



universität
wien

DISSERTATION

Der Einfluss von Nassbaggerungen auf die Grundwasserqualität

Hydrochemische, mikrobiologische und isopenhydrologische Untersuchungen
an fünf österreichischen Baggerseen

Verfasser

Mag. Christian Müllegger

angestrebter akademischer Grad

Doktor der Naturwissenschaften (Dr.rer.nat.)

Wien, im März 2013

Studienkennzahl lt. Studienblatt:

A 091 462

Dissertationsgebiet lt. Studienblatt:

Dr.-Studium der Naturwissenschaften Erdwissenschaften

Betreuer:

Univ.-Prof. Dr. habil. Thilo Hofmann

Zur stabilen Stützung eines Körpers ist es notwendig, daß er mindestens drei Auflagepunkte hat, die nicht in einer Geraden liegen.

Thomas Bernhard, Korrektur

Danksagung

Prof. Thilo Hofmann danke ich ganz besonders für die Vergabe und Betreuung vorliegender Dissertation sowie die Aufnahme in seine Forschungsgruppe. Sein umfassendes und vernetztes Wissen, seine Ideen und Impulse waren mir die beste Unterstützung beim Entstehen dieser Arbeit.

Prof. Tom Battin, Dr. Martin Kainz, Francine Mathieu und Andreas Weilhartner führten mich in die Welt der Limnologie und Mikrobiologie ein, für die Erweiterung meines Systemverständnisses, für die Diskussionen und Anregungen sei ihnen herzlich gedankt.

Für den fachlich fundierten Diskurs im Rahmen des Projekts „Nassbaggerungen“ bedanke ich mich bei Dipl.-Ing. Jörg Ehrenreich, Dipl.-Ing. Ludwig Lutz, Dr. Stefan Rakaseder (Landesregierung Niederösterreich), Dipl.-Ing. Johann Aschauer, Dr. Christoph Kolmer (Landesregierung Oberösterreich), Dr. Michael Ferstl (Landesregierung Steiermark), Dr. Carl Hennrich, Mag. Ursula Huber-Wilhelm, Dipl.-Ing. Bernd Wanivenhaus, Mag. Robert Wasserbacher (Forum mineralische Rohstoffe im Fachverband der Steine- und keramischen Industrie), Dipl.-Ing. Michael Samek, Dr. Otto Vollhofer (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft), Dr. Robert Holnsteiner, Prof. Leopold Weber (Bundesministerium für Wirtschaft, Familie und Jugend).

Zum Gelingen dieser Dissertation waren umfangreiche Feldarbeiten bei mitunter widrigsten Witterungsbedingungen zu leisten, ohne die tatkräftige Unterstützung von Ingrid Altenburger, Bernhard Groiss, Susanne Laumann, Junfeng Liu, Elisabeth Neubauer und Nikolaus van Woerden würden vorliegende Forschungsergebnisse so nicht existieren.

Bei Problemen im Labor konnte ich stets auf die Unterstützung von Petra Körner, Dr. Wilfried Körner und Wolfgang Obermaier zählen, die mir mit ihrem umfangreichen Fachwissen zur Seite standen.

Wesentlich zu meinem wissenschaftlichen Verständnis haben Dr. Mélanie Kah und Dr. Vesna Micić beigetragen, dafür danke ich ihnen recht herzlich.

Meiner internationalen Arbeitsgruppe danke ich für die großartige Unterstützung und für die lebhaften Diskussionen am Mittagstisch.

Im Besonderen danke ich meiner Familie, meinen Freunden, meiner Ehefrau Birgit, die mir in der "unerträglichen Leichtigkeit des Seins" (Milan Kundera) immer beistanden.

Zusammenfassung

Sande und Kiese sind unverzichtbare Rohstoffe. Diese werden vorwiegend durch Trocken- und Nassbaggerungen gewonnen. Bei Nassbaggerungen erfolgt ein Eingriff in das Grundwasser, welcher die Wasserqualität in Hinsicht auf physikalisch-chemische, biologische, organische und anorganische Parameter verändert. Das öffentliche Interesse am Schutz des Grundwassers, im Besonderen für den Schutz der Trinkwasserversorgung, kann in einem Nutzungskonflikt mit dem Interesse, diesen Rohstoff ressourcenschonend durch Nassbaggerungen abzubauen, stehen.

Zur Klärung des Einflusses von Nassbaggerungen auf die abstromige Grundwasserqualität wurden für vorliegende Studie fünf Baggerseen ausgewählt, die sich in Größe (38.000 – 164.000 m²), mittlerer Wassertiefe (2,3 – 6,4 m) und Alter nach Beendigung des Abbaus (1 – 28 Jahre) unterschieden. Um überlagernde Prozesse zu vermeiden, wurden Baggerseen mit möglichst geringer anthropogener Nachnutzung ausgewählt.

Die Forschungsergebnisse zeigten, dass Baggerseen durch deren unterschiedliche (mikrobiellen) Habitate und Redox-Zonierungen die Qualität des abstromigen Grundwassers auch positiv beeinflussen können. Die untersuchten Baggerseen waren Senken für Nährstoffe und Carbonate und förderten den Abbau von organischen Schadstoffen. Die Nährstoffaufnahme von Primärproduzenten sowie mikrobieller Gemeinschaften verringerte signifikant die Nitratkonzentration im Seewasser ($-23,5 \pm 8,7 \text{ mg L}^{-1}$) und begünstigte in weiterer Folge die biogen induzierte Fällung von Calciumcarbonat. Durch Kopräzipitation von Phosphat könnte dies auch den trophischen Zustand der Seen positiv beeinflusst und einer vorzeitigen Eutrophierung entgegengewirkt haben. Im Seewasser wurde die Degradation von Desphenylchloridazon erfasst, dieses Transformationsprodukt von Chloridazon (ein selektives Herbizid), wurde anstromig bei drei der fünf Baggerseen im Grundwasser nachgewiesen ($\leq 0,1 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$), nicht jedoch im Seewasser.

Für Trinkwasserversorger könnten in Situationen mit geogen bzw. anthropogen beeinträchtigter Grundwasserqualität die mögliche Nährstoffretention und Schadstoffdegradation sowie die biogen induzierte Calcitfällung in diesen Seen von Interesse sein und mitunter bewusst genutzt werden.

Grundwasser, das durch einen Baggersee fließt, wird sowohl durch die (mikro)biologisch aktive Wassersäule als auch durch reaktive Zonen im Zu- und Abstrom beeinflusst. So stieg die Konzentration an gelöstem organischen Kohlenstoff (Substrat des mikrobiellen Metabolismus) im Seewasser signifikant an ($+1,64 \pm 0,55 \text{ mg L}^{-1}$), der im See aufgebaute DOC

wurde jedoch an den Grenzflächen (Seesedimenten) nahezu vollständig mikrobiell umgesetzt. Es kam zu keinem nachhaltigen Austrag von DOC aus den Baggerseen, lediglich bei dem jüngsten See kam es, im Vergleich mit dem anstromigen Grundwasser, zu einem Austrag von DOC in das abstromige Grundwasser ($\leq 1,4 \text{ mg L}^{-1}$). Seesedimente können durch die Ausbildung von mikrobiologisch aktiven Zonen Filtrations- und Transformationsprozesse begünstigen. Bei frisch ausgekiesten Baggerseen sind diese mitunter nicht bzw. gering ausgeprägt. Die Ergebnisse dieser Studie geben Hinweise darauf, dass die Ausbildung einer reaktiven Zone, die den DOC-Austrag in das Grundwasser hemmt, bereits unmittelbar nach Beendigung des Kiesabbaus erfolgt.

Unter Bezugnahme der jeweiligen Schutzziele sind insbesondere der thermische Einfluss, die Erhöhung der mikrobiellen Abundanz sowie der unmittelbar mögliche Schadstoffeintrag (z.B. infolge eines Unfalls) als mögliche Gefährdungspotentiale von Baggerseen auf das abstromige Grundwasser zu werten. In diesem Zusammenhang ist die Nachnutzung dieser Seen zu sehen, die Risiken, die sich aus den unterschiedlichen Nachnutzungskonzepten ergeben (z.B. Badeseen, Fischteiche, Landschaftsseen), sind sehr vielfältig, deren Monitoring und Kontrolle mit großen Herausforderungen verbunden.

Vorliegende Dissertation entstand im Rahmen des Projektes: „Einfluss von Nassbaggerungen auf die Oberflächen- und Grundwasserqualität“ und wurde von den österreichischen Bundesländern Niederösterreich, Oberösterreich und Steiermark, dem Forum mineralische Rohstoffe im Fachverband der Stein- und keramischen Industrie sowie dem Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft gefördert. Das Forschungsvorhaben wurde in Zusammenarbeit mit dem WasserKluster Lunz – Biologische Station GmbH mit den Arbeitsgruppen Biofilm and Ecosystem Research Group (Tom J. Battin und Andreas Weilhartner) und Aquatic Lipid and Toxicology Research Group (Martin Kainz und Francine Mathieu) durchgeführt.

Abstract

Sand and gravel are essential mineral resources, and they are mainly obtained by dry or wet dredging. Wet dredging, however, affects the physico-chemical, biological, organic, and inorganic characteristics of groundwater. Public interest in protecting groundwater, especially where it is used to supply drinking water, can conflict with the interests of those wishing to exploit these resources by wet dredging operations.

The aim of this study was to investigate the impact of gravel pit lakes on the groundwater downstream. Five gravel pit lakes with different sizes (38.000 – 164.000 m²), mean water depths (2,3 – 6,4 m), and post-excavation ages (1 – 28 years) were investigated. To avoid overlapping anthropogenic effects, lakes were selected that had as little human influence as possible.

The investigations revealed highly active biological systems within the lake water and at the interfaces, with a variety of (microbial) habitats and redox environments that served also to improve the quality of downstream groundwater. The gravel pit lakes acted as sinks for nitrates and carbonates, and stimulated the degradation of pollutants. The nutrient uptake by primary producers and microbial communities significantly reduced the nitrate concentration in lake water ($-23,5 \pm 8,7 \text{ mg L}^{-1}$) and encouraged biological decalcification. The co-precipitation of phosphate with calcite in this context may also have a positive influence on trophic conditions within the lakes. Degradation of desphenylchloridazone was also observed to occur in lake water; this transformation product of chloridazone (a herbicide) was detected in groundwater upgradient from three lakes ($\leq 0,1 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$) but was not present in the lake water.

The observed effects could be of considerable benefit to waterworks especially in situations where nitrate concentrations exceed drinking water guidelines, or where groundwater is predominantly hard due to the local geology.

Gravel pit lakes affect groundwater through both bank filtration and (micro)biological reactions within the lake itself. Although dissolved organic carbon (DOC) concentrations increased significantly in lake water ($+1,64 \pm 0,55 \text{ mg L}^{-1}$), the lake-generated DOC was almost completely degraded at the microbial interfaces. Thus we found no significant export of DOC from lakes to groundwater. Only at the youngest lake, where dredging was completed just one year ago, was an elevated DOC concentration observed in the downgradient groundwater ($\leq 1,4 \text{ mg L}^{-1}$). Young gravel pit lakes may have had insufficient time for adequate sediment deposits to have formed, and degradation processes at the outflow may

consequently not yet be well established. Our results provide evidence that a protective sediment layer that is sufficient to inhibit the export of dissolved organic carbon to downgradient groundwater is established directly after the cessation of excavation.

However, the downgradient groundwater is in principle more vulnerable to contamination by the loss of protective soil cover and exposure to the atmosphere. Potential risks to the groundwater can be related to thermal impact, changes in microbial abundance, or the possibility of direct input of pollutants into groundwater (e.g. accidental release of harmful substances). In this context, post-excavation use of gravel pit lakes by humans, such as for recreational activities and water sports, or for fish farming, has to be taken into consideration. The risk potentials from these activities are diverse; the monitoring and control of such risks remains a challenge, and may not always be possible.

This dissertation derives from the project entitled "Impact of wet dredging on the surface- and groundwater quality". The research was funded by the Austrian Association for Building Materials and Ceramic Industries, by the Provinces of Lower Austria, Upper Austria, and Styria, and by the Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management. This joint research project was carried out in cooperation with the WasserKluster Lunz – Biologische Station GmbH, with the participation of the Biofilm and Ecosystem Research Group (Tom J. Battin and Andreas Weilhartner) and the Aquatic Lipid and Ecotoxicology Research Group (Martin Kainz and Francine Mathieu).

Beiträge anderer Personen zu dieser Arbeit

Vorliegendes Forschungsprojekt wurde in Zusammenarbeit mit dem WasserKluster Lunz – Biologische Station GmbH mit den Arbeitsgruppen:

- **Biofilm and Ecosystem Research Group (BERG)**: Prof. Tom J. Battin, Mag. Andreas Weilhartner und
- **Aquatic Lipid and Toxicology Research Group (Liptox)**: Dr. Martin Kainz, Francine Mathieu, MSc

durchgeführt. Feld- und Laborarbeit wurden in enger Kooperation umgesetzt.

Die Ausarbeitung der Problemstellung sowie die Zielsetzung des Forschungsprojektes wurden in gemeinschaftlichem Diskurs mit den Arbeitsgruppen erarbeitet. In diesem Projektstadium fanden auch die sehr umfangreichen gemeinschaftlichen Vorerhebungen zur Auswahl der Baggerseen und die bathymetrischen Vermessungen statt.

Die Messung der Seewasser-Parameter (pH-Wert, Wassertemperatur, elektrische Leitfähigkeit, gelöster Sauerstoff) sowie die Probenahme der Seewasserproben für weiterführende Untersuchungen wurden von der Arbeitsgruppe Liptox durchgeführt.

Die Massenbilanzierung für Nitrat, Phosphat und gelösten organischen Kohlenstoff wurde in Zusammenarbeit mit der Forschungsgruppe Berg berechnet. Mikrocytin_{LR} wurde von der Forschungsgruppe Liptox, der gelöste organische Kohlenstoff, die mikrobielle Abundanz sowie die Nährstoffe Nitrat und Phosphat von der Arbeitsgruppe Berg gemessen.

Die Messung der Pestizide und Transformationsprodukte wurde von der Landesregierung Niederösterreich initiiert und von der MAPAG-Materialprüfung GmbH durchgeführt.

Bislang aus diesem Forschungsprojekt veröffentlichte **Publikationen (peer-reviewed)**:

Muellegger C, Weilhartner A, Battin TJ, Hofmann T. Positive and negative impacts of five Austrian gravel pit lakes on groundwater quality. *Science of the Total Environment* 2013; 443: 14-23.

Weilhartner A, **Muellegger C**, Kainz M, Mathieu F, Hofmann T, Battin TJ. Gravel pit lake ecosystems reduce nitrate and phosphate concentrations in the outflowing groundwater. *Science of the Total Environment* 2012; 420: 222-228.

Inhaltsverzeichnis

Danksagung.....	I
Zusammenfassung.....	III
Abstract.....	V
Beiträge anderer Personen zu dieser Arbeit.....	VII
Inhaltsverzeichnis.....	VIII
1 Problemstellung und Zielsetzung.....	1
2 Einleitung.....	2
3 Auswahl der Untersuchungsaggerseen.....	5
3.1 Grundwasserleiter Marchfeld (Baggersee Pframa).....	7
3.2 Grundwasserleiter Tullner Feld (Baggersee Grafenwörth).....	8
3.3 Grundwasserleiter Leibnitzer Feld (Baggersee Tillmitsch).....	9
3.4 Grundwasserleiter Ybbser Scheibe (Baggersee Persenbeug).....	10
3.5 Grundwasserleiter Welser Heide (Baggersee Hörsching).....	11
4 Untersuchungsmethoden.....	13
4.1 Instrumentierung der Baggerseen.....	13
4.2 Bathymetrie.....	15
4.3 Untersuchungsparameter und Probenahme.....	15
4.4 Statistische Analysen und Berechnungen.....	19
5 Mittlere Verweilzeit des Seewassers und Grundwasserbilanz.....	21
5.1 Erfassung der mittleren Verweilzeit des Seewassers mit Hilfe der stabilen Wasserisotope $\delta^{18}\text{O}$ und $\delta^2\text{H}$	21
5.2 Erfassung der mittleren Verweilzeit des Seewassers mit Hilfe numerischer Grundwassermodellierung.....	29
5.3 Vergleich und Diskussion der unterschiedlichen Erfassungsmethoden der mittleren Verweilzeit des Seewassers.....	39
6 Einfluss der untersuchten Baggerseen auf die Beschaffenheit des abstromigen Grundwassers.....	42
6.1 Charakteristik und Einteilung der Grundwassertypen der Untersuchungsgebiete.....	42
6.2 Messwerte und Berechnungen.....	43
7 Diskussion.....	70
7.1 Mischungs- und Stratifizierungsphasen der untersuchten Baggerseen.....	70
7.2 Entwicklung der gelösten Sauerstoffkonzentration entlang des Gradienten: Anstrom – See – Abstrom.....	72
7.3 Grundwassertemperatur.....	73
7.4 Mikrobielle Abundanz.....	74
7.5 Gelöster organischer Kohlenstoff.....	74
7.6 Stickstoff und Phosphat.....	75
7.7 Biogen induzierte Calcit-Fällung.....	77

7.8	Mikrocystin.....	79
7.9	Pestizide und Transformationsprodukte	80
7.10	Schwermetalle und Aluminium.....	80
7.11	Langfristige Entwicklung von Baggerseen	81
8	Schlussfolgerungen und Ausblick	84
9	Kurzfassung.....	87
10	Literatur	92
A)	Symbolverzeichnis	
B)	Abbildungsverzeichnis	
C)	Tabellenverzeichnis	
D)	Photographien der untersuchten Baggerseen	
E)	Vermessungsdaten der Grundwassermessstellen und Peilrohre	
F)	Wilcoxon-Tests für Paardifferenzen	
G)	Schwermetall- und Aluminiumkonzentrationen	
H)	Dokumentation der numerischen Grundwasserströmungsmodelle	
I)	Curriculum Vitae	

1 Problemstellung und Zielsetzung

Das öffentliche Interesse am Schutz des Grundwassers für eine gesicherte Trinkwasserversorgung und der rechtlich verankerte Vorrang der Trinkwasserversorgung vor anderen Nutzungen erfordern den besonderen Schutz sensibler Bereiche, insbesondere den der Einzugsgebiete von Trinkwasserversorgungsanlagen.

Sand und Kies sind demgegenüber unverzichtbare Rohstoffe für die Bauwirtschaft. Aufgrund der natürlich limitierten Menge dieser Rohstoffe ist eine rohstoffschonende Gewinnung von hoher wirtschaftlicher Relevanz. Die Gewinnung von Rohstoffen ist stets mit einem Eingriff in die Natur verbunden. Aus rohstoffwirtschaftlicher und raumplanerischer Sicht sollen oberflächennahe Rohstoffvorkommen möglichst vollständig genutzt werden, da durch den Verzicht auf Nassbaggerungen tiefere, ins Grundwasser reichende Lagerstätten nur teilweise ausgenutzt und die unter der Grundwasseroberfläche gelegenen Teile der Lagerstätten nicht gewonnen werden. Dies führt zum einen zu einer Verringerung der gewinnbaren Rohstoffressourcen, zum anderen zu einem größeren Flächenverbrauch durch die vermehrte Anlage von Trockenbaggerungen und somit langfristig zu einer Reduzierung der nutzbaren Baurohstoffe in Österreich. Es besteht jedoch die Besorgnis, dass Nassbaggerungen die Grundwasserqualität negativ beeinflussen.

Nassbaggerungen und das öffentliche Interesse am Schutz des Grundwassers für eine gesicherte Trinkwasserversorgung führen demnach zunehmend zu Nutzungskonflikten, deren Lösung eine sachbezogene und fachlich fundierte Beurteilung erfordern. In diesem Forschungsprojekt wurde der Einfluss von Baggerseen auf das abstromige Grundwasser sowie die Qualität des Seewassers untersucht.

Um Aussagen treffen zu können, sind umfangreiche Kenntnisse der hydrogeologischen Prozesse, der biologischen und biogeochemischen Prozesse im Oberflächenwasser, der biologischen und biogeochemischen Prozesse an den Grenzflächen zwischen Grundwasserkörper und Oberflächenwasser und im angrenzenden Grundwasserkörper notwendig. Dies erfordert die Untersuchung und Beschreibung der ökologischen Prozesse im Baggersee und Grundwasser. Stoffflüsse, Quellen und Senken sowie die Stoffumwandlung (z.B. Nitratabbau) wurden in den folgenden vier Systemen untersucht:

1. Stoffeintrag in den Baggersee aus dem anstromigen Grundwasser,
2. Biochemische Prozesse im offenen Wasserkörper, zwischen Wasserkörper und Sediment,
3. Stoffeintrag und Austausch zwischen Atmosphäre und offenem Wasserkörper,
4. Stoffaustrag aus dem Baggersee in das abstromige Grundwasser.

2 Einleitung

Sande und Kiese sind nicht erneuerbare mineralische Primärrohstoffe und stehen am Beginn vieler Wertschöpfungsketten (Drew et al., 2002). Der europäische Verbrauch wurde im Jahr 2010 mit ca. 3 Milliarden Tonnen bemessen (UEPG, 2012), alleine in Österreich wurden ca. 24 Millionen Tonnen Sande und Kiese gefördert (BMWfJ, 2011), dies entsprach einem Pro-Kopf-Verbrauch von ca. 3 Tonnen im Jahr.

Mineralische Primärrohstoffe sind in vielen Bereichen unverzichtbar, so werden nicht nur im Hoch- und Tiefbau sowie in der Errichtung und Erhaltung des Verkehrsnetzes große Volumina benötigt, sondern z.B. auch für den Hochwasserschutz, für Kanalisation und Energieversorgung (Drew et al., 2002). Der Abbau ist häufig nicht ressourcenlimitiert, sondern wird aufgrund des zunehmenden Flächenverbrauchs von Siedlungen (Johnson, 2001) sowie hinsichtlich des Natur- und insbesondere des Grundwasserschutzes (Botta et al., 2009) beschränkt. Der Bedarf an mineralischen Rohstoffen wird jedoch nicht durch die Beschränkung von Abbaugebieten vermindert (Arbogast et al., 2000), vielmehr führen bei gesellschaftlich benötigten Rohstoffen Beschränkungen dazu, dass diese von weiter entfernten Lagerstätten herbeigeschafft werden müssen. Im Zuge dessen kommt es zu vermehrtem Verkehrsaufkommen und steigendem Energieverbrauch. Werden Transportstrecken aufgrund von Abbaubeschränkungen verlängert, führt dies zu einer erhöhten Umweltbelastung und konterkariert mitunter beabsichtigte Entwicklungen (Arbogast et al., 2000).

Ökologisch und ökonomisch interessant ist demnach der Abbau von Sanden und Kiesen im Nahbereich des Verbrauchers, wobei quartäre fluviatile Sedimente qualitative und quantitative bedeutende Lagerstätten darstellen (Botta et al., 2009).

Eine rohstoffwirtschaftliche, aber auch raumplanerische bedeutende Abbauf orm ist der Nassabbau. Durch Nassbaggerungen werden Sand- und Kiesvorkommen unterhalb des Grundwasserspiegels gefördert, und es entstehen Oberflächengewässer, die auch nach Beendigung des Abbaus bestehen bleiben. Eine anschließende Verfüllung der Baggerseen mit nicht verwertbaren Materialien ist in der Regel in den Untersuchungsgebieten nicht zulässig (BMLF, 1975). Durch die Freilegung des Grundwassers kommt es zur Wechselwirkung zwischen Atmosphäre und Grundwasser. Der Eingriff verändert die Wasserqualität in Hinsicht auf physikalisch/chemische, biologische, organische und anorganische Parameter (vgl. Bertleff et al., 2001; Fank et al., 2005; Sampl, 1995).

Im Einzugsgebiet von Trinkwasserfassungen bzw. Trinkwasserhoffnungsgebieten kommt es dementsprechend zu Nutzungskonflikten, insbesondere da Baggerseen nach Beendigung des

Abbaus einem starken Nachnutzungsdruck unterliegen, wobei die Nutzung als Fisch- oder Schwimmteiche in Österreich vorherrschend ist (Yehdegho und Probst, 2001).

Ein schematischer Querschnitt durch einen grundwassergespeisten Baggersee wird in Abb. 1 dargestellt. Das Grundwassergefälle wird durch Baggerseen aufgrund der horizontalen Einspiegelung der Seeoberfläche, der veränderten Durchlässigkeit an den Unterwasserböschungen sowie einer veränderten Grundwasserneubildung beeinflusst. Im anstromigen und abstromigen Grundwasser kommt es so zu einer Versteilung des Grundwassergefälles. Durch diese Versteilung kann sich das regionale Einzugsgebiet des Grundwassers im Bereich des Baggersees verändern. Die hydraulischen Auswirkungen durch die Anlage eines Baggersees wurden in der internationalen Literatur bereits umfassend diskutiert (vgl. Apaydin, 2012; Bertleff et al., 2001; Sampl, 1995; Yehdegho et al., 1997).

Im Verlauf der Alterung von Baggerseen kommt es zu einer fortschreitenden Abdichtung der Ufer- und Seegrundbereiche (Boos und Strohm, 1995). Dadurch wird die Einströmung des Grundwassers in den See reduziert, der See entkoppelt sich hydraulisch immer mehr von der Grundwasserströmung.

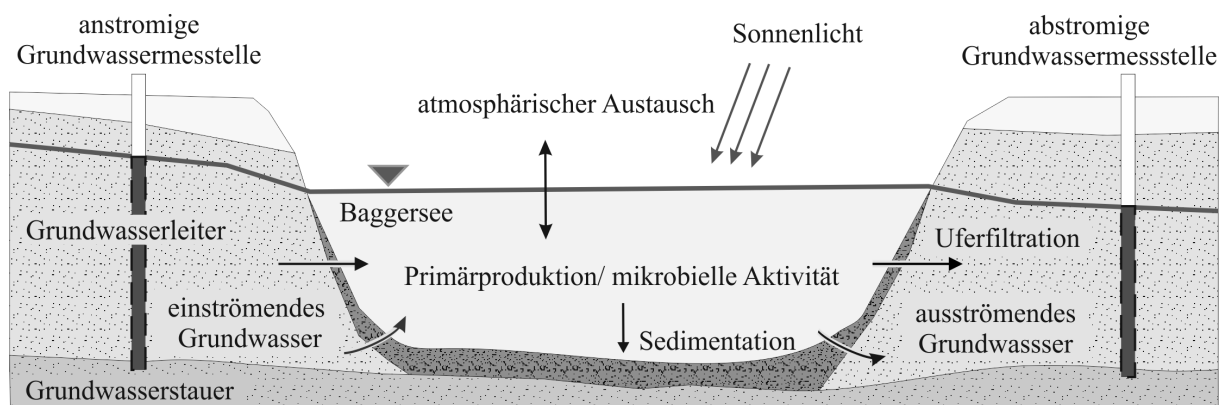


Abb. 1: Schematischer Querschnitt eines grundwassergespeisten Baggersees (Muellegger et al., 2013, verändert)

Der geöffnete Grundwasserkörper ist den jahreszeitlichen atmosphärischen Temperaturschwankungen stärker ausgesetzt, und die Temperaturkompensation ist geringer als die des Grundwassers. Das abstromige Grundwasser spiegelt diesen jahreszeitlichen Temperaturgradienten, je nach Anbindung des Baggersees, in einer stärkeren Abkühlung, bzw. Erwärmung verglichen mit dem unbeeinflussten Grundwasser wider.

Durch den Verlust der ungesättigten Bodenzone und insbesondere in Abhängigkeit von der jeweiligen Nachnutzung steigt das Gefährdungspotential für das abstromige Grundwasser. Gefährdungen können z.B. durch atmosphärische Schadstoffeinträge (Couillard et al., 2008),

Oberflächenabfluss von kontaminierten Flächen in den See (Bach et al., 2001), Oxidation von reduzierten Mineralen (Marques et al., 2012), pathogenen Keimen (Brookes et al., 2004), sowie durch die Beeinflussung des Nährstoffkreislaufes (Wingender und Flemming, 2011) entstehen. Mit steigender Nährstoffzufuhr (Eutrophierung von Baggerseen) kann es zur Massenvermehrung von Cyanobakterien kommen. Die von diesen Bakterien produzierten Mikrocytine wirken bereits in geringen Konzentrationen ($>1 \mu\text{g L}^{-1}$) toxisch auf aquatische Lebewesen und Menschen (Funari und Testai, 2008).

Grundwasser, das durch einen Baggerseen fließt, wird sowohl durch die (mikro)biologisch aktive Wassersäule als auch durch die Uferfiltration beeinflusst. Die positiven Aspekte der Uferfiltration betreffen z.B. den Abbau von organischen Kontaminanten, die Filtration von pathogenen Keimen oder den Abbau von gelöstem organischen Kohlenstoff (vgl. Kedziorek et al., 2008; Massmann et al., 2008; Wiese et al., 2011). Die Wasserqualität wird bereits in der offenen Wassersäule des Sees durch Primärproduzenten sowie mikrobielle Gemeinschaften verändert (Nizzoli et al., 2010). Mikrobielle Gemeinschaften, welche die Grenzflächen besiedeln, nehmen Nährstoffe auf, metabolisieren gelösten organischen Kohlenstoff und tragen zur Veränderung des Chemismus des abstromigen Grundwassers bei (Bottacin-Busolin et al., 2009). Darüber hinaus wird durch die CO_2 -Aufnahme von Primärproduzenten sowie den atmosphärischen Austausch das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht im Seewasser verändert und kann eine abiotische und/oder biogene Teilenthärtung bewirken (Stumm und Morgan, 1996).

Diese in der Literatur primär an natürlich entstandenen Seen beschriebenen Prozesse erlangen eine besondere Bedeutung bei künstlich geschaffenen Baggerseen, die im Einzugsgebiet von Trinkwasserversorgern liegen. Obwohl das System Baggersee bereits in einigen wissenschaftlichen Studien erforscht wurde (vgl. Alfreider et al., 2001; Bertleff et al., 2001; Nizzoli et al., 2010), erschwert mitunter die Fragmentierung der einzelnen Forschungsdisziplinen die Übertragbarkeit der einzelnen Teilprozesse. Die vorliegende Arbeit entstand dementsprechend in der disziplinübergreifenden Zusammenarbeit zwischen Hydrogeologen, Limnologen und Mikrobiologen.

3 Auswahl der Untersuchungsaggerseen

Die untersuchten Baggerseen wurden nach einem engen Kriterienkatalog ausgewählt. Wesentlich war hierbei, dass lediglich Baggerseen in die Untersuchung aufgenommen wurden, bei denen der Abbau bereits vollständig abgeschlossen war. Angestrebt wurde ein möglichst großer Altersgradient (Alter nach Beendigung des Abbaus) der Baggerseen, um altersspezifische Prozesse zu erforschen, die in einem zeitlich befristeten Projekt ansonsten nicht möglich wären. Neben der möglichst geringen anthropogenen Nachnutzung wurde Wert darauf gelegt, dass die Seen weder über einen Oberflächenzufluss verfügten noch im Hochwassereinzugsbereich von Flüssen lagen. Um das System Baggersee möglichst frei von überlagernden Prozessen zu analysieren, wurden Baggerseen mit bekannten Altlasten im Zustrom ausgeschlossen. Eine ausführliche Dokumentation zur Vorauswahl der Baggerseen ist bei Hofmann und Muellegger (2011) nachzulesen. Die letztlich für das Projekt ausgewählten Baggerseen wurden vorrangig nicht intensiv genutzt und zeigen sowohl hinsichtlich der Größe als auch des Alters einen deutlichen Gradienten. Photographien der Nassbaggerungen und eine kurze Beschreibung der Vegetationsentwicklung befinden sich im Anhang D.

Abb. 2 fasst die wesentlichen Charakteristika der einzelnen Baggerseen zusammen. Die Seenfläche der Baggerseen reichte von 38.000 – 164.000 m², die maximale Tiefe lag zwischen 5 und 10,1 m, das Ende der Auskiesung bzw. die Rekultivierung lag zwischen 1 und 28 Jahren zurück.

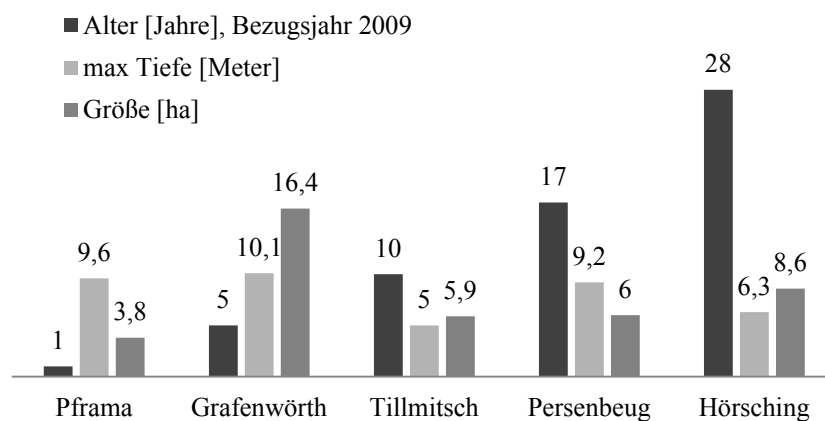


Abb. 2: Charakteristika der in das Forschungsprojekt aufgenommenen Baggerseen

Die fünf untersuchten Baggerseen befinden sich im österreichischen Alpenvorland im geologischen Bereich der Molassezone und der inneralpinen Becken (Faupl, 2000). Abb. 3 zeigt die Lage in Österreich sowie eine Detailansicht der Seen mit den jeweiligen

Grundwasserisohypsen und den Grundwassermessstellen. Die Nachnutzung der Baggerseen war auf Sportfischerei mit einem maximalen Fischbesatz von 150 kg ha^{-1} beschränkt. Die Baggerseen waren gegenüber landwirtschaftlichen Flächen von einem Vegetationspuffer umgeben, dessen Dichte und Höhe von den veranlassten Rekultivierungsmaßnahmen und dem Alter der Seen abhängig waren (Anhang D für Details). Die Landnutzung im unmittelbaren Bereich war ackerbaulich geprägt.

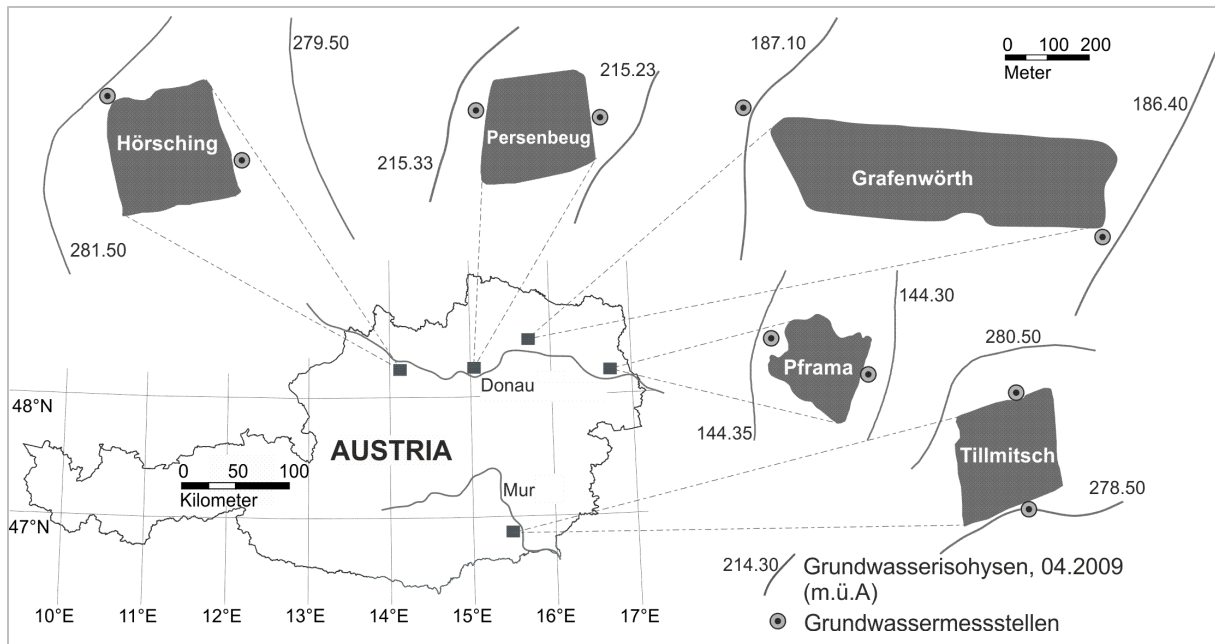


Abb. 3: Lage der fünf Baggerseen in Österreich und Detailansicht der Seen mit Grundwasserisohypsen sowie Position der an- und abstromigen Grundwassermessstellen

Die umgebenden Grundwasserleiter bestehen aus carbonatreichen fluviatilen Sedimenten. Die lithologisch dominierenden Einzugsgebiete sind die Nördlichen Kalkalpen und im südlichen Untersuchungsgebiet die Zentralen Ostalpen (Faupl, 2000). Die guten Durchlässigkeitsbeiwerte (ca. $1,5 \cdot 10^{-2} - 5 \cdot 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$) spiegeln die für die Kieswirtschaft interessanten Korngrößen (Kiese und Sande) mit geringem Feinanteil wider (Tab. 1).

Tab. 1: Durchlässigkeitsbeiwerte [m s^{-1}] und Grundwasserspiegelgefälle [%] in den jeweiligen Untersuchungsgebieten

Baggersee	Grundwasserspiegelgefälle	Durchlässigkeitsbeiwert
Pframa	0,3	$5 \cdot 10^{-3}$
Grafenwörth	0,8	$5 \cdot 10^{-3}$
Tillmitsch	1,5	$1 - 5 \cdot 10^{-3}$
Persenbeug	0,4	$5 \cdot 10^{-3}$
Hörsching	2,9	$1 - 1,5 \cdot 10^{-2}$

Grafenwörth, Pframa und Persenbeug sind von der Sedimentation der Donau dominiert und zeigen sehr ähnliche Durchlässigkeitsbeiwerte. Den ähnlichen Durchlässigkeitsbeiwerten stehen sehr unterschiedliche Grundwasserspiegelgefälle in den Untersuchungsgebieten gegenüber. Die Grundwasserspiegelgefälle sind in Pframa und Persenbeug mit ca. 0,3 bzw. 0,4‰ sehr gering, während jene in Tillmitsch, Grafenwörth und Hörsching bis zu 2,9‰ betragen.

3.1 Grundwasserleiter Marchfeld (Baggersee Pframa)

Der zu untersuchende Baggersee befindet sich in Niederösterreich im Porengrundwasserkörper des Marchfeldes. Er liegt zwischen den Ortschaften Wagram an der Donau, Pframa und Eckartsau. Das Marchfeld ist Teil des Wiener Beckens, das als 200 km langer und maximal 50 km breiter Rhombus zwischen Alpen und Karpaten liegt. Das Wiener Becken stellt ein „Pull-Apart-Basin“ dar und liegt zwischen großen Blattverschiebungssystemen (Wessely, 2006). Die Pannon-Sedimente sind aus Tonmergel, Sanden, Kiesen und Schotter aufgebaut, die flächig von Sedimenten des Pliozän und des Quartärs überlagert werden. Die jungpleistozänen Schotter nehmen flächenmäßig ca. die Hälfte des südlichen Teiles des Marchfeldes ein, die höheren Terrassen im Norden bestehen aus älteren Schotterflächen und befinden sich auf einem 8 – 10 m höheren Niveau. Die Niederterrasse wurde aus Schottersedimenten der Donau gebildet, die wiederum aus der flächigen Ausräumung der älteren Terrassen stammten (Stecker, 1987 in Wenter, 2007). Pframa liegt im Bereich der Niederterrasse, der Grundwasserstauer befindet sich in ca. 40 m Tiefe.

Das Grundwasser im Umfeld des Baggersees strömt von West nach Ost. Die Grundwasserisohypsen in Abb. 4 repräsentieren den mittleren Grundwasserspiegel zum Stichtag 01.02.2001 (Fank et al., 2008). Bei der makroskaligen Betrachtung des Marchfeldes schätzen Schuch (1977) und Cepuder (1998) Durchlässigkeitsbeiwerte zwischen $2 \cdot 10^{-2}$ und $1 \cdot 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$, welche denen von Kiesen und Sanden entsprechen. Das Untersuchungsgebiet zeichnet sich durch ein relativ flaches Grundwasserspiegelgefälle von ca. 0,3‰ aus, es ist von einer geringen Abstandsgeschwindigkeit auszugehen.

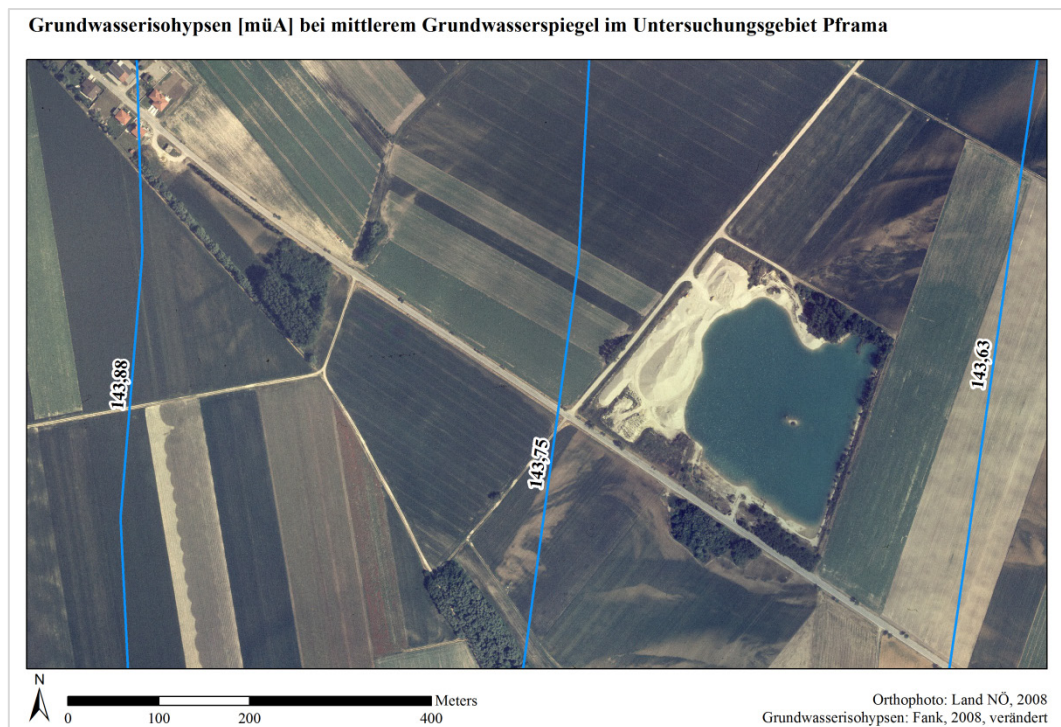


Abb. 4: Grundwasserisohypsen des Untersuchungsgebietes in Pframa bei mittlerem Grundwasserspiegel (Stichtag: 01.02.2001)

3.2 Grundwasserleiter Tullner Feld (Baggersee Grafenwörth)

Das Untersuchungsgebiet befindet sich in Niederösterreich und liegt zwischen den Orten Grafenegg und Grafenwörth. Nördlich des Baggersees befindet sich eine aktive Nassbaggerung. Quartäre Donausedimente mit einer Mächtigkeit von 12 – 16 m bilden den Grundwasserleiter, der durch die gegenseitige Beeinflussung von Traisen, Kamp und Krens und der dominierenden Donau in einer sehr wechselhaften Sedimentabfolge bzw. Sedimentmächtigkeit abgelagert wurde. Als Grundwasserstauer sind tonig-sandige Sedimente des Tertiärs ausgebildet. Mittel- und Grobkiesfraktion überwiegen, wobei auch wechselnde Anteile der Steinfraktion vorkommen, untergeordnet sind Sandhorizonte eingeschaltet (Meyer, 1997). Der Durchlässigkeitsbeiwert für den Grundwasserleiter wird nach Schuch (1973, in Meyer, 1997) mit $5 \cdot 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$ angegeben.

Auf Grundlage des Grundwassermodells Kremser Bucht (Fank et al., 2002) wurden die Grundwasserisohypsen im Untersuchungsgebiet abgeleitet (Abb. 5). Die Grundwasserisohypsen repräsentieren den Grundwasserstand zum Stichtag am 01.06.1995. Der Grundwasserstrom schwenkt im Untersuchungsgebiet von Südost nach Ostsüdost. Der hydrodynamische Einfluss der Baggerseen ist durch diese Grundwasserisohypsen nur teilweise wiedergegeben, die in der Zwischenzeit fortgeschrittene Nassbaggerung nördlich des Baggersees ist noch nicht implementiert.



Abb. 5: Grundwasserisohypsen des Untersuchungsgebietes in Grafenwörth bei mittlerem Grundwasserspiegel (Stichtag: 01.06.1995)

3.3 Grundwasserleiter Leibnitzer Feld (Baggersee Tillmitsch)

Der Untersuchungs-baggersee befindet sich in der Steiermark nördlich von Tillmitsch zwischen den Orten Jöb und Bachsdorf. Die Mur fließt in ca. 1 km Entfernung östlich des Baggersees in südwestliche Richtung. Der Grundwasserleiter besteht aus fluvioglazialen Sedimenten des Quartärs und baut sich hauptsächlich aus Kiesablagerungen mit eingeschalteten Sandlinsen auf. Den Grundwasserstauer bilden Tertiärsedimente, vorwiegend Tonmergel, Tone und Schluffe (Sampl, 1995).

Die Grundwasserisohypsen in Abb. 6 repräsentieren den mittleren Grundwasserspiegel zum Stichtag 26.03.1999. Die Grundwasserströmungsrichtung schwenkt von Südost nach Süden. Im nordöstlichen Anstrombereich des Baggersees zeigt sich ein erhöhtes Grundwasserspiegelgefälle, welches einerseits auf den direkten Einfluss der Baggerseenkette selbst, andererseits auf die Jöber Rißterrasse zurückzuführen ist (Fank et al., 2005). Im unmittelbaren Abstrombereich (ca. 40 m) befindet sich ein weiterer Baggersee. Die Durchlässigkeitsbeiwerte streuen im Untersuchungsgebiet (Würmterrasse des Leibnitzer Feldes) um $5 \cdot 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$. Bei der Terrassenkante der Jöber Rißterrasse im östlichen Bereich liegen die Durchlässigkeitsbeiwerte bei ca. $1 \cdot 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$ (Fank et al., 2005). Die grundwassererfüllte Mächtigkeit des Grundwasserleiters beträgt im Bereich des Baggersees ca. 5 – 6 m.

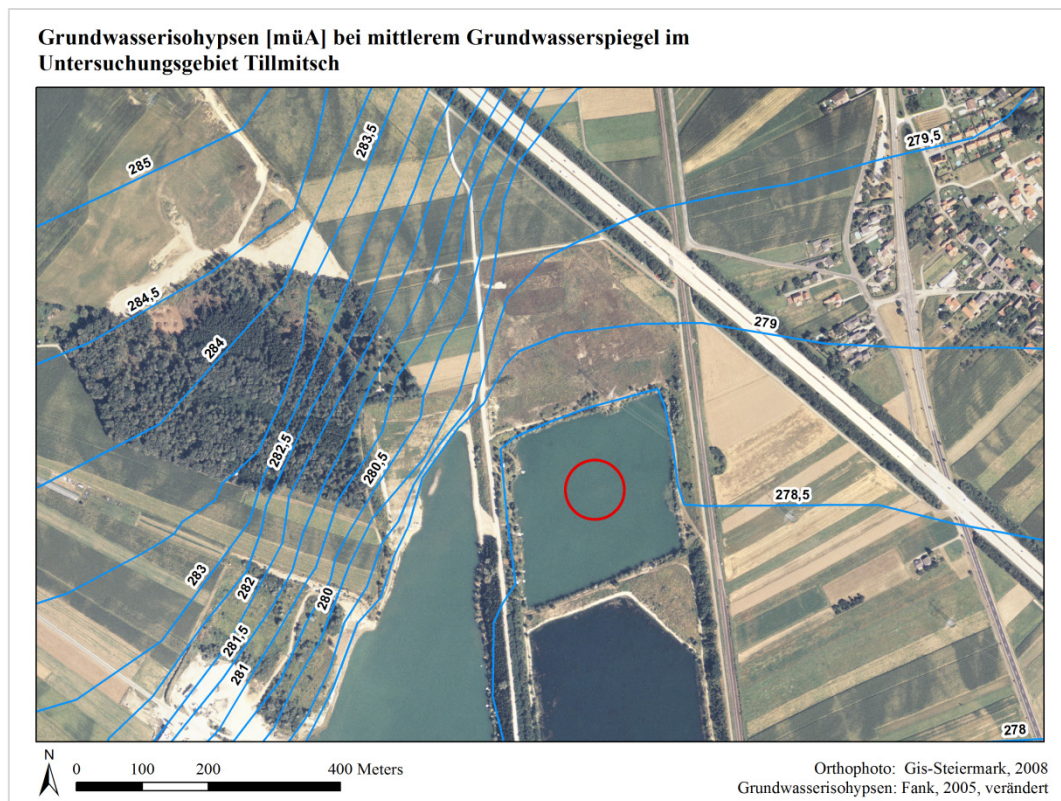


Abb. 6: Grundwasserisohypsen des Untersuchungsgebietes in Tillmitsch bei mittlerem Grundwasserspiegel (Stichtag: 26.03.1999)

3.4 Grundwasserleiter Ybbser Scheibe (Baggersee Persenbeug)

Der Baggersee befindet sich östlich von Persenbeug in Niederösterreich. Der Grundwasserleiter der Ybbser Scheibe wird von der Donau U-förmig umflossen. Die den Grundwasserleiter aufbauenden Donauschotter bestehen hauptsächlich aus Kalk- und Sandsteinfraktionen und sind zwischen 10 – 12 m mächtig. Die durch zahlreiche Sedimentations- und Erosionsprozesse gesteuerte erdgeschichtliche Entwicklung der Ybbser Scheibe spiegelt sich in einem stark strukturierten Grundwasserstauer wider, der durch Schliersedimente (Schluffe und Tone) aufgebaut wird. Typisch sind in diesem Abschnitt Konglomeratbänke, die von quartären Schottern überlagert werden. Der Durchlässigkeitsbeiwert des Grundwasserleiters wird mit $5 \cdot 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$ angegeben (Scheidleder, 2005).

Abb. 7 zeigt die Grundwasserisohypsen bei mittlerem Grundwasserspiegel zum Stichtag 17.03.1996 (Amt der NÖ Landesregierung, 2009a). Die Fließrichtung des Grundwassers ist im Nahbereich des Baggersees südost gerichtet. 300 m südlich des Baggersees befindet sich die Wasserversorgung der Marktgemeinde Persenbeug-Gottsdorf mit einem Höchstentnahmekonsens von 80 L s^{-1} , bei max. Konsensentnahme befindet sich der Baggersee im Zustrombereich der Trinkwasserfassung (Amt der NÖ Landesregierung, 1994).

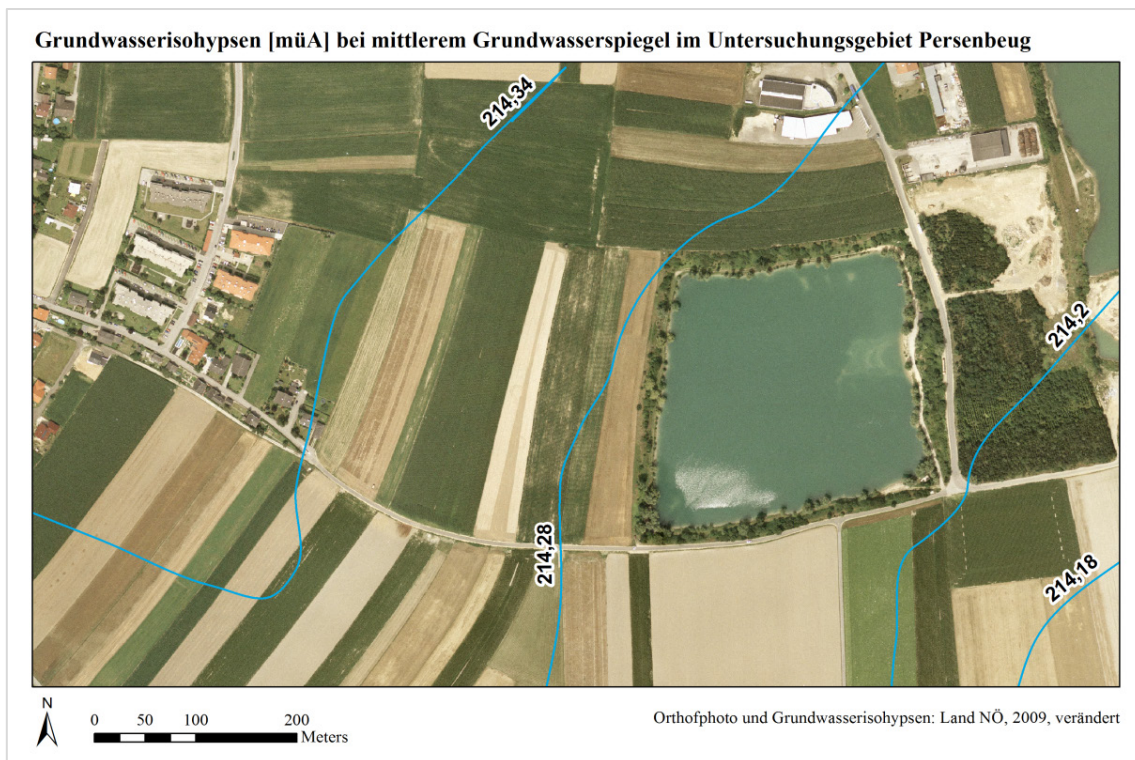


Abb. 7: Grundwasserisohypsen des Untersuchungsgebietes in Persenbeug bei mittlerem Grundwasserspiegel (Stichtag: 17.03.1996)

3.5 Grundwasserleiter Welser Heide (Baggersee Hörsching)

Das Untersuchungsgebiet befindet sich in Oberösterreich in der Ortschaft Rudelsdorf (3 km südlich von Hörsching). Im Westen, durch einen Damm getrennt, befindet sich ein weiterer kleinerer Abgrabungssee. Der Grundwasserleiter der Welser Heide wird aus fluvioglazialen Sedimenten des Quartärs aufgebaut und besteht überwiegend aus gut gerundeten Karbonaten. Die mittleren Durchlässigkeitsbeiwerte streuen im unmittelbaren Untersuchungsgebiet zwischen $1 - 1,5 \cdot 10^{-2} \text{ m s}^{-1}$. Die grundwassererfüllte Mächtigkeit beträgt im Umfeld des Baggersees in etwa 6–7 m, der Grundwasserstauer wird aus Schluffen und Tonen des Tertiärs aufgebaut (Amt der OÖ Landesregierung, 2004).

Abb. 8 zeigt die Grundwasserisohypsen bei mittlerem Grundwasserspiegel. Die Fließrichtung schwenkt von Nordwest kommend Richtung Osten. Bedingt durch den Kraftwerksbau in Traun/Pucking (1980) wurde die Traun im Untersuchungsgebiet mit Schmalwandabdichtungen gegenüber dem Umland abgedichtet. Ein Austausch mit dem Begleitstrom der Traun findet seither nicht mehr statt. Als Vorfluter dient im Nahbereich des Baggersees teilweise das Innerwasser im Auenbereich. Der Baggersee wird vorwiegend in nördlichen und westlichen Bereichen angeströmt.



Abb. 8: Grundwasserisohypsen des Untersuchungsgebietes in Hörsching bei mittlerem Grundwasserspiegel

4 Untersuchungsmethoden

4.1 Instrumentierung der Baggerseen

4.1.1 Abteufung der Grundwassermessstellen

Die Grundwassermessstellen wurden mittels Doppelrohrrammkernsondierung abgeteuft. Diese wurde mit einer Sondierdraupe (GTR780 V, Geotool) ausgeführt. Das hohle Außenrohr mit einem Durchmesser von 90 mm wurde zusammen mit dem hohlen Innenrohr (\varnothing 80 mm) in den Boden gerammt. Nach jeweils einem Meter wurde das Innenrohr gezogen, das Außenrohr verblieb im Sediment. Für die Sedimentansprache wurde das Innenrohr mit einem „Inliner“ ausgestattet (HDPE, High Density Polyethylen). Auf das im Sediment verbliebene Außenrohr wurde ein weiteres Außenrohr aufgeschraubt und anschließend zwei Meter Innenrohr in die Außenrohre eingebracht. Der nächste Meter wurde geschlagen und danach die zwei Meter Innenrohr wiederum gezogen, das Außenrohr verblieb im Sediment. Eine Stauchung des Sedimentes während des Rammvorganges wurde vorwiegend bei bindigen Böden beobachtet, bei sehr locker gelagertem Sediment kam es trotz Kernfänger zu Kernverlust. Das Sediment wurde unmittelbar im Feld angesprochen (ÖNORM B 4401-1, ÖNORM B 4401-3).

Bei Erreichen der gewünschten Endtiefe (i.d.R. der Grundwasserstauer) wurde das Innenrohr gezogen, in das hohle Außenrohr wurden die nötigen Filter- bzw. Vollrohre aus HDPE mit einem Durchmesser von 54 mm eingebracht. Das Außenrohr wurde gezogen. Im Grundwasser fiel das Bohrloch in sich zusammen und umgab das Filterrohr, in der ungesättigten Zone wurde eine bindige Verfüllung mit Tonpellets eingebracht. Die Bohrprofile der an- und abstromigen Grundwassermessstellen sowie die Probenahmetiefe der Grundwasserproben sind in Abb. 9 verzeichnet.

4.1.2 Lage der Grundwassermessstellen

Neben den Grundwassermessstellen in an- und abstromigen Bereichen des Baggersees wurden bei unklaren Strömungsverhältnissen zusätzliche Grundwassermessstellen bzw. zur Erfassung der Kippungslinie des Baggersees unvollkommene Peilrohre errichtet. Insgesamt wurden 14 vollkommene Grundwassermessstellen und drei unvollkommene Peilrohre abgeteuft. Bei den Baggerseen Grafenwörth und Pframa konnten bereits bestehende Grundwassermessstellen in das Messnetz aufgenommen werden. Alle Grundwassermessstellen und Peilrohre wurden mit einem Tachymeter (Leica TCRP 1201) sowohl lage- als auch höhengeoreferenziert. Im Anhang E sind die Vermessungsdaten (Gauß-Krüger) mit Anmerkungen verzeichnet, im Kapitel 5.2.5 ist die Lage der Grundwassermessstellen in georeferenzierten Karten ersichtlich.

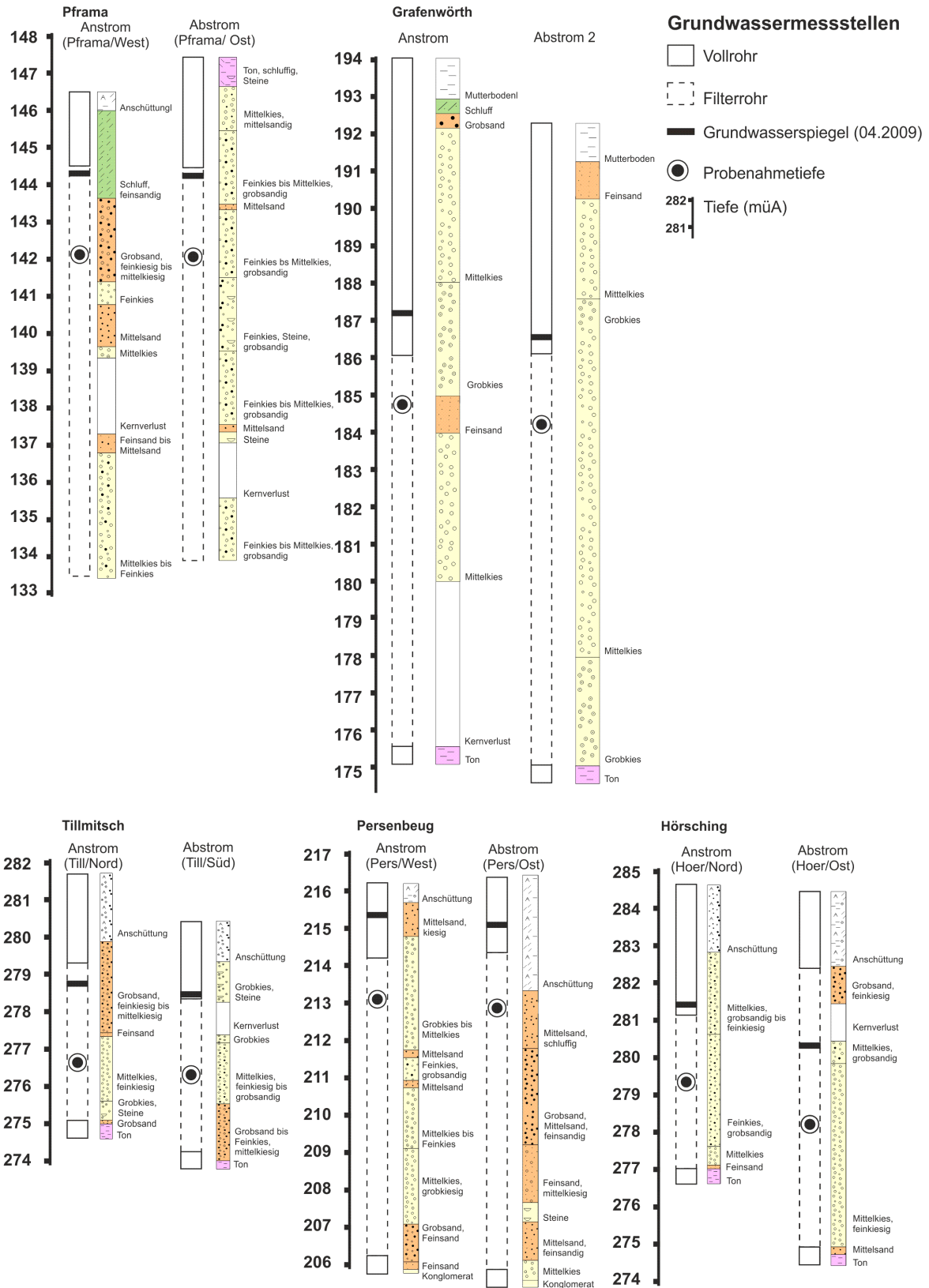


Abb. 9: Bohrprofile der an- und abstromigen Grundwassermessstellen sowie Probenahmetiefe der Grundwasserproben. Feldansprache und Protokollierung nach ÖNORM B 4401-4

4.2 Bathymetrie

Zur Erfassung der Morphometrie der Baggerseen wurden bathymetrische Vermessungen durchgeführt. Neben der Ableitung geeigneter Probenahmestellen konnten in der Folge die mittlere Wassertiefe und das Wasservolumen der Seen berechnet werden (Tab. 2). Die Vermessungen von drei Baggerseen erfolgten mittels Bootsbefahrung und Echolot-Messung (Simrad EQ33). Die Seen wurden hierfür in Längstranssekte unterteilt und abhängig von der Größe des jeweiligen Sees unterschiedlich oft befahren. Die Baggerseen Grafenwörth und Tillmitsch verfügten bereits über eine präzise Tiefenvermessung. Zur Überprüfung der Richtigkeit der Tiefenpunkte wurden Referenzmessungen mittels Senklot durchgeführt. Die bathymetrischen Vermessungen wurden in Zusammenarbeit mit den Arbeitsgruppen Biofilm and Ecosystem Research Group und Lipid and Toxicology Research Group (Battin, Kainz, Mathieu, Weilhartner) durchgeführt.

Tab. 2: Seefläche, berechnetes Wasservolumen sowie mittlere Wassertiefe der untersuchten Baggerseen bei mittlerem Grundwasserspiegel (Kapitel 3)

Baggersee	Fläche [m ²]	Wasservolumen [m ³]	mittlere Tiefe [m]	Seewasserspiegel [m.ü.A.]
Pframa	38.000	200.000	5,3	143,7
Grafenwörth	164.000	1.057.000	6,4	187,0
Tillmitsch	59.000	135.000	2,3	278,5
Persenbeug	60.000	338.000	5,6	214,2
Hörsching	86.000	358.000	4,2	281,0

4.3 Untersuchungsparameter und Probenahme

4.3.1 Probenahme

Die Untersuchungsgebiete liegen in klimatischen Zonen mit dimiktischen Seentypen, die Beprobung wurde dementsprechend zu den Zirkulationsphasen (April und September) und Stagnationsphasen (August und Dezember) der Seen durchgeführt. Die Grundwassermessstellen (Innendurchmesser 0,05 m, HDPE) wurden in einem maximalen Abstand von 25 m vom Seeufer in an- und abstromigen Bereichen abgeteuft. Mit Hilfe der stabilen Wasserisotope wurde die hydraulische Anbindung der abstromigen Grundwassermessstellen an die Baggerseen überprüft (Kapitel 4.4.1).

Die Grundwasserproben wurden mit einer Grundfos[®] MP 1 Tauchpumpe gefördert. Es wurde mindestens das dreifache Messstellenvolumen vor Probenahme gefördert, bei konstanten Feldparametern wurden danach die Proben abgefüllt. Seewasserproben wurden von einem Boot aus mittels einer Gigant[®] 12 V Tauchpumpe in influenten und effluenten Bereichen sowie an der tiefsten Stelle des Sees durchgeführt. Die Seewasserproben wurden an diesen Stellen in drei Tiefen, 0,5 m unter Seespiegel, bei mittlerer Wassertiefe sowie 0,5 m über Seegrund genommen.

Die verwendeten Polyethylen (PE) Probeflaschen wurden im Labor vorbehandelt. Die Flaschen wurden dreimal mit Reinstwasser ($\leq 0,06 \mu\text{S cm}^{-1}$, Millipore[®] Elix 5) gespült, anschließend für 48 Stunden mit 1 mL HNO₃ (6 M Merck[®], ultra-pure) pro 100 mL Probengebinde konditioniert. Nach dieser Zeitspanne wurden diese wieder dreimal mit Reinstwasser gespült und die Flaschen getrocknet.

Proben für die Hauptanionen (Cl⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻) sowie für die Stickstoffparameter NH₄⁺ und NO₂⁻ wurden im Feld mit 0,2 μm (Millipore[®] cellulose acetate) filtriert. Hauptkationen (Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺), Fe²⁺, Mn²⁺ und Schwermetalle (Ni, Cr, Cu, Zn, Pb, Cd, Al) wurden im Feld mit 0,45 μm (Millipore[®] cellulose acetate) filtriert und auf pH <2 mit HNO₃ (6 M Merck[®], ultra-pure) angesäuert. Proben für den gelösten organischen Kohlenstoff (DOC) und jene für die mikrobielle Abundanz wurden in 500 mL Flaschen abgefüllt, Isotopenproben ($\delta^{18}\text{O}/\delta^2\text{H}$) wurden in 100 mL Flaschen abgefüllt.

Eine vom Land Niederösterreich initiierte Pestiziduntersuchung (Juli 2009) konnte in vorliegendem Projekt aufgenommen werden. Die Untersuchungen beschränkten sich auf die Baggerseen Pframa, Grafenwörth und Persenbeug. Proben wurden von an- und abstromigen Grundwassermessstellen sowie von zentralen Seebereichen (0,5 m unter Seespiegel) genommen. Die Probeflaschen (5000 mL Duran amber glass, Schott[®]) wurden zusätzlich mit PTFE-tape versiegelt. Alle Proben wurden bei ca. 4°C gekühlt gelagert und innerhalb von 6 Stunden in das Labor transferiert.

4.3.2 Physiko-chemische sowie mikrobielle Analysen

Die Messung der Feldparameter (gelöster Sauerstoff, elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert, Wassertemperatur) erfolgte in einer luftdichten Durchflussmesszelle mit WTW[®] Sonden (pH320, OxiCal-SL, Cond340i).

Die Alkalinität der Grund- und Seewasserproben wurde im Feld mittels Gran-Plot-Methode bestimmt (Stumm und Morgan, 1996). Es wurden jeweils mindestens vier Titrationspunkte zwischen pH 4 und 3 bei Zugabe von HCl (0,1 M Merck[®] ultra-pure) bestimmt.

NO₃⁻ und PO₄³⁻ wurden mit einem Continuous Flow Analyzer (Alliance instruments[®]) gemessen, die Bestimmungsgrenze [LOQ] betrug 100 µg L⁻¹ für NO₃⁻ und 6 µg L⁻¹ für PO₄³⁻. Die Messungen wurden von der Arbeitsgruppe Biofilm and Ecosystem Research Group (Battin, Weilhartner) durchgeführt. NO₂⁻ und NH₄⁺ wurden photometrisch nach DIN 38406-E5-1, bzw. DIN 38405-D10 bestimmt (LOQ: 10 µg L⁻¹ für NO₂⁻ und 20 µg L⁻¹ für NH₄⁺).

Hauptkationen und Fe²⁺ wurden mittels Inductively Coupled Plasma - Optical Emission Spectrometry von PerkinElmer[®] (Optima 5300DV ICP-OES) gemessen (LOQ: 100 µg L⁻¹ für Mg²⁺, Ca²⁺, Na⁺ und K⁺ und 5 µg L⁻¹ für Fe²⁺). Schwermetalle und Aluminium wurden mittels Inductively Coupled Plasma – Mass Spectrometry von PerkinElmer[®] (Elan 6100 ICP-MS) gemessen (LOQ: 0,02 µg L⁻¹ für Cd, 0,1 µg L⁻¹ für Cu, Ni, und Zn, 0,2 µg L⁻¹ für Pb, 1 µg L⁻¹ für Cr und Mn²⁺, und 10 µg L⁻¹ für Al). Cl⁻ und SO₄²⁻ wurden mittels Ionenchromatographie (Dionex[®] IC 1000) bestimmt (LOQ: 100 µg L⁻¹).

Stabile Wasserisotope ($\delta^{18}\text{O}/\delta^2\text{H}$) wurden mit einem Isotopenspektrometer von Picarro[®] (L1102-i Isotopic Liquid Water and Water Vapor Analyzer) analysiert. Die Präzision bzw. die der Wiederholbarkeit zuzuordnende Messunsicherheit liegt bei $\pm 0,1\%$ für $\delta^{18}\text{O}$ und $\pm 0,5\%$ für $\delta^2\text{H}$.

Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) Proben wurden filtriert (GF/F Whatman[®], 0,45 µm) und mittels Sievers 900 Portable TOC Analyzer (GE Analytical Instruments[®]) mit einer Präzision von 3% (Messbereich: 0,03 µg L⁻¹ – 50 mg L⁻¹) bestimmt. Die mikrobielle Abundanz wurde jeweils in Triplikaten bestimmt. 10 mL jeder Probe wurden mit Formaldehyd (0,2 µm filtriert) fixiert (2,5% Endkonzentration). 990 µL der fixierten Probe wurden mit 10 µL DNA/RNA Farbstoff (SYTOX[®] Green) versetzt (Endkonzentration 5 µM) und 15 Minuten im Dunkeln inkubiert. Die angefärbten Mikrobenzellen wurden dann mit Hilfe eines Durchflusszytometers (BeckmanCoulter[®], Quanta) und eines Epifluoreszenzmikroskops (Zeiss[®], Axioimager) gezählt. Sowohl DOC als auch mikrobielle

Abundanz wurde von der Arbeitsgruppe Biofilm and Ecosystem Research Group (Battin, Weilhartner) gemessen.

Mikrocystine wurden als Variante MC_{LR} (Mikrocystine mit Leucin und Arginin) gemessen. Gelöste und partikuläre Mikrocystine (1,2 – 30 µm, GF/C Whatman®) wurden in aus- und einströmenden Seebereichen sowie im an- und abstromigen Grundwasser gemessen. Die auf Filter zurückgehaltenen Mikrocystine wurden in Methanol (75%) eingelagert und, wie auch die gelösten Mikrocystine-Proben, bei -20°C gelagert. Mikrocystine wurden durch Ultraschallbehandlung (35 kHz) extrahiert und mittels Proteinphosphatase 1-Hemmung (Rapala et al., 2002) als MC_{LR} gemessen. Die Probenahmen und MC_{LR}-Messungen wurden von der Arbeitsgruppe Lipid and Toxicology Research Group (Kainz und Mathieu) durchgeführt.

Die Messung der Pestizide und Transformationsprodukte wurde mittels Liquid Chromatography - Mass Spectrometry (Varian® 320-MS-detector, Reprisil Pur® C18-AQ phase 3 µm 150 * 2,0 mm column) von der MAPAG-Materialprüfung GmbH, 2352 Gumpoldskirchen durchgeführt. In Tab. 3 sind die untersuchten Pestizide und Transformationsprodukte sowie die jeweilige Bestimmungsgrenze angeführt.

Tab. 3: Parameterumfang der Pestiziduntersuchung

Parameter	Bestimmungsgrenze [µg L⁻¹]
Desphenylchloridazon [CAS ref. 6339-19-1]	0,025
2,6 Dichlorbenzamid [CAS ref. 2008-58-4]	0,02
Bentazon [CAS ref. 25057-89-0]	0,05
Terbuthylazin [CAS ref. 5915-41-3]	0,02
Methyldesphenylchloridazon [CAS ref. 17254-80-7]	0,025
Metolachlorsulfonsäure [CAS ref. 171118-09-5]	0,025
Metazachlorsulfonsäure	0,025
Metolachlor [CAS ref. 51218-45-2]	0,025
Metazachlorsäure	0,025
Dimethachlorsulfonsäure	0,025
Chlorthalonilamidsulfonsäure	0,025
Metolachlorsäure [CAS ref. 152019-73-3]	0,025

4.4 Statistische Analysen und Berechnungen

4.4.1 Lineare Mischungsgleichung

Durch Verdunstung und Niederschlag verändert sich das Isotopenverhältnis der stabilen Wasserisotope des Seewassers, diese Isotopensignatur kann in hydraulisch verbundenen Grundwassermessstellen, entsprechend den Mischungsverhältnissen, nachgewiesen werden. Eine nicht im direkten Einflussbereich des Baggersees liegende abstromige Grundwassermessstelle kann so erkannt werden. Für die Auswertung der hydrochemischen Parameter wurden jene Grundwassermessstellen ausgewählt (vgl. Kapitel 4.1.2), die das an- und abstromige Grundwasser repräsentieren.

Nachfolgende lineare Mischungsgleichung berechnet das Verhältnis zwischen Grund- und Seewasser in abstromig liegenden Grundwassermessstellen (vgl. Stichler et al., 1986):

$$\rho_{See} = \frac{\delta_{out} - \delta_{in}}{\delta_{See} - \delta_{in}} * 100$$

ρ_{See}	Anteil Seewasser [%]
δ_{out}	$\delta^{18}O$ Wert des abstromigen Grundwassers [‰ VSMOW]
δ_{in}	$\delta^{18}O$ Wert des anstromigen Grundwassers [‰ VSMOW]
δ_{See}	$\delta^{18}O$ Wert des Seewassers [‰ VSMOW]

4.4.2 Wilcoxon-Test für Paardifferenzen

Um den Einfluss der untersuchten Baggerseen auf die abstromige Grundwasserqualität zu erfassen, wurden die Feldparameter (pH-Wert, O_2 , LF), mikrobielle Parameter (mikrobielle Abundanz, DOC), hydrochemische Parameter (Hauptkationen und Hauptanionen, untersuchte Schwermetalle und Aluminium), sowie Nährstoffe (NO_3^- , NH_4^+ , NO_2^- , PO_4^{3-}) statistisch mittels Wilcoxon-Test für Paardifferenzen (Jürgen und Laatz, 2005) ausgewertet. Das Signifikanzniveau wurde mit $p < 0,01$ festgelegt. Die Paardifferenzen zwischen an- und abstromigen Grundwasser wurden getestet, um den Einfluss auf die abstromige Grundwasserqualität zu erfassen. Paardifferenzen zwischen Seewasser und anstromigem Grundwasser sowie zwischen Seewasser und abstromigem Grundwasser wurden getestet um zu klären, ob die Veränderungen bereits im Seewasser oder während der Uferfiltration abstromig stattfanden. Den relevanten Parameterpaaren ($n=20$) lagen die saisonalen Beprobungen der Grundwassermessstellen und die Mittelwerte der saisonalen Seewasserbeprobungen zugrunde. Die Ergebnisse des Wilcoxon-Tests für Paardifferenzen sind im Anhang F, Tab. A2 gelistet.

4.4.3 Calciumcarbonat-Sättigungsindex

Der mittlere CaCO_3 -Sättigungsindex wurde für jedes Untersuchungsgebiet jeweils für das anstromige Grundwasser ($n=4$), das abstromige Grundwasser ($n=4$), Seewasser 0,5 m unter Seespiegel ($n=4$, zentraler Bereich) sowie Seewasser 0,5 m über Seegrund ($n=4$, zentraler Bereich) mit Hilfe des thermodynamischen Gleichgewichtsmodells PHREEQC, Version 2.17, berechnet (Parkhurst und Appelo, 1999).

4.4.4 Massenbilanzierung

Die Massenbilanzierung verbindet die Ergebnisse der Grundwasserbilanz (Kapitel 5.3) mit der Hydrochemie der an- und abstromigen Grundwassermessstellen (Kapitel 6.2) sowie des atmosphärischen Eintrags. Sie berechnet sich nach folgender Gleichung:

$$Q_{\text{in}} * C_{\text{in}} + C_{\text{P}} = Q_{\text{out}} * C_{\text{out}} - R$$

Q_{in}	Grundwasserzustrom [$\text{m}^3 \text{a}^{-1}$]
Q_{out}	Grundwasserabstrom [$\text{m}^3 \text{a}^{-1}$]
C_{in}	Stoffkonzentration des einströmenden Grundwassers [kg m^{-3}]
C_{out}	Stoffkonzentration des ausströmenden Grundwassers [kg m^{-3}]
C_{P}	Stoffkonzentration des atmosphärischen Eintrags [kg a^{-1}]
R	Residuum [kg a^{-1}], normiert auf m^2 Seefläche [$\text{kg m}^{-2} \text{a}^{-1}$]

Wird das Residuum (R) eines Baggersees negativ, so ist dieser eine Senke für den betreffenden Parameter (z.B. Sedimentation von Nährstoffen), bei einem positiven Residuum ist dieser eine Quelle (z.B. Mobilisierung von Nährstoffen). Für die Massenbilanzierung flossen jene Parameter in die Auswertung ein, bei denen der Wilcoxon-Test für Paaranalysen das Signifikanzniveau überschritt.

Neben dem Stoffeintrag durch das Grundwasser wurde die atmosphärische Nassdeposition in die Massenbilanzierung aufgenommen. Die Stoffeinträge der Hauptkationen und Hauptanionen sind den Auswertungen von 15 Niederschlagsmessstationen in Österreich im Zeitraum von 2003 – 2007 abgeleitet (Leder, 2008). Die atmosphärische Nassdeposition des gelösten organischen Kohlenstoffs wurden den Berechnungen von Willey et al. (2000), die der Phosphateinträgen von Fank et al. (2005) entnommen (siehe auch Weilhartner et al., 2012).

Die Massenbilanzierung wurde in Zusammenarbeit mit der Arbeitsgruppe Biofilm and Ecosystem Research Group (Battin und Weilhartner) erstellt.

5 Mittlere Verweilzeit des Seewassers und Grundwasserbilanz

Für die Erfassung der mittleren Verweilzeit des Seewassers bzw. der Grundwasserbilanz wurden zwei voneinander unabhängige Methoden angewandt. Einerseits wurden die mittlere Verweilzeit des Seewassers und die Grundwasserbilanz über die Erfassung der stabilen Wasserisotope $\delta^{18}\text{O}$ und $\delta^2\text{H}$ berechnet, andererseits wurden numerische Grundwasserströmungsmodelle erstellt. Die Berechnung der Grundwasserbilanz ist wiederum Grundlage für die Massenbilanzierung der Stoffflüsse (Kapitel 4.4.4).

Die Wasserbilanz eines Sees ohne oberirdische Zuflüsse setzt sich im Wesentlichen aus den Bilanzgliedern Grundwasserzu- und -abstrom, Niederschlag und potenzielle Evaporation zusammen. Durch Sedimentation von organischem Material (Ablagerung von Detritus), dem Eintrag von Feinmaterial bzw. durch Ausfällung von gelösten Stoffen kann die Grundwasserinteraktion beeinflusst werden. Aufgrund der Heterogenität der Sedimentation variieren sowohl zeitlich als auch räumlich die ein- und ausströmenden Wassermengen an den Baggerseeeflanken: dies zeigten unter anderem Messungen mit Durchflusskammern (Fleckenstein et al., 2009; Simpkins, 2006). Details hierzu werden in Kapitel 7.11 diskutiert.

5.1 Erfassung der mittleren Verweilzeit des Seewassers mit Hilfe der stabilen Wasserisotope $\delta^{18}\text{O}$ und $\delta^2\text{H}$

Die stabilen Isotope $^{16}\text{O}/^{18}\text{O}$ und $^1\text{H}/^2\text{H}$ sind Bestandteil des Wassermoleküls. In der Hydrosphäre ist ^{16}O das häufigste Sauerstoffisotop, die mittlere Massenabundanz beträgt 99,763%, gefolgt von ^{18}O mit einer mittleren Massenabundanz von 0,200%. Für ^1H , dem häufigsten Wasserstoffisotop, beträgt die mittlere Massenabundanz 99,985%, für Deuterium 0,015% (vgl. Gat, 2010). Bei Phasenübergängen kommt es zur Fraktionierung und damit zur Änderung der jeweiligen Massenabundanz der Isotope.

Die Isotopenfraktionierung im Wasserkreislauf wird maßgeblich durch das unterschiedliche Molekulargewicht bedingt. Dies beeinflusst den Dampfdruck, sodass bei Phasenübergängen (Verdunstung, Kondensation, Sublimation) die isotopisch leichteren Wassermoleküle in der flüchtigen Phase angereichert werden. Die jeweiligen Isotopenverhältnisse einer Probe werden hierbei als relative Abweichung zu einem definierten Standard (Vienna Standard Mean Ocean Water, abgekürzt: VSMOW) in Delta-Notation angegeben (vgl. Hölting und Coldewey, 2008).

Die isotopische Zusammensetzung des Niederschlags wird durch Kontinental-, Temperatur-, Höheneffekte sowie durch den Ursprung beeinflusst und variiert folglich im Jahresverlauf. Im langjährigen Mittel zeigen flache Grundwasserkörper die Isotopensignatur des gewichteten mittleren Niederschlags des Einzugsgebietes. Es entsteht eine gebietsabhängige Signatur des Grundwassers (Clark und Fritz, 1997), wobei junge Grundwässer (bis ca. 4 Jahre) noch von den jahreszeitlichen Isotopenvariationen des Niederschlags geprägt sind (Hölting und Coldewey, 2008).

Bei meteorischen Wässern besteht eine lineare Beziehung zwischen $\delta^2\text{H}$ und $\delta^{18}\text{O}$. Abb. 10 zeigt schematisch die saisonal unterschiedliche Isotopenfraktionierung des Niederschlags und die daraus resultierende lokale lineare Trendlinie (Local Meteoric Water Line). Im Seewasser findet demgegenüber durch Verdunstungsprozesse eine Isotopenfraktionierung statt. Die schweren Isotope werden im Residuum angereichert, darüber hinaus verändert sich das Verhältnis zwischen $\delta^2\text{H}$ und $\delta^{18}\text{O}$. Dieser sogenannte Deuterium-Exzess bewirkt, dass sich das Isotopenverhältnis der durch Verdunstung beeinflussten Wässer von der Meteoric Water Line entfernt und eine neue lineare Trendlinie bildet, die Lake-Specific Evaporation Line (Clark und Fritz, 1997).

Aufgrund der Isotopenfraktionierung im Seewasser kann auf den mittleren Grundwasserzustrom über die Erfassung der Isotopenverhältnisse der beteiligten Wasserbilanzglieder (Grundwasser, Seewasser, Niederschlag, Verdunstung) geschlossen werden.

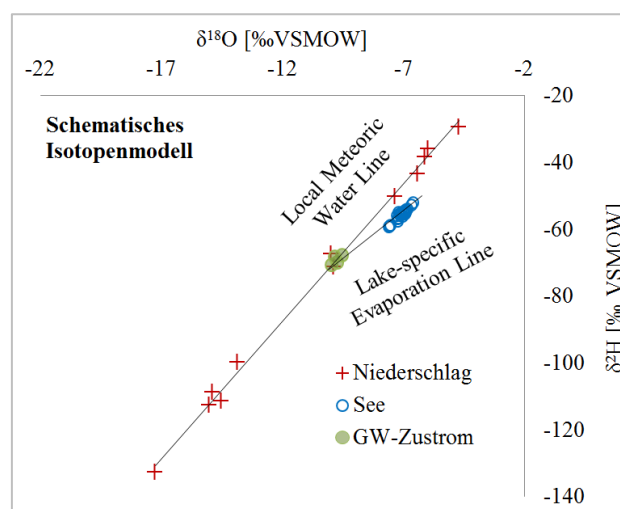


Abb. 10: Schematisches Isotopenmodell

5.1.1 Auflösung der Isotopengleichung zur Erfassung des mittleren Grundwasserzustroms

Bei gegebenen Isotopenverhältnissen der an der Grundwasser-Seewasser-Interaktion beteiligten Wasserbilanzglieder kann auf das Wasservolumen, das im Mittel dem Baggersee zufließt, geschlossen werden:

$$Q_{\text{in}} * \delta_{\text{in}} = Q_{\text{out}} * \delta_{\text{out}} - Q_{\text{P}} * \delta_{\text{P}} + Q_{\text{Eva}} * \delta_{\text{Eva}}$$

unter der Annahme, dass

$$\delta_{\text{out}} = \delta_{\text{See}}$$

reduziert sich die Gleichung auf die Parameter:

$$Q_{\text{in}} = \frac{Q_{\text{P}} * (\delta_{\text{See}} - \delta_{\text{P}}) + Q_{\text{Eva}} * (\delta_{\text{Eva}} - \delta_{\text{See}})}{\delta_{\text{in}} - \delta_{\text{See}}}$$

Q_{in}	Grundwasserzustrom [$\text{m}^3 \text{a}^{-1}$]
Q_{out}	Grundwasserabstrom [$\text{m}^3 \text{a}^{-1}$]
Q_{P}	Niederschlag [$\text{m}^3 \text{a}^{-1}$]
Q_{Eva}	potenzielle Evaporation [$\text{m}^3 \text{a}^{-1}$]
δ_{See}	Isotopenverhältnis des Seewassers [‰ VSMOW]
δ_{P}	gewichtetes Isotopenverhältnis des Niederschlags [‰ VSMOW]
δ_{Eva}	evaporationsgewichtetes Isotopenverhältnis des verdunsteten Seewassers [‰ VSMOW]
δ_{in}	Isotopenverhältnis des anstromigen Grundwassers [‰ VSMOW]
δ_{out}	Isotopenverhältnis des abstromigen Grundwassers [‰ VSMOW]

5.1.2 Eingangsparameter zur Lösung der Isotopengleichung

Grundwasser- und Seewasserproben zur Bestimmung der Isotopenverhältnisse wurden saisonal genommen (Kapitel 4.3). Für die Erfassung des Isotopenverhältnisses des Niederschlags wurde auf das Österreichische Messnetz für Isotope im Niederschlag und in Oberflächengewässern (ANIP) zurückgegriffen (BMLFUW, 2010). Die meteorologischen Eingangsparameter wurden von der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik bezogen.

Potenzielle Verdunstung

Die potenzielle Verdunstung wurde nach Penman (1956) berechnet. Nach DVWK (1996) wurde folgendes vereinfachtes Berechnungsverfahren angewandt:

$$ETP_{\text{Penn}} = g(T) * \frac{0,6 * R_G}{L} + 0,66 * (1 + 1,08 * v_2) * \left(1 - \frac{U}{100}\right) * S_R$$

- R_G Globalstrahlung, Tagessumme [$J \text{ cm}^{-2}$]
 L spezielle Verdunstungswärme [$J \text{ cm}^{-2} \text{ mm}^{-1}$]
 v_2 Windgeschwindigkeit in 2 m Höhe, Tagesmittel [m s^{-1}]
 U relative Luftfeuchtigkeit, Tagesmittel in 2 m Höhe [%]
 S_R Verhältnis der astronomischen möglichen Sonnenscheindauer zu der tatsächlichen bei Tag- und Nachtgleiche ($=S_0 \cdot 12\text{h}^{-1}$) []
 T Lufttemperatur als Tagesmittel in 2 m Höhe [$^{\circ}\text{C}$]
 $g(T)$ Korrekturfaktor für die Lufttemperatur errechnet nach:
 $g(T) = 2,3 * (T+22)/(T+123)$

Im Untersuchungsgebiet Hörsching (OÖ) waren die Tagessummen der Globalstrahlung nicht verfügbar. Dementsprechend wurde die potenzielle Evaporation nach Haude (1955) berechnet. Gegenüber Penman, bei der alle relevanten Klimaelemente in die Auswertung einfließen, wird bei der Berechnung nach Haude das Sättigungsdefizit der Luft um 14:00 Uhr verwendet. Aufgrund der Zufälligkeit des Sättigungsdefizits um 14:00 Uhr sind nur längere Zeiträume repräsentativ (Langguth und Voigt, 2004). Nach DVWK (1996) gilt:

$$ETP_{\text{Haude}} = F * (e_s(T) - e)_{14}$$

- F Haude-Faktoren für die einzelnen Monate [mm hPa^{-1}]
 $(e_s(T) - e)_{14}$ Sättigungsdefizit der Luft um 14:00 Uhr MEZ [hPa]

Isotopenverhältnis der flüchtigen Phase

Das Isotopenverhältnis des verdunsteten Seewassers wurde nach dem linearen Widerstandsmodell von Craig and Gordon (1965) berechnet. In der δ -Notation ergibt sich nach Yi et al. (2008):

$$\delta_{\text{Eva}} = \frac{(\delta_{\text{See}} - \varepsilon) * \alpha - h\delta_{\text{A}} - \varepsilon_{\text{k}}}{1 - h + \varepsilon_{\text{k}}}$$

δ_{Eva} Isotopenverhältnis der flüchtigen Phase [‰ VSMOW]

δ_{See} Isotopenverhältnis des Seewassers [‰ VSMOW]

ε Fraktionierungsfaktor [] mit:

$$\varepsilon = \alpha - 1$$

α Gleichgewichtsfractionierungsterm zwischen Wasserdampf und Wasser [‰]

nach Horita und Wesolowski (1994) mit:

$$10^3 \ln 1 - \alpha * (^{18}\text{O}) = -7,685 + 6.7123 (10^3 / T) - 1,6664 (10^6 / T^2) + 0,35041 (10^9 / T^3)$$

T evaporationsgewichtete Temperatur [°C + 273.15]

δ_{A} Isotopenverhältnis des atmosphärischen Wasserdampfes [‰ VSMOW] im Gleichgewicht mit dem lokalen Niederschlag nach Gibson (2002) mit:

$$\delta_{\text{A}} = (\delta_{\text{p}} - \varepsilon) / \alpha$$

δ_{p} gewichtetes Isotopenverhältnis des Niederschlags [‰ VSMOW]

h evaporationsgewichtete relative Luftfeuchte [%]

ε_{k} kinetischer Separationsterm [] nach Gonfiantini (1986) mit

$$\varepsilon_{\text{k}} = (1 - h) * 14,2$$

Die Eingangsparameter für das Graig-and-Gordon-Modell wurden hinsichtlich Lufttemperatur und relative Luftfeuchtigkeit evaporationsgewichtete. Je größer die potenzielle Evaporation, desto größer die Veränderung der Isotopensignatur des Seewassers, d.h., eine höhere Lufttemperatur in Verbindung mit einer geringen relativen Luftfeuchtigkeit verändert die Isotopensignatur des Seewassers in höherem Maße. Im Winterhalbjahr wird dementsprechend die Isotopensignatur des Seewassers geringfügiger verändert. Eine nicht evaporationsgewichtete Jahresmittelwertbildung der Parameter Lufttemperatur und relative Luftfeuchtigkeit würde im Mittel zu einer zu geringen Anreicherung der leichten Isotope in der Wasserdampfphase führen (vgl. Yi et al., 2008).

Berechnung der mittleren Verweilzeit des Seewassers

Die mittlere Verweilzeit des Wassers im Baggersee berechnet sich nach:

$$\tau = \frac{V_{\text{See}}}{Q_{\text{in}} + Q_{\text{P}} - Q_{\text{Eva}}}$$

τ	mittlere Verweilzeit des Seewassers [a]
V_{See}	Seevolumen [m ³]
Q_{in}	Grundwasserzustrom [m ³ a ⁻¹]
Q_{P}	Niederschlag [m ³ a ⁻¹]
Q_{Eva}	potenzielle Evaporation [m ³ a ⁻¹]

5.1.3 Grundwasserbilanz und mittlere Verweilzeit des Seewassers der untersuchten Baggerseen – stabile Wasserisotope

Die berechneten bzw. gemessenen Eingangsparameter zur Lösung der Isotopengleichung sind in Tab. 4 vermerkt.

Gegenüber den langjährigen mittleren meteorologischen Bedingungen war das Bezugsjahr 2009 niederschlagsreicher. Insbesondere langanhaltende Niederschläge im Monat März, aber auch in den Sommermonaten, führten zu einem starken Anstieg des Grundwasserspiegels in den Untersuchungsgebieten (Anhang H). Die potenzielle Evaporation lag bei dem Baggersee Pframa über dem Niederschlagseintrag in den See, die klimatische Wasserbilanz für den Baggersee in Grafenwörth war annähernd ausgeglichen. Bei den restlichen Baggerseen überstieg der Niederschlagseintrag die potenzielle Evaporation.

Die gemessenen $\delta^{18}\text{O}$ -Werte des anstromigen Grundwassers zeigten bei allen untersuchten Systemen geringe jahreszeitliche Variabilität (SD <0,3‰) und liegen im Mittel zwischen -9,8 und -10,6‰, mit Ausnahme des Baggersees in Tillmitsch, bei dem mit -8,6‰ der Einfluss des illyrischen Klimas (Übergangsklima zum Mittelmeerraum) deutlich wird (Tab. 4).

Die Anreicherung des schwereren Isotops ^{18}O im Seewasser durch Fraktionierungseffekte liegt bei dem Untersuchungs-baggersee in Hörsching und Tillmitsch im Durchschnitt bei 0,9 bzw. 1,5‰ (VSMOW), bei den restlichen Untersuchungs-baggerseen war die Anreicherung mit Werten zwischen 2,6 und 3,6‰ bedeutend ausgeprägter. In Kapitel 7.1 werden in diesem Zusammenhang die tiefenorientierten Isotopenproben der einzelnen Seen diskutiert.

Die berechnete $\delta^{18}\text{O}$ -Signatur des verdunsteten Seewassers streut bei den untersuchten Baggerseen mit Ausnahme von Hörsching im Bereich von -27,1 bis -28,7‰. In Hörsching sind die isotopisch leichteren Werte (-33,7‰) auf die im Vergleich geringere Anreicherung

des Seewassers zurückzuführen. Der nach Menge und jeweiligem Isotopenverhältnis gewichtete Niederschlag liegt im Untersuchungsjahr 2009 zwischen -8,2 und -9,2‰ und spiegelt die Dominanz der isotopisch schwereren Sommerniederschläge wider.

Die Isotopenfraktionierung der tiefen Seewasserproben im Sommer zeigte bei den Baggerseen Persenbeug und Pframa einen seebodennahen Grundwasserstrom (siehe Diskussion Kapitel 7.1). Für die Isotopenauswertung wurden die tiefen Sommerwasserproben nicht in die Berechnung aufgenommen (vgl. Stets et al., 2010; Yi et al., 2008).

Tab. 4: Meteorologische Eingangsparameter und Isotopensignatur der Wasserbilanzglieder, Bezugsjahr 2009

Parameter	Pframa	Grafenwörth	Tillmitsch	Persenbeug	Hörsching
relative Luftfeuchtigkeit [%] (evaporationsgewichtet)	61,9	63,0	66,0	68,5	71,6
Lufttemperatur [°C] (evaporationsgewichtet)	18,3	17,7	17,2	17,2	16,2
Evaporation [mm a ⁻¹]	793	672	733	696	612
Niederschlag [mm a ⁻¹]	559	686	1319	1047	904
$\delta^{18}\text{O}$ des anstromigen Grundwassers ^(#) (Mittelwert aus 4 saisonalen Proben)	-10,4	-9,8	-8,6	-10,6	-10,3
$\delta^{18}\text{O}$ des Seewassers ^(#) (Mittelwert aus 30 saisonalen Proben)	-6,6	-7,0	-7,1	-7,9	-9,3
$\delta^{18}\text{O}$ des verdunsteten Seewassers ^(#) (evaporationsgewichtet)	-27,6	-27,1	-28,6	-28,7	-33,7
$\delta^{18}\text{O}$ des Niederschlags ^(#) (gewichtet nach Volumen und Fraktionierung)	-8,5	-9,1	-8,2	-9,2	-9,00

^(#) [‰ VSMOW]

Abb. 11 zeigt die $\delta^{18}\text{O}/\delta^2\text{H}$ -Diagramme der untersuchten Baggerseen. Die anstromigen Grundwasserproben streuen sehr eng um die jeweiligen Niederschlagsgeraden (Local Meteoric Water Line). Der Deuterium-Exzess des Seewassers wird durch die Bildung einer neuen Trendlinie (Lake-specific Evaporation Line) deutlich. Bei dem Untersuchungs-baggersee in Pframa und Persenbeug zeigten die tiefen Sommerseewasserproben eine geringe Fraktionierung.

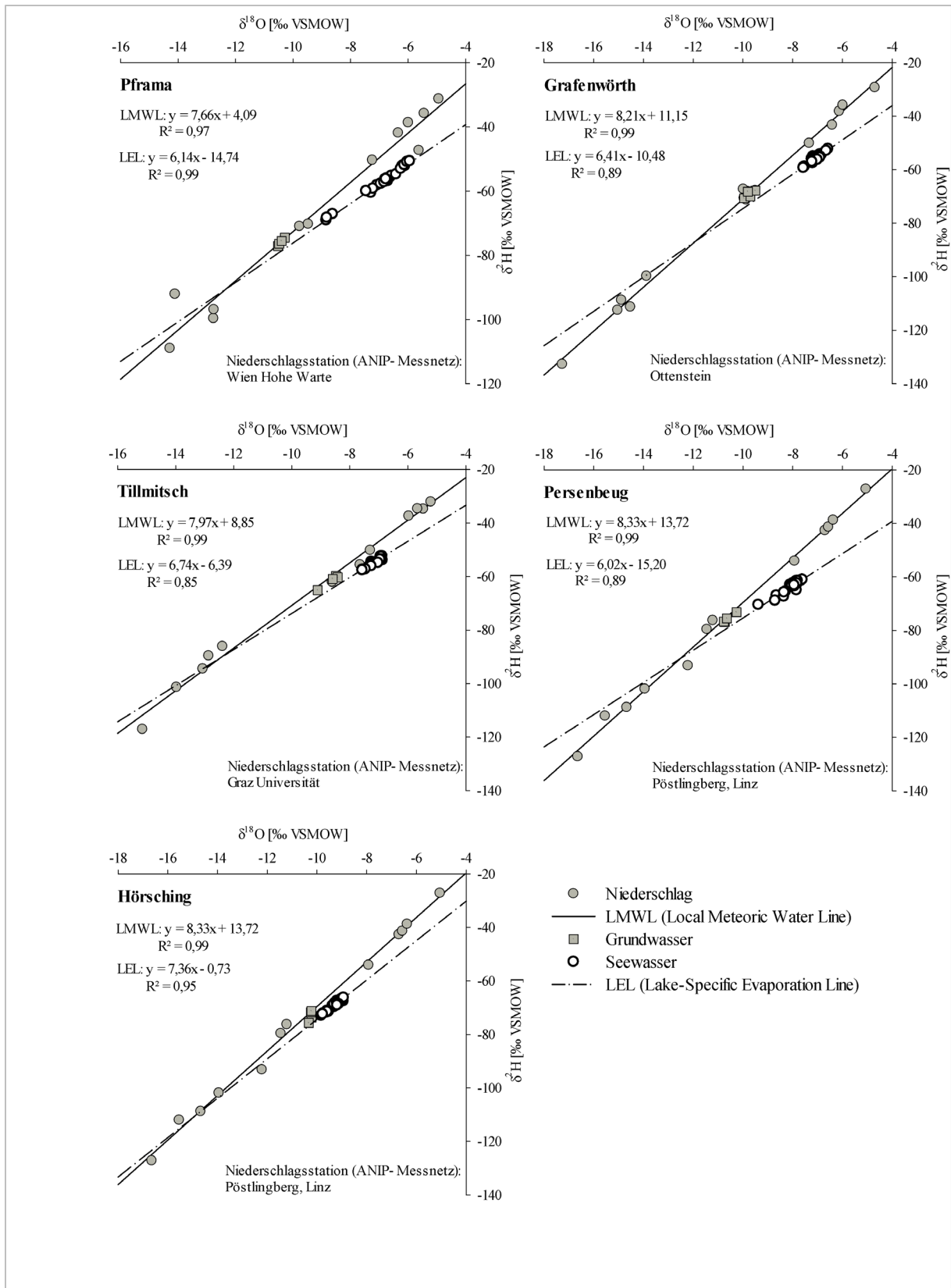


Abb. 11: $\delta^{18}\text{O}/\delta^2\text{H}$ -Diagramme der gemessenen Wasserbilanzglieder mit Local Meteoric Water Line und Lake-Specific Evaporation Line der jeweiligen Baggerseen

Ergebnis der Isotopenauswertung

Die berechneten mittleren Verweilzeiten des Seewassers in den Baggerseen betragen zwischen 0,2 – 1,5 Jahren. Die geringe Isotopenfraktionierung des Seewassers des Baggersees in Hörsching und in Tillmitsch spiegelt sich in einer kürzeren mittleren Verweilzeit des Seewassers wider. Ein direkter Vergleich der jeweiligen Grundwasserzuströme ist aufgrund der sehr unterschiedlichen Größe und Tiefe der Baggerseen nicht möglich. Beachtlich ist jedoch der berechnete Grundwasserzustrom bei dem Baggersee in Hörsching mit ca. 3.600 m³ pro Tag. Die Wasserbilanzglieder Niederschlag und potenzielle Verdunstung sind gegenüber den Grundwasserzuströmen in die Baggerseen untergeordnet (Tab. 5).

Tab. 5: Ergebnis der Isotopenauswertung

Parameter	Pframa	Grafenwörth	Tillmitsch	Grafenwörth	Hörsching
Grundwasserzustrom [m ³ d ⁻¹]	423	1.954	1.500	790	3.582
klimatische Wasserbilanz [m ³ d ⁻¹] ^(*)	-24	6	95	58	69
Grundwasserabstrom [m ³ d ⁻¹]	399	1.960	1.595	848	3.651
mittlere Verweilzeit des Seewassers [a]	1,4	1,5	0,2	1,1	0,3

(*) Niederschlag minus potenzieller Evaporation

5.2 Erfassung der mittleren Verweilzeit des Seewassers mit Hilfe numerischer Grundwassermodellierung

Ziel der Modellierung war die Erfassung der Grundwasser-Seewasser-Interaktion der fünf zu untersuchenden Baggerseen sowohl bei langjährigen mittleren hydrologischen und meteorologischen Bedingungen als auch bei jenen des Untersuchungsjahres 2009. Die Grundwasserströmungsmodelle wurden mit dem Softwarepaket Feflow[®] 5.2 umgesetzt, welches in den White Papers (2010b) und im Referenz Manual (2010a) von Feflow[®] beschrieben ist. Die Grundwassermodellierung zu den hydrologischen Bedingungen des Jahres 2009 ermöglicht den unabhängigen Vergleich mit Ergebnissen der stabilen Isotopenauswertung: die Modellierung der langjährigen mittleren Bedingungen ermöglicht ein Systemverständnis ohne Bezugnahme auf temporäre Extremereignisse wie z.B. Hochwasser.

Der Grundwasserstrom in die Baggerseen wurde über das Grundwassergefälle im Nahbereich der Baggerseen mittels inverser Modellierung erfasst, wobei die hydraulische Anbindung des Baggersees über die gemessenen Grund- und Seewasserspiegel kalibriert wurde. Bei gegebenem Grundwasserspiegelgefälle im Nahbereich der Baggerseen ist der resultierende

Durchlässigkeitsbeiwert indirekt proportional, d.h., je fortgeschrittener die Abdichtung desto ausgeprägter ist das Grundwasserspiegelgefälle. Mit dieser Methode kann die mittlere Wassermenge, die einem Baggersee pro Zeiteinheit und Fläche zuströmt, erfasst werden. Es werden jedoch unterschiedlich durchlässige Bereiche gemittelt, sodass die exakte Lokalisation der ein- und ausströmenden Bereiche nicht möglich ist.

Zur Erfassung des Grundwasserspiegelgefälles im Nahbereich der Seen wurden vollkommene und unvollkommene Grundwassersonden abgeteuft sowie Seepegel errichtet. Diese wurden mit Drucksonden zur automatischen Aufzeichnung der Spiegelhöhen ausgestattet (Kapitel 4.1).

5.2.1 Aufbau der numerischen Grundwasserströmungsmodelle

Randbedingungen

Für die stationäre Modellierung wurden Festpotentiale als Randbedingung im Zu- und Abstrombereich festgelegt. Diese Annahme ist entgegen der üblichen Vorgehensweise für die Festlegung von Randbedingungen sinnvoll, da der hydraulische Anschluss des Baggersees invers durch Variation des k_f -Wertes im ein- und ausströmenden Bereich der Unterwasserböschungen modelliert wurde.

Der erste Modellansatz bezieht sich auf Randbedingungen, die dem langjährigen mittleren Grundwasserspiegel entsprechen. Diese Modellierung ermöglicht die Erfassung der Verweilzeit des Seewassers, die charakteristisch für die im Mittel vorherrschende klimatische Bedingung ist. Der zweite Modellansatz bezieht sich auf Randbedingungen, die dem des Untersuchungsjahres 2009 entsprechen.

Bei bis zum Grundwasserstauer ausgekiesten Baggerseen wurden zweidimensionale Modelle berechnet, lediglich bei dem Baggersee in Pframa wurde ein dreidimensionales Modell erstellt, da bei diesem unvollständig ausgekiesten Baggersee Zu- und Abflüsse an der Sohle des Sees möglich waren.

Die Netzgenerierung erfolgte mit dreiknotigen Polygonen (zweidimensional), bzw. sechsknotigen, triangularen Prismen (dreidimensional). Im Nahbereich des Baggersees und bei Grundwassermessstellen wurde das Finite Elemente Netz verfeinert. Tab. 6 zeigt die Anzahl der Knoten und Elemente der einzelnen Grundwasserströmungsmodelle.

Tab. 6: Anzahl der Elemente und Knoten des Finite Elemente Netzes

Baggersee	Elemente	Knoten
Hörsching	69.616	34.927
Tillmitsch	69.972	35.147
Grafenwörth	100.362	50.419
Pframa	111.507	61.524
Persenbeug	92.314	46.268

5.2.2 Modellierung der hydraulischen Interaktion zwischen Grund- und Seewasser

Um eine mögliche Kolmation der Unterwasserböschungen gegenüber dem Grundwasserleiter zu erfassen, wurden Zonen im Uferbereich definiert, innerhalb derer die Durchlässigkeitsbeiwerte durch inverse Modellierung bestimmt werden konnte. Den Zonen wurden unterschiedliche Durchlässigkeitsbeiwerte iterativ zugewiesen. Da es zu einer Vielzahl an Variationen kommen kann, bis die beste Anpassung an die gemessenen Grund- und Seewasserspiegel erreicht ist, wurden die Durchlässigkeitsbeiwerte der Seeböschungen mit Hilfe einer automatisierten Kalibrierung (Model-Independent Parameter Estimation von J. Doherty in der Feflow[®] 5.2 Implementierung) ermittelt.

Die modellierten Durchlässigkeitsbeiwerte der Unterwasserböschungen sind als mittlere effektive Parameter zur Bestimmung des Grundwasserzustroms und -abstroms zu betrachten. Wie bereits angeführt, können über die Erfassung des Grundwasserspiegelgefälles die mittleren Durchlässigkeitsbeiwerte in den an- und abstromigen Zonen erfasst werden, eine exakte Lokalisation dieser an- und abstromigen Bereiche ist jedoch nicht möglich. Zonen bevorzugter In- bzw. Exfiltration können im natürlichen System auf engstem Raum neben vollständig abgedichteten Bereichen liegen (Fleckenstein et al., 2009; Simpkins, 2006). Durch die Modellierung werden diese Bereiche gemittelt und liefern bei gegebenem Grundwasserspiegelgefälle die daraus resultierenden mittleren Durchlässigkeitsbeiwerte und den mittleren Zustrom in den Baggerseen.

Es ist möglich, dass bei höherem bzw. niedrigerem Grundwasserspiegel unterschiedlich abgedichtete Zonen im Zu- und Abstrombereich der Seen erfasst werden und sich dementsprechend die mittleren Durchlässigkeitsbeiwerte der Seeböschungen verändern. Modelliert wurde bei mittleren Grundwasserspiegeln: eine Ableitung der Ergebnisse auf niedrigere bzw. höhere Grundwasserspiegel ist nicht zulässig.

5.2.3 Güte der Modellierung

Die Anpassung der gemessenen an die modellierten Grundwasserspiegel wurde sowohl graphisch als auch mathematisch überprüft. Die graphische Erfassung ermöglicht die schnelle visuelle Überprüfung. Dazu wurden auf der x-Achse die gemessenen, auf der y-Achse die modellierten Grundwasserspiegel der jeweiligen Messstellen aufgetragen (siehe Anhang H). Für die statistische Auswertung wurden die Differenzen zwischen gemessenen und modellierten Grundwasserspiegeln auf das Grundwasserspiegelgefälle des Untersuchungsgebietes nach folgender Berechnung bezogen:

$$\rho_{norm} = \frac{\sum |C1 - C2|}{N} \cdot 100$$

ρ_{norm}	normierte Abweichung [%]
C1	gemessene Grundwasserspiegel [m]
C2	modellierte Grundwasserspiegel [m]
N	Anzahl der Grundwassermessstellen []
i	Grundwasserspiegelgefälle des Untersuchungsgebietes [m pro 1000 m]

Durch die Einbeziehung der absoluten, mittleren Abweichung auf das Grundwasserspiegelgefälle konnte insbesondere bei Untersuchungsgebieten mit geringem Grundwassergefälle eine vergleichbare Maßzahl gefunden werden. So sind z.B. Abweichungen von 0,05 m bei geringem Grundwasserspiegelgefälle von größerer Bedeutung als bei erhöhtem Gefälle im Untersuchungsgebiet.

5.2.4 Sensitivitätsanalyse

Eine Sensitivitätsanalyse untersucht die Auswirkungen von geänderten Eingangsparametern auf die Modellergebnisse. Unter ansonsten gleichen Bedingungen wird bei jedem Modelldurchlauf jeweils nur ein Parameter in einem vom Bearbeiter festgelegten sinnvollen Rahmen variiert (vgl. Stauffer et al., 2000).

Für die Sensitivitätsanalyse werden die Durchlässigkeitsbeiwerte des Modellgebietes und die potenziellen Verdunstungsraten der untersuchten Baggerseen variiert. Die Durchlässigkeitsbeiwerte der Seeböschungen stellten wiederum das Ergebnis der Modellierung dar, von denen in der Folge der Grundwasserzustrom in den See abgeleitet wurde. Die Kalibrierung des Grundwasserströmungsmodells erfolgte somit bei jeder

Modellsimulation über die gegebenen Grundwasserspiegel der Grundwassermessstellen im Nahbereich der Baggerseen bei geänderten Durchlässigkeitsbeiwerten des Modellgebiets bzw. geänderten potenziellen Verdunstungsraten der Baggerseen. Des Weiteren wurde jeweils ein Modell ohne kolmatierte Unterwasserböschungen berechnet.

5.2.5 Meteorologische Wasserbilanzglieder

Die langjährigen mittleren meteorologischen Wasserbilanzglieder wurden dem Hydrologischen Atlas Österreichs, Version 3.0.0 (BMLFUW, 2007), entnommen (Tab. 7). Auf die Seeflächen wurde der mittlere Jahresniederschlag abzüglich der potenziellen Jahresverdunstung nach Penman als positives bzw. negatives Wasservolumen, das pro Zeiteinheit der Seefläche zukommt, modelliert. Für die meteorologischen Wasserbilanzglieder des Untersuchungsjahres 2009 siehe Kapitel 5.1.3, Tab. 4.

Tab. 7: Langjährige Mittel der meteorologischen Wasserbilanzglieder der Modellgebiete [mm]

Baggersee	Niederschlag	potenzielle Verdunstung (Penman)
Pframa	575	630
Grafenwörth	530	625
Tillmitsch	920	640
Persenbeug	810	630
Hörsching	790	650

Quelle: Hydrologischer Atlas Österreichs, Version 3.0.0 (BMLFUW, 2007)

5.2.6 Grundwasserbilanz und mittlere Verweilzeit des Seewassers der Untersuchungs-baggerseen – numerische Modellierung

Die Dokumentation der numerischen Grundwasserströmungsmodelle, einschließlich der Sensitivitätsanalysen, ist im Anhang H verzeichnet. Nachfolgend werden die Modellergebnisse hinsichtlich der mittleren Verweilzeit des Seewassers und der Durchlässigkeit der Seeflanken diskutiert.

Gegenüber den langjährigen mittleren meteorologischen Bedingungen war das Bezugsjahr 2009 niederschlagsreicher, dies führte zu einer Erhöhung der Grundwasserspiegel in den Untersuchungsgebieten und einem erhöhten Grundwasserzustrom in die Baggerseen. Die modellierten mittleren Verweilzeiten im Untersuchungsjahr 2009 betragen zwischen 0,3 – 1,8 Jahre (Tab. 8). Die klimatische Wasserbilanz der Seen war lediglich in Pframa mit $-24 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ negativ, ansonsten überstieg der Niederschlagseintrag die potenzielle Verdunstung um bis zu $95 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$.

Tab. 8: Ergebnis der numerischen Grundwassermodellierung (Bezugsjahr 2009)

Parameter	Pframa	Grafenwörth	Tillmitsch	Persenbeug	Hörsching
Grundwasserzustrom [$\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$]	350	1574	1175	743	3031
klimatische Wasserbilanz [$\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$] ^(#)	-24	6	95	58	69
Grundwasserabstrom [$\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$]	326	1580	1270	801	3100
mittlere Verweilzeit des Seewassers [a]	1,7	1,8	0,3	1,2	0,3

^(#) Niederschlag minus potenzieller Evaporation

5.2.6.1 Hydraulische Anbindung des Baggersees Pframa an den Grundwasserleiter

Die in unmittelbarer Nähe zum Baggersee abgeteufte Grundwassermessstellen zeigten im Beobachtungszeitraum 2009 die gleiche absolute Höhe des Grundwasserspiegels, ein Gradient im Nahbereich des Sees konnte nicht erfasst werden. Die Ursache dürfte in der geringen Größe des Baggersees (3,7 ha) und dem geringen Gradienten des unbeeinflussten Grundwassers im Untersuchungsgebiet (ca. 0,3‰) liegen. Die Auskiesung des Baggersees wurde 2008 abgeschlossen, eine fortgeschrittene Abdichtung gegenüber dem Grundwasser (z.B. durch Sedimentation von Detritus) war nicht zu erfassen.

Abb. 12 zeigt die modellierten Grundwasserisohypsen bei mittleren meteorologischen und hydrologischen Bedingungen in Pframa. Der Baggersee wird vom Grundwasser von Ost nach

West durchströmt. Durch den geringen Grundwassergradienten und das Fehlen einer Seenabdichtung gegenüber dem Grundwasserkörper ist die Beeinflussung der Grundwasserisohypsen nicht ausgeprägt.

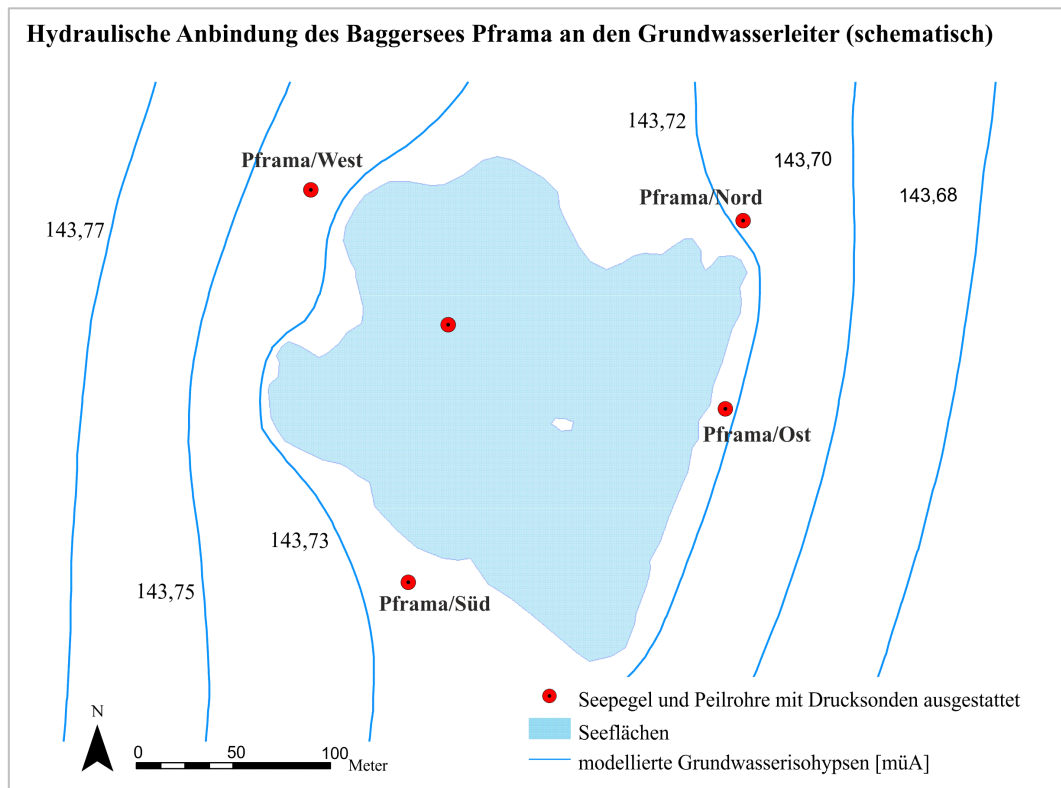


Abb. 12: Modellierte Grundwasserisohypsen [m.ü.A.] bei mittlerem Grundwasserspiegel in Pframa

5.2.6.2 Hydraulische Anbindung des Baggersees Grafenwörth

Abb. 13 zeigt die aus den Grundwasserspiegelhöhen der Grundwassermessstellen abgeleiteten gemittelten Durchlässigkeitsbeiwerte der Seeflanken in Grafenwörth. In abstromigen Bereichen liegen die Durchlässigkeitsbeiwerte zwischen $10^{-4} - 10^{-5} \text{ m s}^{-1}$, in den anstromigen Bereichen ist keine, bzw. eine geringe Abdichtung festzustellen.

Der verstellte Grundwassergradient in abstromigen Bereichen ist zu einem großen Anteil durch die Längsstreckung des Baggersees in Fließrichtung des Grundwassers und die damit verbundene horizontale Einspiegelung der Seenoberfläche zu erklären. Der Baggersee wird in nordwestlichen Bereichen vom Grundwasser angeströmt, das Seewasser fließt vorwiegend in südöstlichen Bereichen ab.

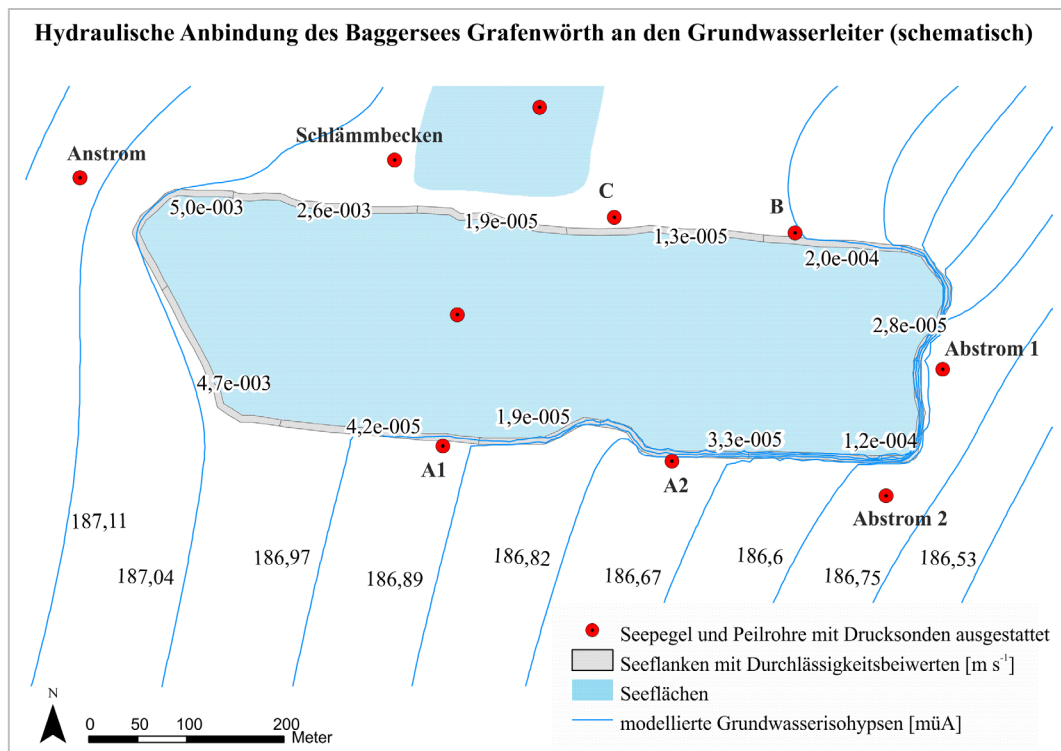


Abb. 13: Modellierte mittlere Durchlässigkeitsbeiwerte [m s^{-1}] der Seeflanken und Grundwasserisohypsen [m.ü.A.] im Einzugsbereich des Baggersees in Grafenwörth (schematisch)

5.2.6.3 Hydraulische Anbindung des Baggersees Tillmitsch an den Grundwasserleiter

Abb. 14 zeigt die aus den Grundwasserspiegelhöhen der Grundwassermessstellen abgeleiteten gemittelten Durchlässigkeitsbeiwerte der Seeflanken des Baggersees in Tillmitsch. In anstromigen Bereichen ist keine Abdichtung festzustellen, in abstromigen Bereichen ergibt die Modellierung eine beginnende Kolmatierung mit Durchlässigkeitsbeiwerten von ca. $5 \cdot 10^{-4} \text{ m s}^{-1}$. Angeströmt wird der Baggersee vorwiegend in nördlichen Bereichen, das Seewasser fließt in südlichen bzw. südwestlichen Bereichen ab.

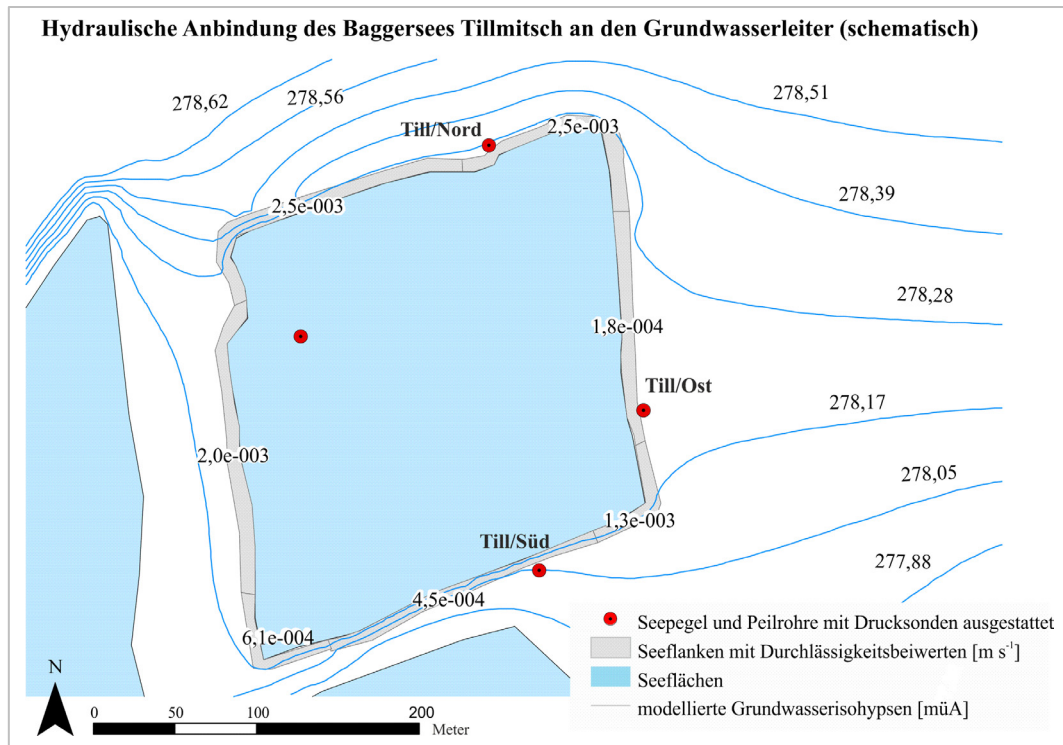


Abb. 14: Modellierte mittlere Durchlässigkeitsbeiwerte [m s^{-1}] der Seeflanken und Grundwasserisohypsen [m.ü.A.] im Einzugsbereich des Baggersees in Tillmitsch (schematisch)

5.2.6.4 Hydraulische Anbindung des Baggersees Persenbeug an den Grundwasserleiter

Abb. 15 zeigt die aus den Grundwasserspiegelhöhen der Grundwassermessstellen abgeleiteten gemittelten Durchlässigkeitsbeiwerte der Seeflanken des Baggersees in Persenbeug. In abstromigen Bereichen ist eine Abdichtung gegenüber dem Grundwasserleiter festzustellen, die Durchlässigkeitsbeiwerte bewegen sich in diesen Bereichen zwischen $10^{-4} - 2 \cdot 10^{-5} \text{ m s}^{-1}$. Anstromig betragen die modellierten Durchlässigkeitsbeiwerte ca. $5 \cdot 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$ und entsprechen denen des ungestörten Grundwasserleiters. Der Baggersee wird vom Grundwasser von Nordwest nach Südost durchströmt.

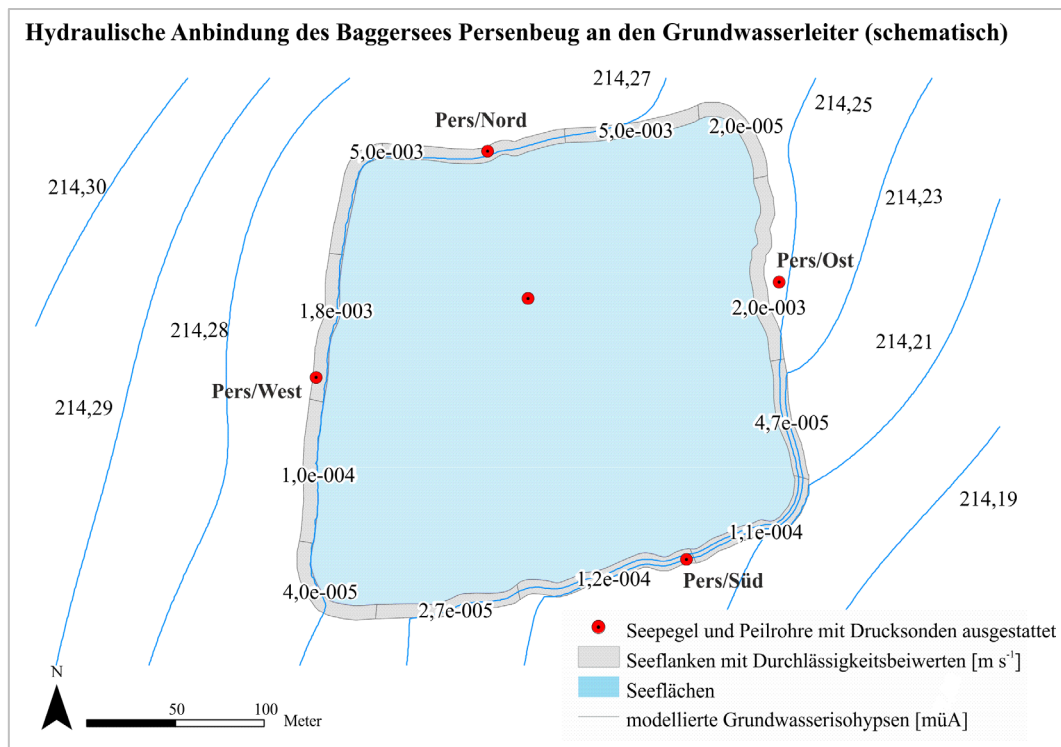


Abb. 15: Modellierte mittlere Durchlässigkeitsbeiwerte [m s^{-1}] der Seeflanken und Grundwasserisohypsen [m.ü.A.] im Einzugsbereich des Baggersees in Persenbeug (schematisch)

5.2.6.5 Hydraulische Anbindung des Baggersees Hörsching an den Grundwasserleiter

Abb. 16 zeigt die aus den gemessenen Grundwasserspiegelhöhen abgeleiteten gemittelten Durchlässigkeitsbeiwerte der Seeflanken. In abstromigen Bereichen liegen die Durchlässigkeitsbeiwerte bei ca. $10^{-4} - 10^{-7} \text{ m s}^{-1}$, in den anstromigen Bereichen bei ca. $2 * 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$. Zwischen beiden Seen ist eine Differenz zwischen den Seewasserspiegeln von ca. 0,6 m zu beobachten, diese lässt in Verbindung mit Durchlässigkeitsbeiwerten von ca. $8 * 10^{-6} \text{ m s}^{-1}$ auf eine geringe hydraulische Interaktion zwischen diesen Seen schließen.

Bei mittleren Grundwasserbedingungen wird der Untersuchungs-baggersee vorwiegend in nordwestlichen Bereichen angeströmt, im südöstlichen Bereich fließt das Seewasser hauptsächlich ab. Das erhöhte Grundwasserspiegelgefälle im Einzugsgebiet des Baggersees ($\sim 2,9\%$) in Verbindung mit der Horizontalstellung der Seenfläche und einer möglichen Kolmation bewirken eine Versteilung des Grundwassergradienten vorwiegend in abstromigen Bereichen.

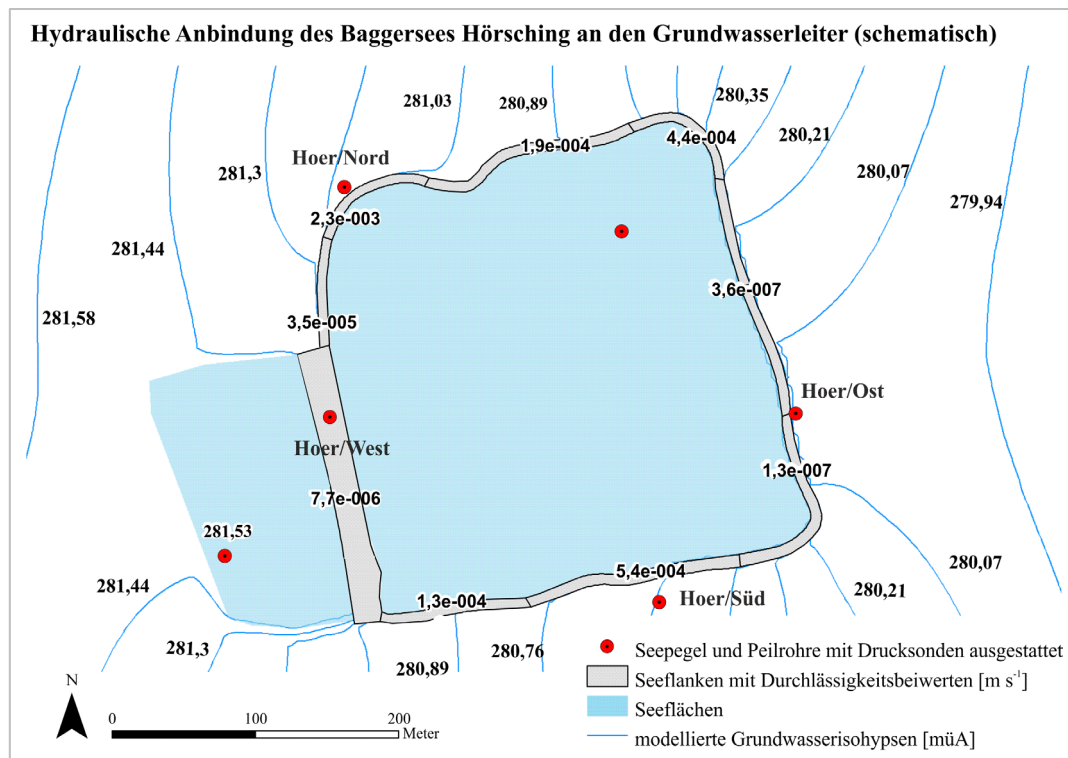


Abb. 16: Modellierte mittlere Durchlässigkeitsbeiwerte [m s^{-1}] der Seeflanken und Grundwasserisohypsen [m.ü.A.] im Einzugsbereich des Baggersees in Hörsching (schematisch)

5.3 Vergleich und Diskussion der unterschiedlichen Erfassungsmethoden der mittleren Verweilzeit des Seewassers

Da die angewandten Methoden voneinander unabhängig sind, ermöglicht dies zusammen mit den Sensitivitätsanalysen die Prüfung auf Plausibilität. Die Resultate der Isotopenauswertungen erbrachten demnach eine gute Übereinstimmung mit den Ergebnissen der numerischen Grundwasserströmungsmodelle. Die Übereinstimmung hinsichtlich der mittleren Verweilzeit des Seewassers war sowohl bei den Baggerseen mit hohem als auch mit geringem Grundwasserzustrom gegeben.

Die untersuchten Baggerseen in Hörsching und Tillmitsch weisen eine geringe mittlere Verweilzeit des Seewassers auf, diese liegt im Untersuchungsjahr 2009 zwischen 0,2 – 0,3 Jahren. Bei den untersuchten Baggerseen in Pframa und Grafenwörth liegen die mittleren Verweilzeiten zwischen 1,4 – 1,5 Jahren. Infolge eines Donauhochwassers kam es zu einem starken Anstieg des Grundwasserzustroms in den Baggersee in Persenbeug, die berechnete mittlere Verweilzeit beträgt ca. 1,1 Jahre.

Tendenziell weisen die Ergebnisse der Isotopenmethode, im Vergleich zu den Ergebnissen der numerischen Grundwasserströmungsmodellierungen, höhere Grundwasserzuflüsse auf (Abb. 17). Infolge einer fortschreitenden Kolmation im Laufe der Seenalterung kann es zu

einer Abdichtung der Unterwasserböschungen kommen (vgl. Kapitel 7.11), bei höheren Grundwasserständen werden jedoch auch nicht kolmatierte Bereiche angeströmt. So beschreiben Affolter et al. (2010) im Rahmen einer modellierten Uferfiltration die Auswirkung der Anströmung nicht kolmatierter Bereiche, insbesondere bei Hochwasserereignissen werden resultierende Zuströme unterschätzt, nicht kolmatierte Bereiche ermöglichen demnach einen überproportional erhöhten Grundwasserzustrom. Die festgestellten Unterschiede zwischen den Methoden weisen darauf hin, dass bei höheren Grundwasserspiegellagen verstärkt nicht kolmatierte Bereiche angeströmt werden. Die zu den mittleren meteorologischen und hydrologischen Bedingungen kalibrierten stationären Grundwasserströmungsmodelle können Phasen erhöhten Grundwasserzustroms nicht erfassen. Aufgrund der möglichen Unterschätzung des Grundwasserzustroms bei der stationären Modellierung der Grundwasser-Seewasser-Interaktion wurden für die Massenbilanzierungen (Kapitel 4.4.4) die Resultate der Isotopenmethode verwendet.

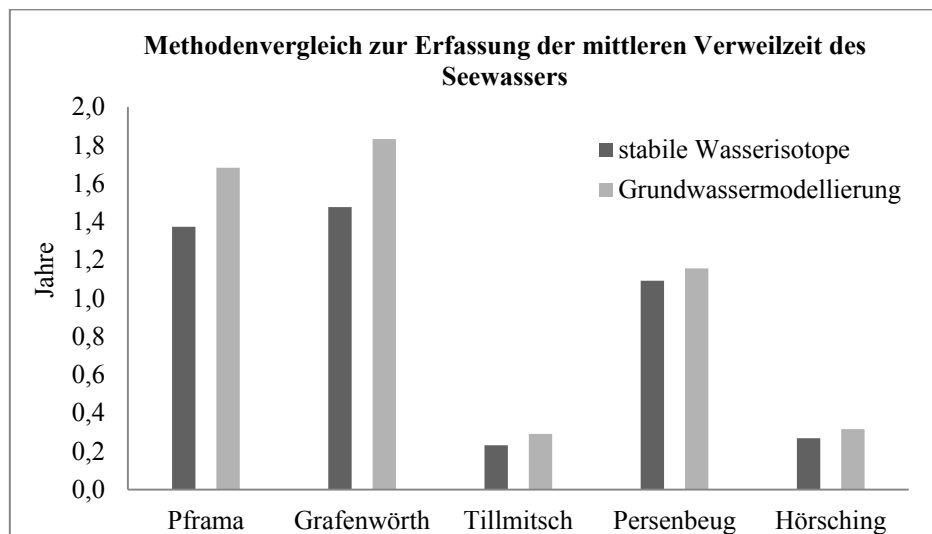


Abb. 17: Methodenvergleich zur Erfassung der mittleren Verweilzeit des Seewassers

Sensitivitätsanalysen wurden im Rahmen der numerischen Grundwasserströmungsmodellierung für die langjährigen mittleren hydraulischen und meteorologischen Bedingungen erstellt. Diese sollten, unabhängig von Extremereignissen, generelle Aussagen über die Reaktion des Systems ermöglichen. Die Sensitivitätsanalysen zeigten, dass sowohl Durchlässigkeitsbeiwerte als auch Grundwassergradient des umgebenden Gebietes entscheidend für den Grundwasserzustrom in die untersuchten Baggerseen sind, im Vergleich dazu ist der Wasserumsatz der Klimaelemente Niederschlag und Verdunstung gering. Bei den Baggerseen zeigte sich des Weiteren kein direkter

Zusammenhang zwischen dem Alter der Baggerseen und der mittleren Verweilzeit des Seewassers. Mit fortschreitendem Alter ist die Kolmation der ein- und ausströmenden Bereiche zwar entscheidend für den Grundwasserzustrom, dies belegen Modellversionen ohne Abdichtung (Anhang H). Vom Alter des Baggersees auf die mittlere Verweilzeit des Seewassers zu schließen, ist jedoch nur bedingt zulässig. So zeigte sich beim ältesten Baggersee (Hörsching) eine bedeutend kürzere mittlere Verweilzeit des Seewassers als bei dem gerade ausgekiesten im Marchfeld (Pframa). Verantwortlich hierfür ist der im Vergleich zu Pframa steilere Grundwassergradient in Hörsching ($\sim 0,2\text{‰}$ versus $\sim 3\text{‰}$).

6 Einfluss der untersuchten Baggerseen auf die Beschaffenheit des abstromigen Grundwassers

6.1 Charakteristik und Einteilung der Grundwassertypen der Untersuchungsgebiete

Abb. 18 zeigt die hydrochemische Beschaffenheit der Grundwässer in den Untersuchungsgebieten im modifizierten Diagramm nach Piper. Die Wassertypen werden nach Furtak und Langguth (1967) in der Einteilung nach Umweltbundesamt (2005) wie folgt klassifiziert.

In den Untersuchungsgebieten Tillmitsch, Hörsching und Persenbeug sind Calcium-Hydrogencarbonat-Grundwässer anzutreffen. Diese hydrochemische Fazies wird in 60 – 80% der österreichischen Grundwassermessstellen erfasst (Umweltbundesamt, 2005). Das Grundwasser in Pframa entspricht einem Calcium-Magnesium-Hydrogencarbonat-Sulfat-Wasser. Diese Grundwasserfazies ist charakteristisch für den pannonischen Raum (Umweltbundesamt, 2005). Grafenwörth liegt in der Ausprägung zwischen den beiden anderen Wassertypen.

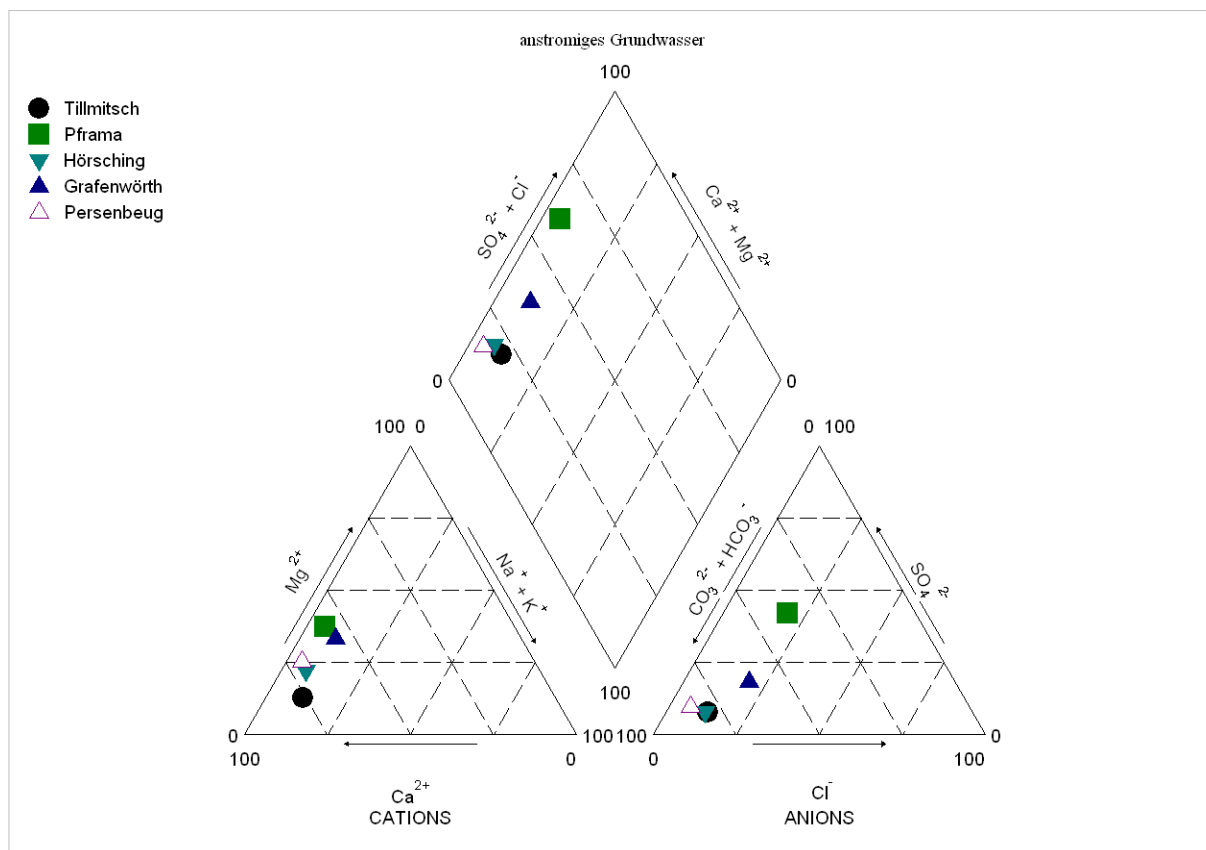


Abb. 18: Hydrochemische Beschaffenheit der Grundwässer im modifizierten Diagramm nach Piper

6.2 Messwerte und Berechnungen

6.2.1 Stabile Wasserisotope und lineare Mischungsgleichung

Durch Fraktionierungsprozesse wurden die stabilen Wasserisotope ^{18}O und ^2H im Seewasser angereichert (Tab. 9). Die Anreicherung betrug zwischen 1,5 und 3,6‰ für die Baggerseen mit einer mittleren Verweilzeit des Seewassers $\geq 1,1$ Jahre und $< 1,5$ ‰ für jene mit kurzer Verweilzeit ($\leq 0,3$ Jahre). Einzig die Sommerproben aus den bodennahen Seewasserbereichen der Baggerseen Pframa und Persenbeug zeigten gegenüber den oberflächennahen Schichten eine geringere isotopische Fraktionierung, zu allen anderen Messzeitpunkten zeigten auch diese Seen eine vollständige Durchmischung.

Die abstromigen Grundwasserproben wiesen im Mittel einen berechneten Seewasseranteil zwischen 88 und 100% auf (berechnet nach Stichler et al., 1986).

Tab. 9: $\delta^{18}\text{O}$ Verhältnisse der saisonalen Beprobungen des anstromigen Grundwassers, des Seewassers (Mittelwert aus neun Proben mit Standardabweichung), des abstromigen Grundwassers sowie mittlerer Anteil des Seewassers in abstromigen Grundwasserproben, Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching

	[VSMOW ‰]	Frühling		Sommer		Herbst		Winter		Mittlerer Anteil des Seewassers [%]
		$\delta^{18}\text{O}$	SD	$\delta^{18}\text{O}$	SD	$\delta^{18}\text{O}$	SD	$\delta^{18}\text{O}$	SD	
Pf	Anstrom	-10,4		-10,5		-10,5		-10,3		
	Seewasser	-7,3	0,12	-7,5	0,88	-6,1	0,14	-6,7	0,08	
	Abstrom	-7,3		-6,8		-6,9		-6,7		97
G	Anstrom	-10,0		-9,7		-9,5		-9,9		
	Seewasser	-7,5	0,05	-7,0	0,13	-6,8	0,12	-7,1	0,06	
	Abstrom	-7,4		-7,1		-6,7		-7,1		96
T	Anstrom	-8,6		-9,1		-8,4		-8,5		
	Seewasser	-7,6	0,05	-7,1	0,17	-6,9	0,00	-7,2	0,04	
	Abstrom	-7,6		-7,0		-6,9		-7,3		93
P	Anstrom	-10,3		-10,6		-10,8		-10,7		
	Seewasser	-8,4	0,19	-8,3	0,54	-7,9	0,10	-7,7	0,07	
	Abstrom	-8,1		-8,6		-8,6		-8,0		88
H	Anstrom	-10,3		-10,2		-10,2		-10,2		
	Seewasser	-9,7	0,08	-9,1	0,14	-9,2	0,10	-9,6	0,08	
	Abstrom	n.a.		-9,2		-9,2		-9,6		100

6.2.2 Feldparameter

pH-Wert

Die pH-Werte im Seewasser waren signifikant höher ($+1,0 \pm 0,3$ pH-Einheiten) als im anstromigen Grundwasser ($p = < 0,001$). Abstromig der Seen sanken die pH-Werte signifikant, überstiegen jedoch anstromige Werte. Es konnte abstromig bei allen Grundwassermessstellen eine signifikante Erhöhung des pH-Wertes gegenüber anstromigen Grundwasserwerten festgestellt werden ($+0,4 \pm 0,3$ pH-Einheiten).

Die maximalen Unterschiede zwischen an- und abstromigen Grundwassermessstellen in den Untersuchungsgebieten betragen 0,6 pH-Einheiten. Im Jahresverlauf zeichneten sich die gemessenen pH-Werte in den einzelnen Messabschnitten durch geringe Schwankungsbreiten aus (Abb. 19).

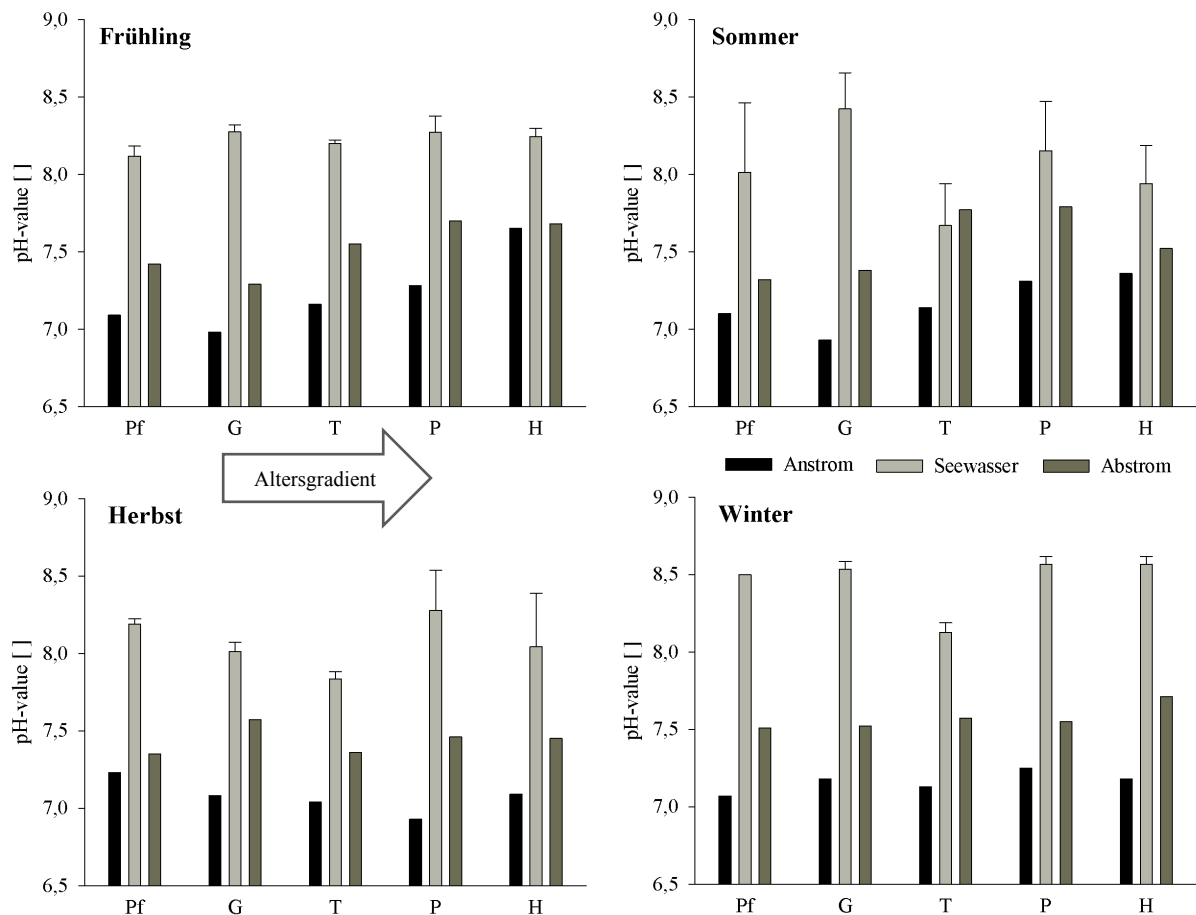


Abb. 19: pH-Wert des anstromigen Grundwassers, des Seewassers (Mittelwert aus 9 Proben mit Standardabweichung) sowie des abstromigen Grundwassers, Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching

Gelöster Sauerstoff

Anstromig der Baggerseen betrug die Konzentration des gelösten Sauerstoffes zu allen Messzeitpunkten $>2 \text{ mg L}^{-1}$. In Pframa zeigten sich mit Werten zwischen 2 und 3 mg L^{-1} die geringsten Konzentrationen, bei allen anderen Baggerseen wurden Konzentration $>5 \text{ mg L}^{-1}$ gemessen (Abb. 20).

Das Seewasser war zu allen Messzeitpunkten, auch in bodennahen Wasserschichten oxisch ($>2 \text{ mg L}^{-1}$). In oberflächennahen Bereichen wurden Maximalkonzentrationen von bis zu 15 mg L^{-1} erfasst (Hörsching, Herbst), dies entsprach bei einer gemessenen Wassertemperatur von 20°C einer Übersättigung von ca. 165%. Die ausgeprägte Übersättigung ist auf die erhöhte Photosynthese-Leistung in den lichtdurchfluteten oberflächennahen Seewasserschichten zurückzuführen (vgl. Stumm und Morgen (1996)).

Abstromig wurde bei allen Grundwassermessstellen eine signifikante Abnahme des gelösten Sauerstoffes gegenüber anstromigen Grundwasserwerten festgestellt ($p = <0,001$). Es waren hypoxische ($<2 \text{ mg L}^{-1}$) bis anoxische Verhältnisse vorherrschend.

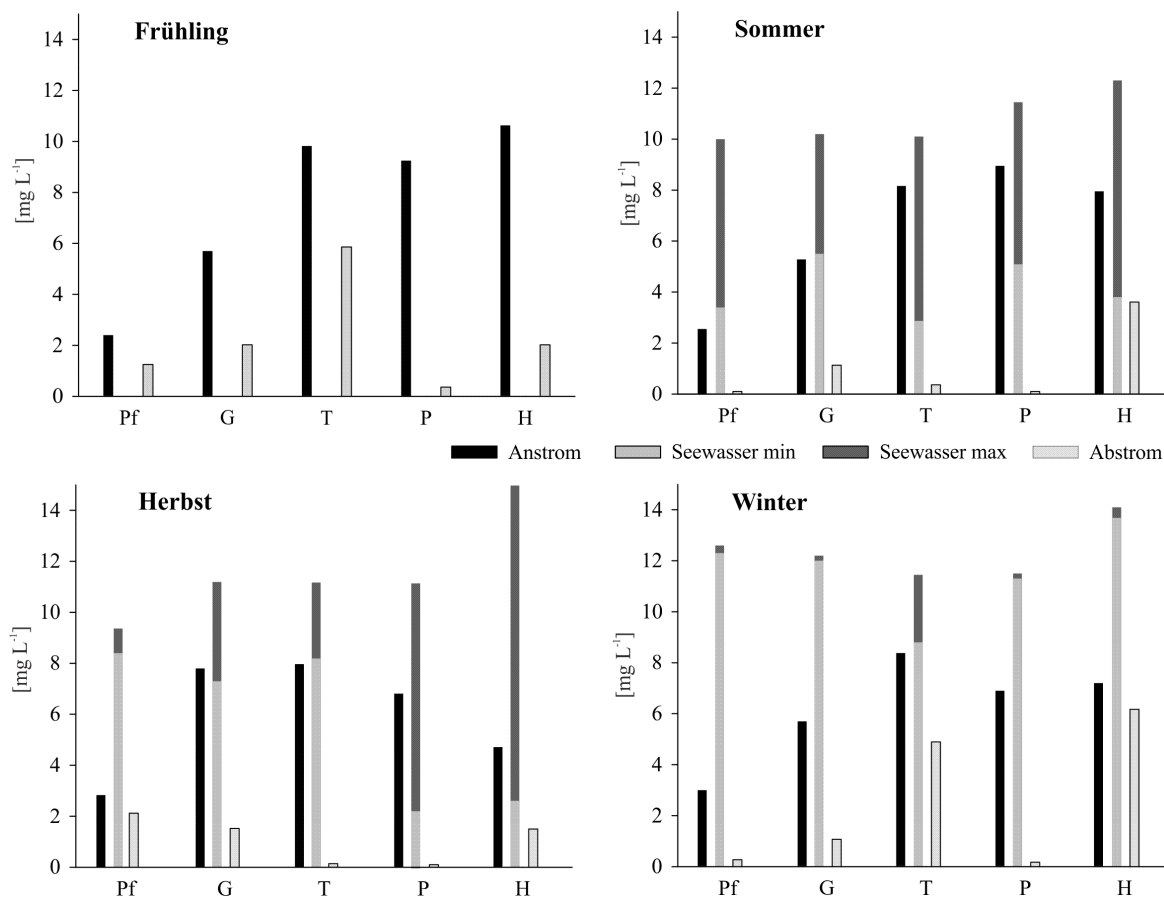


Abb. 20: Konzentration des gelösten Sauerstoffes des anstromigen Grundwassers, des Seewassers (Minima und Maxima) sowie des abstromigen Grundwassers, Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching. Aufgrund technischer Probleme wurde im Frühling keine Messung des Seewassers durchgeführt.

Bei dem Baggersee in Persenbeug konnten im Jahresverlauf gleichbleibende sauerstoffzehrende Verhältnisse im abstromigen Grundwasser gemessen werden ($<1 \text{ mg L}^{-1}$). Gleichbleibende Werte zeigten sich im Jahresverlauf auch in Grafenwörth ($>1 \leq 2 \text{ mg L}^{-1}$) und in Pframa ($<2 \text{ mg L}^{-1}$). In Tillmitsch zeigte sich ein Konzentrationsminimum in der abstromigen Grundwassermessstelle im Sommer und Herbst ($<1 \text{ mg L}^{-1}$), bei der Frühlings- und Winterkampagne konnten höhere Konzentrationen ($5 - 6 \text{ mg L}^{-1}$) gemessen werden. In Hörsching zeigten sich im Herbst und Frühling mit $\leq 2 \text{ mg L}^{-1}$ die geringsten Konzentrationen, höhere Werte zeigten sich im Frühling (4 mg L^{-1}) und Winter (6 mg L^{-1}).

Elektrische Leitfähigkeit

Die elektrischen Leitfähigkeiten waren im Seewasser signifikant niedriger ($-234 \pm 132 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$) als im anstromigen Grundwasser ($p = < 0,001$). Ein dem Seewasser entsprechender Wert der elektrischen Leitfähigkeit konnte in den abstromig liegenden Grundwassermessstellen gemessen werden (Abb. 21).

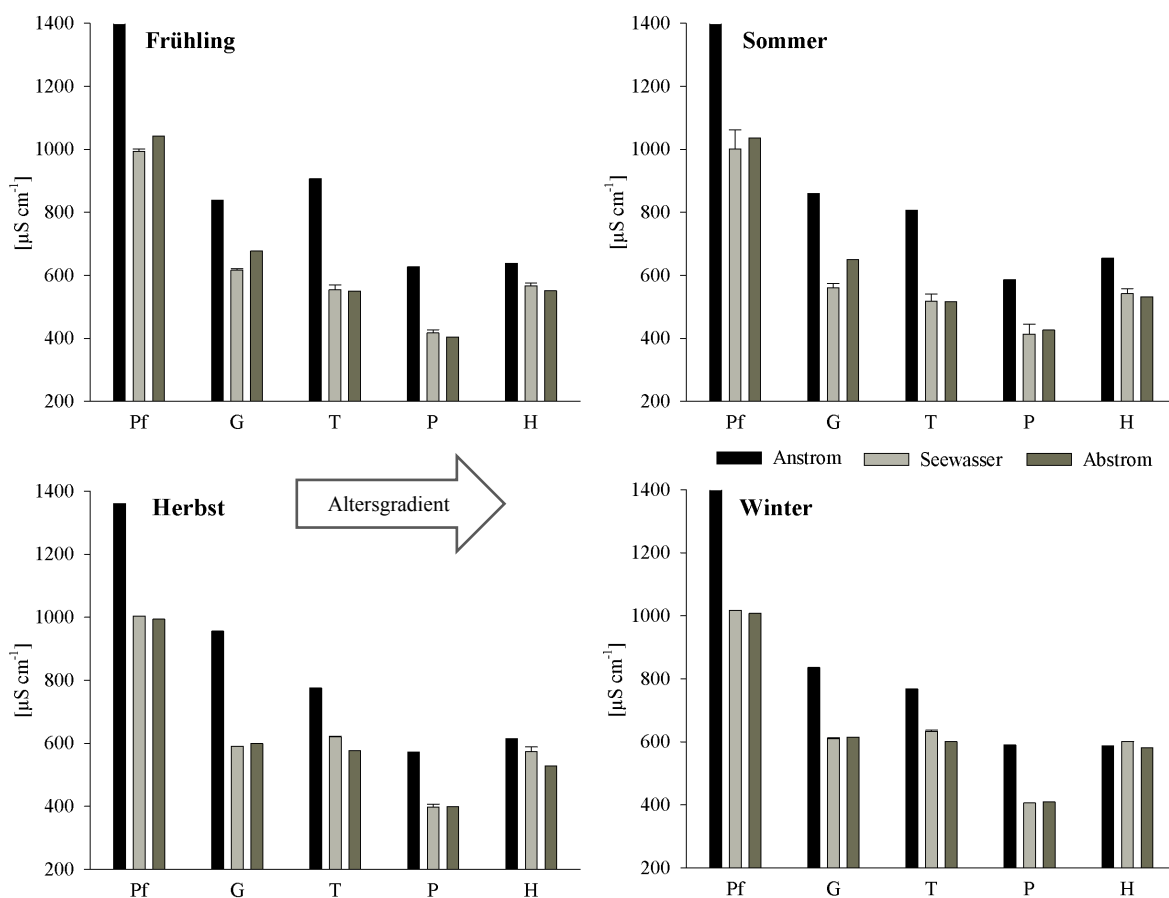


Abb. 21: Elektrische Leitfähigkeit des anstromigen Grundwassers, des Seewassers (Mittelwert aus 9 Proben mit Standardabweichung) sowie des abstromigen Grundwassers, Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching

Eine im Vergleich mit den restlichen Untersuchungsgebieten hohe elektrische Leitfähigkeit wurde im Mittel im anstromigen Grundwasser bei dem Baggersee in Pframa gemessen ($1420 \mu\text{S cm}^{-1}$). Die erhöhte Gesamtmineralisation dürfte neben den Einträgen aus Straßensalzstreuung und Landwirtschaft vorwiegend auf das Grundwasseralter zurückzuführen sein (vgl. Umweltbundesamt, 2009; Wenter, 2007). Grafenwörth mit einer mittleren anstromigen elektrischen Leitfähigkeit von $870 \mu\text{S cm}^{-1}$ und Tillmitsch mit $810 \mu\text{S cm}^{-1}$ lagen im Mittelfeld. Eine geringere elektrische Leitfähigkeit wies Hörsching und Persenbeug mit 620, bzw. $590 \mu\text{S cm}^{-1}$ auf.

Die Abnahme der elektrischen Leitfähigkeit zwischen an- und abstromigem Grundwasser beträgt bei dem Baggersee in Pframa im Mittel ca. $400 \mu\text{S cm}^{-1}$. Bei den Baggerseen in Grafenwörth, Tillmitsch und Persenbeug konnte eine Abnahme zwischen 180 und $250 \mu\text{S cm}^{-1}$ erfasst werden. In Hörsching ist die geringste Abnahme der elektrischen Leitfähigkeit zu verzeichnen ($80 \mu\text{S cm}^{-1}$). Mit der Ausnahme von Tillmitsch ist die Abnahme der elektrischen Leitfähigkeit in den Untersuchungsseen direkt proportional zur mittleren Verweilzeit des Seewassers.

Grundwassertemperatur

Der Einfluss der Baggerseen auf die abstromige Grundwassertemperatur ist nicht signifikant ($p=0,012$). Es zeigte sich kein gerichteter Einfluss, kritisch soll jedoch angemerkt werden, dass der im Jahreslauf sehr variable Parameter Temperatur jeweils nur zu vier Zeitpunkten in die statistische Berechnung eingegangen ist: eine statistisch fundierte Aussage ist nicht zulässig.

Im Jahresverlauf wurden anstromig der Baggerseen nur gering schwankende Grundwassertemperaturen festgestellt (Abb. 22). In Tillmitsch lag die mittlere anstromige Grundwassertemperatur bei 13°C , in den restlichen Untersuchungsgebieten bei 12°C .

In den Baggerseen selbst kam es zu jahreszeitlich bedingten Schwankungen der Wassertemperatur. In den Sommermonaten wurde mit $27,3^\circ\text{C}$ im Baggersee Pframa die höchste Wassertemperatur gemessen. In abstromigen Grundwassermessstellen konnten die jahreszeitlichen Schwankungen mitunter zeitlich verzögert erfasst werden. Aufgrund der unterschiedlichen Fließzeit des Grundwassers vom Baggersee bis zur abstromigen Grundwassermessstelle und den mitunter rascheren Anpassungen der Temperatur des Seewassers an Witterungsbedingungen ist ein direkter Vergleich zwischen der Temperatur des Seewassers und des abstromigen Grundwassers bei einer Stichtagsmessung nur bedingt

möglich. Besonders deutlich zeigte sich dies bei der Winterkampagne, bei der bereits eine Temperaturanpassung der Seen an die kälteren atmosphärischen Bedingungen erfolgte, während im abstromigen Grundwasser noch bedeutend höhere Wassertemperaturen vorlagen.

Im abstromigen Grundwasser wurde gegenüber den anstromigen Wassertemperaturen eine Veränderung von bis zu $-6,9^{\circ}\text{C}$ (Hörsching, Winter) bzw. bis zu $+7,2^{\circ}\text{C}$ (Pframa, Sommer/Herbst) erfasst.

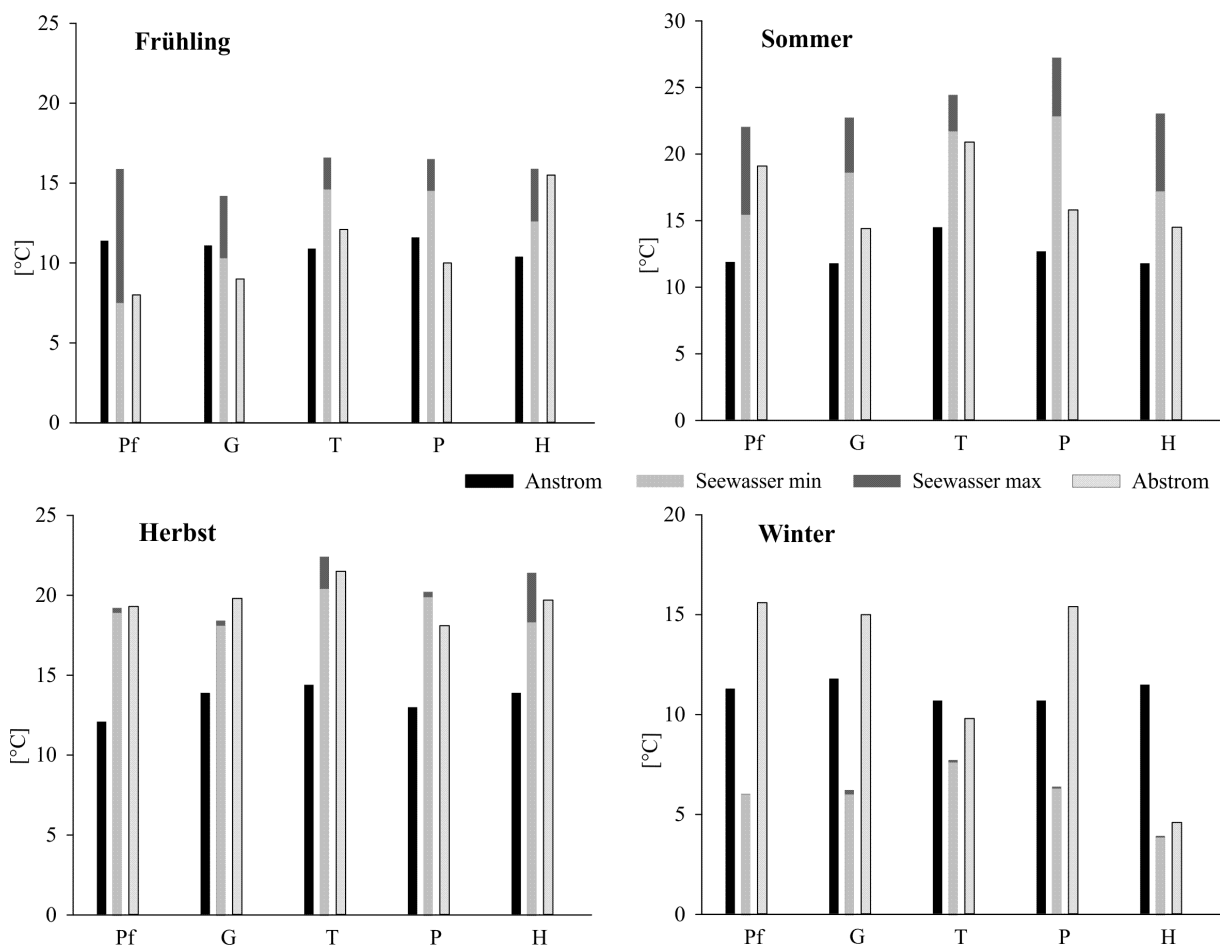


Abb. 22: Temperatur des anstromigen Grundwassers, des Seewassers (Minima und Maxima), sowie des abstromigen Grundwassers, Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching

6.2.3 Hauptkationen

Natrium

Die Na^+ -Konzentrationen unterscheiden sich zwischen an- und abstromigen Grundwassermessstellen nicht signifikant ($p=0,794$).

Die anstromigen Na^+ -Konzentrationen des Grundwassers betragen im Mittel zwischen 15 und 17 mg L^{-1} bei den Baggerseen in Pframa, Grafenwörth und Tillmitsch, bei dem Baggersee in Hörsching 11 mg L^{-1} und bei dem Baggersee in Persenbeug 7 mg L^{-1} (Abb. 23).

Im Jahresverlauf war die gemessene Na^+ -Konzentration in den einzelnen Kompartimenten sehr gleichmäßig, einzig bei der anstromig liegenden Grundwassermessstelle des Baggersees in Tillmitsch war im Frühling eine gegenüber dem Jahresschnitt erhöhte Na^+ -Konzentration zu beobachten (23,4 mg L^{-1}). Diese Erhöhung könnte auf die in den Wintermonaten stattfindende Salzstreuung der nahegelegenen Autobahn zurückzuführen sein.

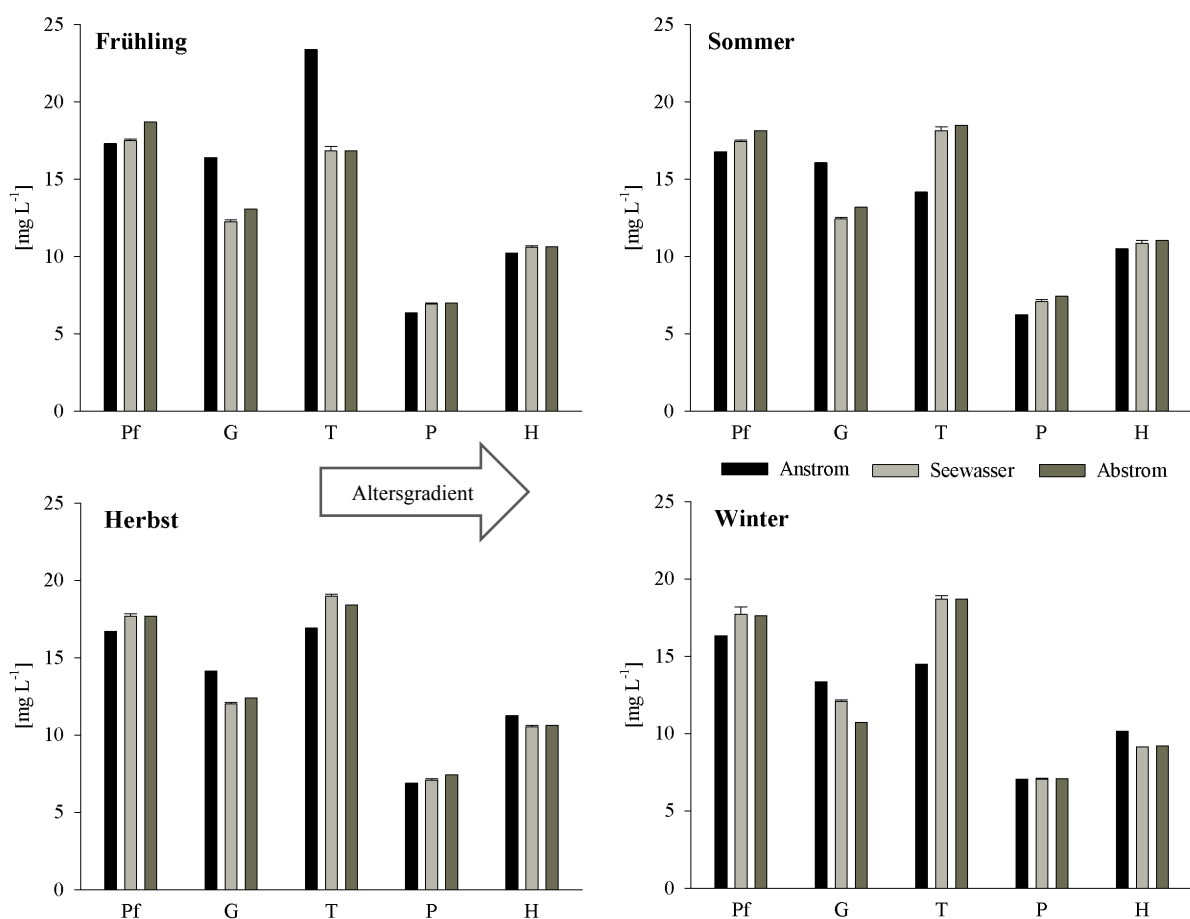


Abb. 23: Natriumkonzentration des anstromigen Grundwassers, des Seewassers (Mittelwert aus 9 Proben mit Standardabweichung) sowie des abstromigen Grundwassers, Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching

Gegenüber dem Anstrom ist die abstromige Na^+ -Konzentration in Pframa im Mittel leicht erhöht (+1,3 mg L^{-1}). Bei den Baggerseen in Grafenwörth ist hingegen ein leichter Konzentrationsrückgang zu verzeichnen (-2,6 mg L^{-1}). In den restlichen Untersuchungsgebieten betrug der Unterschied zwischen an- und abstromigen Konzentrationen im Mittel $<1 \text{ mg L}^{-1}$.

Kalium

Die K^+ -Konzentrationen unterscheiden sich zwischen an- und abstromigem Grundwasser nicht signifikant ($p=0,657$).

Im Jahresverlauf war die gemessene K^+ -Konzentration in den einzelnen Kompartimenten sehr gleichmäßig (Abb. 24). Eine dem Seewasser entsprechende Konzentration konnte in abstromigen Grundwassermessstellen gemessen werden.

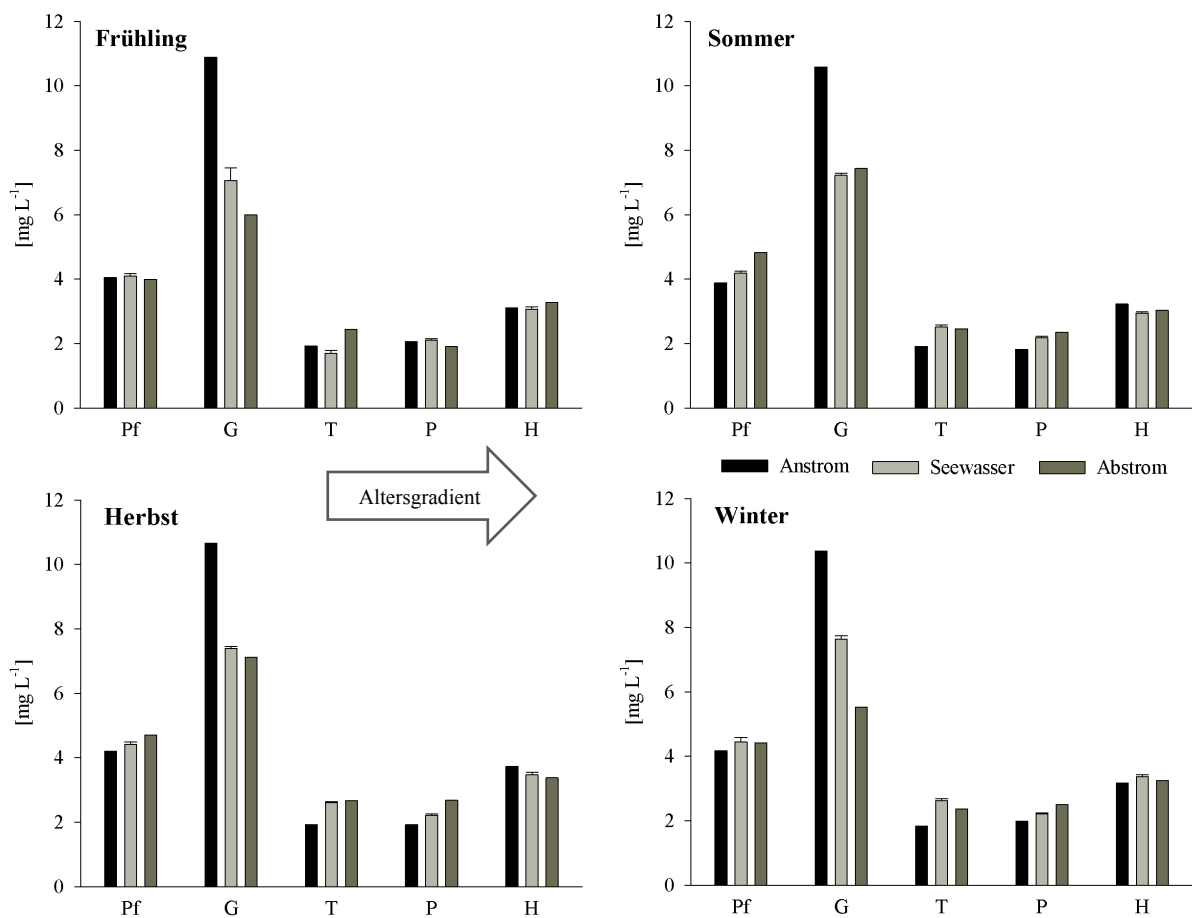


Abb. 24: Kaliumkonzentration des anstromigen Grundwassers, des Seewassers (Mittelwert aus 9 Proben mit Standardabweichung) sowie des abstromigen Grundwassers, Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching

In Grafenwörth ist die mittlere K^+ -Konzentration des anstromigen Grundwassers mit $11,6 \text{ mg L}^{-1}$, im Vergleich mit den anderen Untersuchungsgebieten ($1,9 - 4,1 \text{ mg L}^{-1}$), erhöht. Mögliche Ursachen könnten Einträge aus der Landwirtschaft sein. Bei dem Baggersee in Grafenwörth betragen die mittleren abstromigen K^+ -Konzentrationen $6,5 \text{ mg L}^{-1}$ und sind im Mittel um ca. $4,1 \text{ mg L}^{-1}$ geringer als im anstromigen Grundwasser. Bei den restlichen untersuchten Baggerseen kommt es im Mittel zu einer maximalen Konzentrationsveränderung von $<1 \text{ mg L}^{-1}$.

Calcium

Die Ca^{2+} -Konzentrationen im Seewasser waren signifikant geringer ($-48,7 \pm 20,9 \text{ mg L}^{-1}$) als im anstromigen Grundwasser ($p = <0,001$). Die Ca^{2+} -Konzentrationen im Abstrom entsprachen weitgehend den Seewasserkonzentrationen.

Bei den untersuchten Baggerseen variierten die mittleren Ca^{2+} -Konzentrationen im anstromigen Grundwasser zwischen 94 mg L^{-1} (Persenbeug) und 172 mg L^{-1} (Pframa), im abstromigen Grundwasser zwischen 56 mg L^{-1} (Persenbeug) und 97 mg L^{-1} (Pframa). Im abstromigen Grundwasser waren die erfassten jahreszeitlichen Konzentrationsschwankungen gering (Abb. 25).

In den Seewasserproben konnte speziell in den Sommermonaten eine Erhöhung der Ca^{2+} -Konzentration mit der Tiefe festgestellt werden. In Pframa und Persenbeug geht diese mit einer geringeren Fraktionierung der Sauerstoffisotope einher (vgl. Kapitel 7.1).

Die Massenbilanz für Ca^{2+} (Tab. 10) zeigt den Einfluss der biogenen Entkalkung und den atmosphärischen Austausch. Die Residuen sind generell negativ, d.h. der Ca^{2+} -Austrag war im Untersuchungszeitraum geringer als der Eintrag. Die Retentionsraten, berechnet als $CaCO_3$, betragen zwischen $-0,4$ und $-1,3 \text{ kg a}^{-1}$ pro m^2 Seefläche. Die Umsatzraten pro See, berechnet als $CaCO_3$, lagen dementsprechend zwischen -24.000 und $-76.500 \text{ kg a}^{-1}$.

Im Vergleich mit anstromigen Werten verringerten sich abstromig der Baggerseen die Ca^{2+} -Konzentrationen um bis zu 47%. Bei dem Baggersee in Hörsching ist mit einer relativen Veränderung der Ca^{2+} -Konzentration von -15% die geringste Abnahme zu verzeichnen.

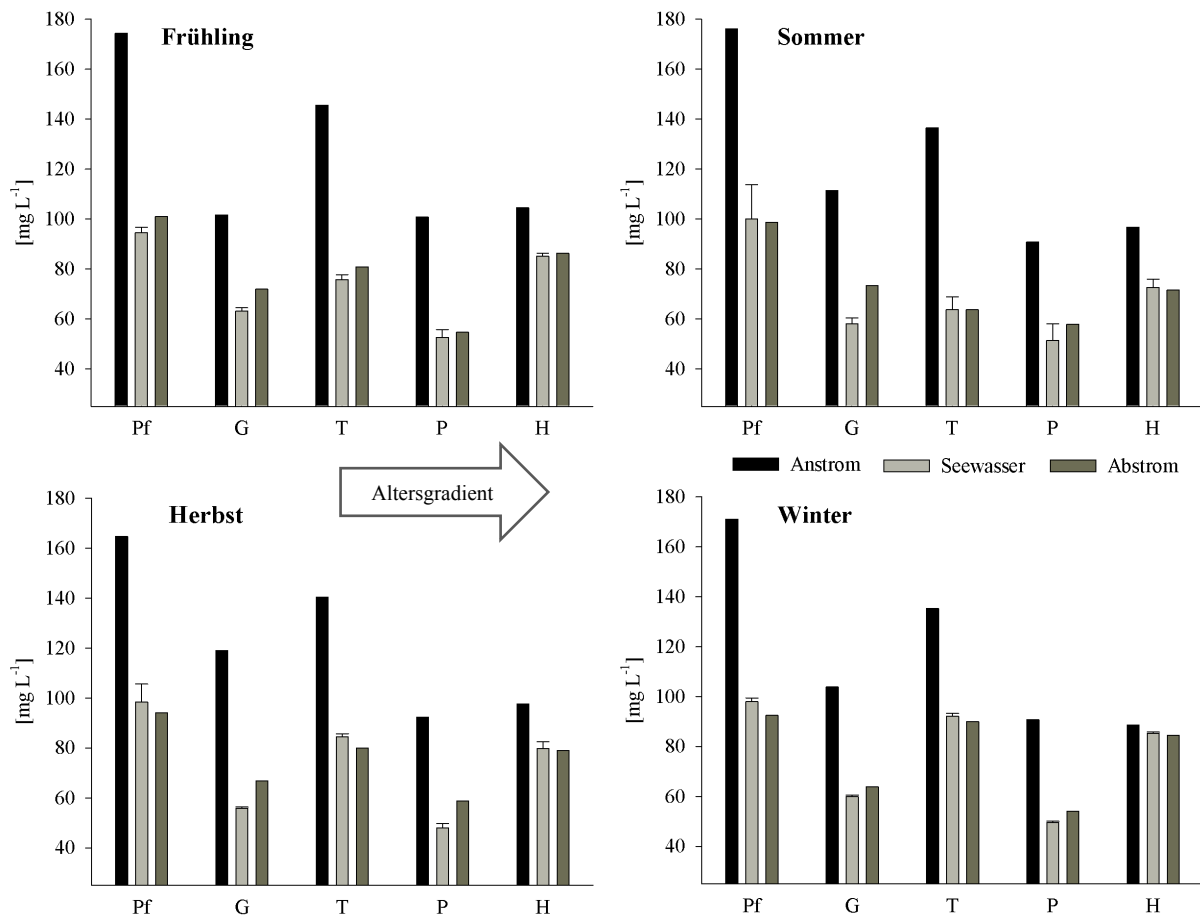


Abb. 25: Calciumkonzentration des anstromigen Grundwassers, des Seewassers (Mittelwert aus 9 Proben mit Standardabweichung) sowie des abstromigen Grundwassers, Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching

Tab. 10: Massenbilanz von Calcium der fünf untersuchten Baggerseen

Baggersee	Grundwasser Zustrom	Atmosphärischer Eintrag (1)	Grundwasser Abstrom	Umsatz	Residuum (2)	Änderung (3)
	Ca^{2+}	Ca^{2+}	Ca^{2+}	CaCO_3		
	$[\text{kg a}^{-1}]$	$[\text{kg a}^{-1}]$	$[\text{kg a}^{-1}]$	$[\text{kg a}^{-1}]$	$[\text{kg m}^{-2} \text{a}^{-1}]$	$[\%]$
Pf	26.493	23	14.049	-31.133	-0,82	-47
G	77.734	98	49.366	-71.086	-0,43	-36
T	76.361	35	45.760	-76.506	-1,30	-40
P	27.015	36	17.429	-24.028	-0,40	-35
H	126.649	52	107.021	-49.144	-0,57	-15

(1) Leder, 2008

(2) Residuum pro m^2 Seefläche (negative Werte verweisen auf eine Senke)

(3) im Vergleich zu anstromigen Grundwasserkonzentrationen

Magnesium

Die Mg^{2+} -Konzentrationen im Seewasser waren signifikant geringer ($-3,4 \pm 3,3 \text{ mg L}^{-1}$) als im anstromigen Grundwasser ($p = < 0,001$). Die Mg^{2+} -Konzentrationen im Abstrom hingegen entsprachen weitgehend den Seewasserkonzentrationen (Abb. 26). Anstromig der Baggerseen betragen die Mg^{2+} -Konzentrationen im Mittel zwischen 15 mg L^{-1} (Tillmitsch) und 69 mg L^{-1} (Grafenwörth). Bei dem Baggersee in Tillmitsch, Pframa und Persenbeug wurde gegenüber anstromigen Werten saisonunabhängig eine Konzentrationsabnahme im abstromigen Grundwasser erfasst, diese betrug bis zu 9 mg L^{-1} . In Hörsching wurde im Herbst und Winter eine Zunahme der Mg^{2+} -Konzentrationen erfasst ($1,3 \text{ mg L}^{-1}$, bzw. $2,3 \text{ mg L}^{-1}$), ansonsten entsprachen diese anstromigen Bereichen. Bei dem Baggersee in Grafenwörth wurde bei der Frühlingskampagne eine Konzentrationserhöhung von $1,9 \text{ mg L}^{-1}$ gemessen, zu den anderen Probenahme-Zeitpunkten jedoch eine Konzentrationsabnahme um bis zu $8,1 \text{ mg L}^{-1}$.

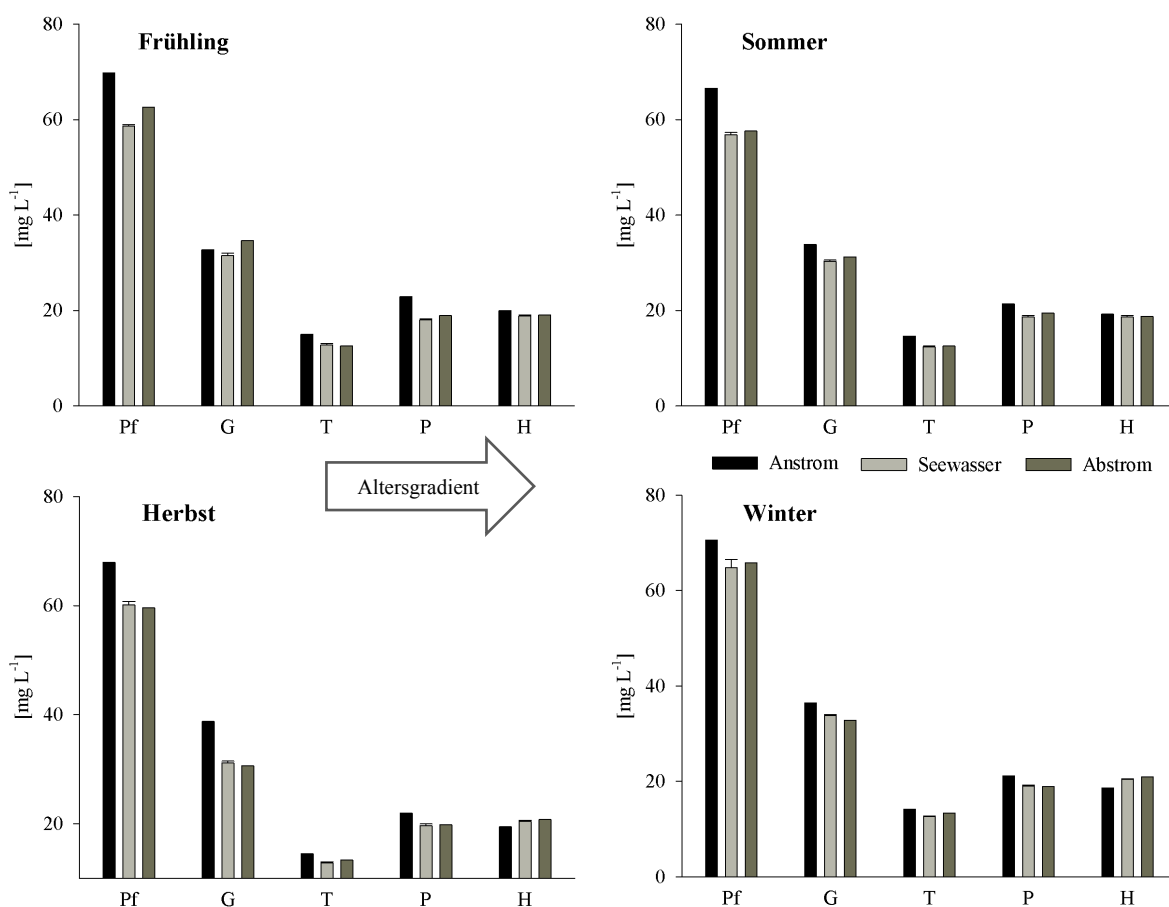


Abb. 26: Magnesiumkonzentration des anstromigen Grundwassers, des Seewassers (Mittelwert aus 9 Proben mit Standardabweichung) sowie des abstromigen Grundwassers, Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching

Die Massenbilanz für Mg^{2+} (Tab. 11) ist, mit Ausnahme des untersuchten Baggersees in Hörsching, negativ. In Hörsching zeigt sich im Jahresmittel mit $4,9 \times 10^{-2} \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (berechnet als $MgCO_3$) ein positives Residuum, d.h., der Austrag war für den Untersuchungszeitraum größer als der Eintrag. In Pframa und Grafenwörth sind die Residuen mit $-1,5 \times 10^{-1} \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, bzw. $-4,6 \times 10^{-2} \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ im Vergleich dazu in einer ähnlichen Größenordnung negativ. Geringere Residuen wurden für die Baggerseen in Tillmitsch und Persenbeug berechnet ($-2,6 \times 10^{-2} \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, bzw. $-1,9 \times 10^{-2} \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$). Der Umsatz pro See, berechnet als $MgCO_3$, betrug im Untersuchungsjahr zwischen 4.200 und -7.500 kg a^{-1} . Im Vergleich mit anstromigen Werten verringerten sich abstromig der Baggerseen die Mg^{2+} -Konzentrationen um bis zu 16%.

Tab. 11: Massenbilanz von Magnesium der fünf untersuchten Baggerseen

Baggersee	Grundwasser Zustrom	Atmosphärischer Eintrag (1)	Grundwasser Abstrom	Umsatz	Residuum (2)	Änderung (3)
	Mg^{2+}	Mg^{2+}	Mg^{2+}	$MgCO_3$		[%]
	[kg a^{-1}]	[kg a^{-1}]	[kg a^{-1}]	[kg a^{-1}]	[$\text{kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$]	[%]
Pf	10.609	2,3	8.937	-5.806	-1,5E-01	-16
G	25.285	9,8	23.132	-7.501	-4,6E-02	-8,5
T	7.977	3,5	7.545	-1.511	-2,6E-02	-5,4
P	6.301	3,6	5.970	-1.161	-1,9E-02	-5,3
H	25.255	5,2	26.471	4.200	4,9E-02	4,8

(1) Leder, 2008

(2) Residuum pro m^2 Seefläche (negative Werte verweisen auf eine Senke)

(3) im Vergleich zu anstromigen Grundwasserkonzentrationen

6.2.4 Hauptanionen

Nitrat

Siehe Kapitel 6.2.6 (Nährstoffe)

Hydrogencarbonat

Die HCO_3^- -Konzentrationen im Seewasser waren signifikant geringer ($-113 \pm 46,6 \text{ mg L}^{-1}$) als im anstromigen Grundwasser ($p = < 0,001$). Abstromig der Seen stiegen die Konzentrationen wiederum signifikant an, waren im Vergleich zu anstromigen Werten jedoch um $99 \pm 42,2 \text{ mg L}^{-1}$ geringer.

Anstromig der Baggerseen betragen die HCO_3^- -Konzentrationen im Mittel zwischen 312 mg L^{-1} (Hörsching) und 384 mg L^{-1} (Tillmitsch). Abstromig sanken die Konzentrationen um bis zu 146 mg L^{-1} (Tillmitsch). Bei den untersuchten Baggerseen in Grafenwörth, Persenbeug und Pframa war im Mittel eine Abnahme zwischen $91 - 100 \text{ mg L}^{-1}$ zu verzeichnen, in Hörsching wurde der geringste Konzentrationsrückgang mit 35 mg L^{-1} gemessen (Abb. 27).

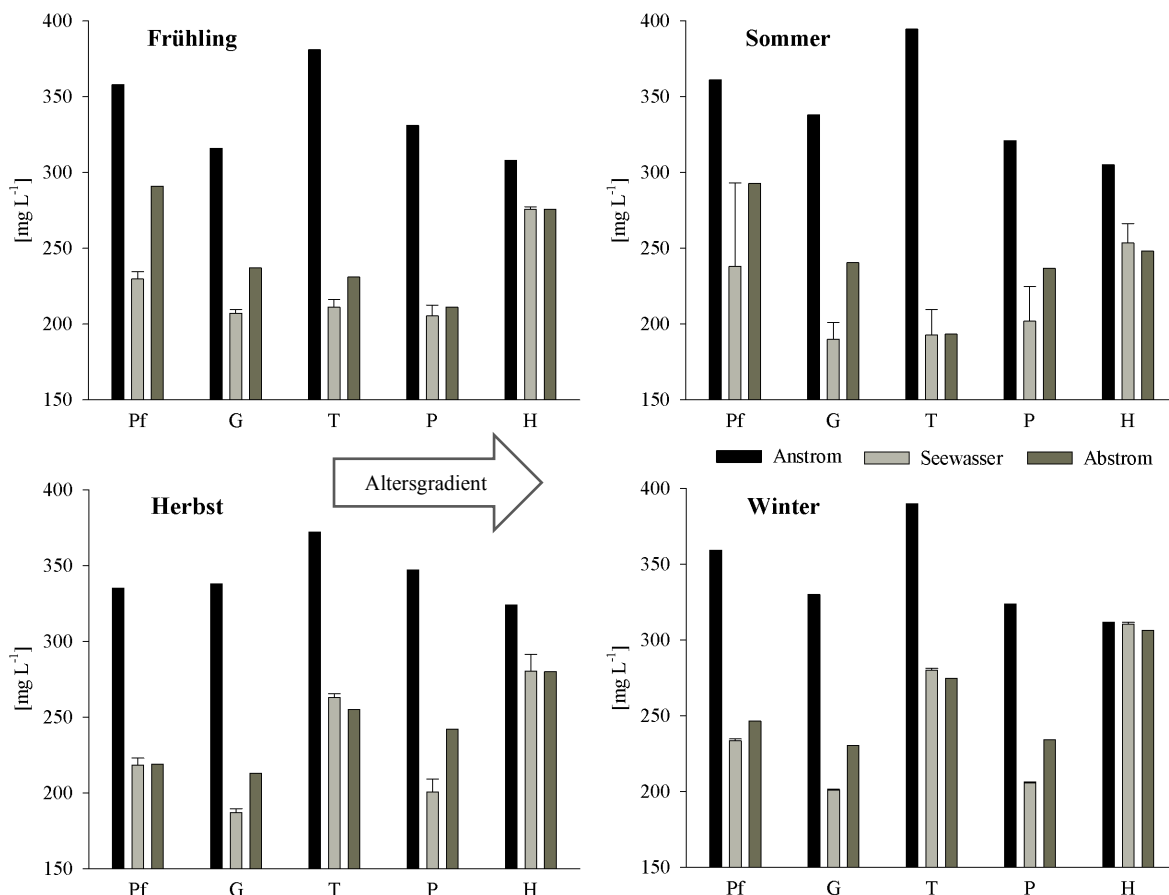


Abb. 27: Hydrogencarbonatkonzentration des anstromigen Grundwassers, des Seewassers (Mittelwert aus 9 Proben mit Standardabweichung) sowie des abstromigen Grundwassers, Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching

Saisonal unabhängig konnte eine Konzentrationsabnahme in allen abstromig liegenden Grundwassermessstellen gemessen werden. In Hörsching (Winter) war mit 2% die geringste, in Tillmitsch (Sommer) mit 51% die höchste Abnahme zu verzeichnen. In abstromigen Grundwassermessstellen ist gegenüber der Seewasserkonzentration ein Wiederanstieg feststellbar. Dieser beträgt im Mittel bis zu 34 mg L^{-1} (Grafenwörth), je nach Saison bis zu 61 mg L^{-1} (Frühling, Pframa). Analog zu Ca^{2+} wurde für HCO_3^- bei allen Baggerseen ein negatives Residuum festgestellt, d.h., der Eintrag an HCO_3^- überstieg für den

Untersuchungszeitraum den Austrag. Mit Ausnahme von Tillmitsch waren die Residuen in annähernd gleicher Größenordnung ($-0,40$ bis $-0,45 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$). In Tillmitsch, dem Baggersee mit der geringsten mittleren Tiefe (ca. 2,2 m), wurde ein Residuum von $-1,21 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ berechnet (Tab. 12). Im Vergleich mit anstromigen Werten verringerten sich abstromig der Baggerseen die HCO_3^- -Konzentrationen um bis zu 34%.

Tab. 12: Massenbilanz von Hydrogencarbonat der fünf untersuchten Baggerseen

Baggersee	Grundwasser Zustrom	Grundwasser Abstrom	Umsatz	Residuum (1)	Änderung (2)
	[kg a^{-1}]	[kg a^{-1}]	[kg a^{-1}]	[$\text{kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$]	[%]
HCO_3^-					
Pf	54.560	38.173	-16.387	-0,43	-30
G	235.724	164.715	-71.009	-0,43	-30
T	210.430	138.798	-71.632	-1,21	-34
P	95.362	71.461	-23.901	-0,40	-25
H	408.226	369.873	-38.353	-0,45	-9,4

(1) Residuum pro m^2 Seefläche (negative Werte verweisen auf eine Senke)

(2) im Vergleich zu anstromigen Grundwasserkonzentrationen

Chlorid

Die Cl^- -Konzentrationen unterscheiden sich zwischen an- und abstromigen Grundwassermessstellen nicht signifikant ($p=0,062$).

Das Untersuchungsgebiet in Pframa zeichnete sich durch hohe Cl^- -Konzentrationen im anstromigen Grundwasser aus (105 mg L^{-1}). In den restlichen Untersuchungsgebieten streuten die Cl^- -Konzentrationen zwischen 14 mg L^{-1} (Persenbeug) und 64 mg L^{-1} (Grafenwörth). In der anstromig liegenden Grundwassermessstelle in Tillmitsch wurde im Frühling eine gegenüber dem Jahresschnitt erhöhte Cl^- -Konzentration gemessen ($63,6 \text{ mg L}^{-1}$); diese könnte, analog mit erhöhten Na^+ -Konzentrationen, auf die Verwendung von Auftausalz der nahe gelegenen Autobahn zurückzuführen sein (Abb. 28).

Bei der Frühlingsmessung konnte bei allen untersuchten Baggerseen eine Konzentrationsabnahme in abstromigen Grundwassermessstellen festgestellt werden, ansonsten zeigte sich saisonal keine einheitliche Konzentrationsveränderung. In Hörsching, Tillmitsch und Grafenwörth zeigte sich eine große saisonale Variabilität hinsichtlich der anstromigen Cl^- -Konzentrationen. Die Seewasserkonzentration zeigte nicht diese saisonale Variabilität: eine dem Seewasser entsprechende Cl^- -Konzentration konnte in abstromigen Grundwassermessstellen festgestellt werden.

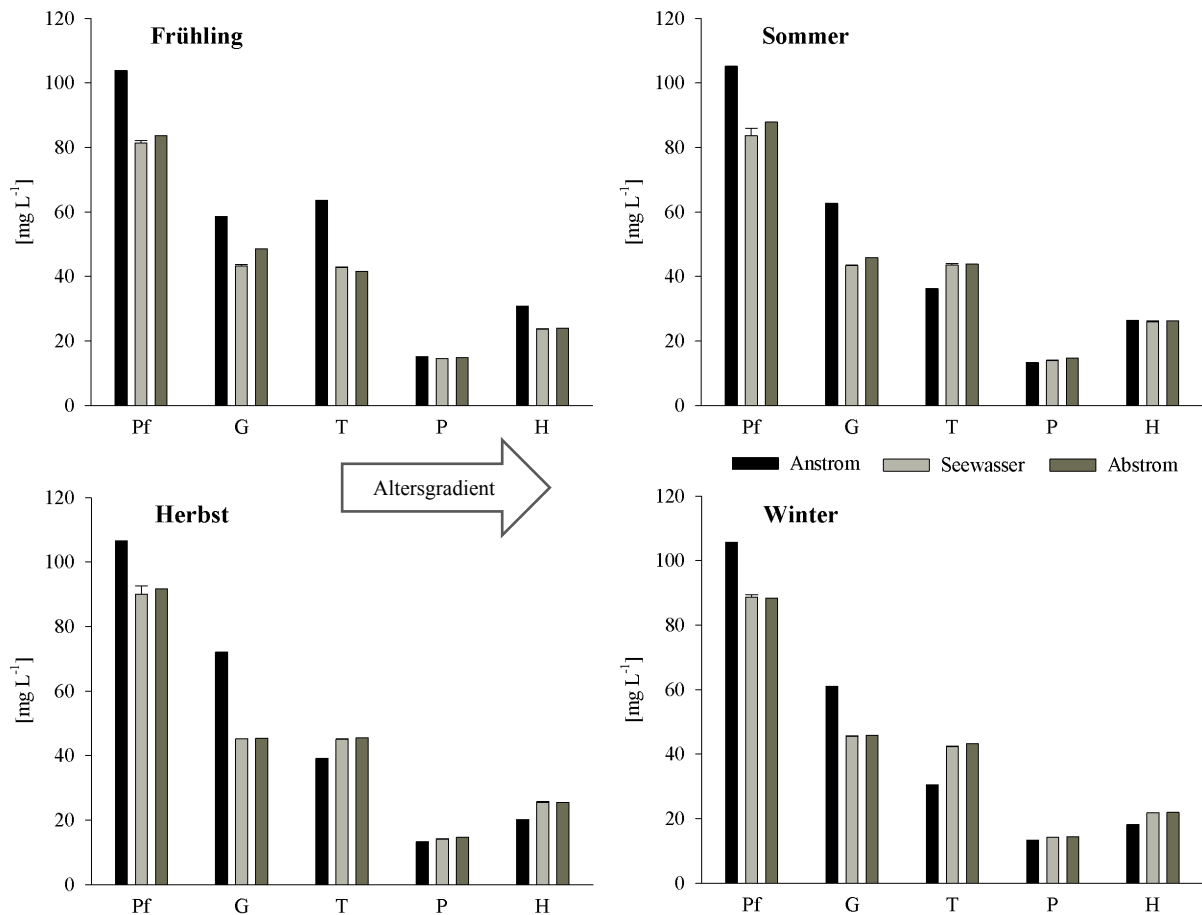


Abb. 28: Chloridkonzentration des anstromigen Grundwassers, des Seewassers (Mittelwert aus 9 Proben mit Standardabweichung) sowie des abstromigen Grundwassers, Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching

Sulfat

Die SO_4^- -Konzentrationen unterscheiden sich zwischen an- und abstromigen Grundwassermessstellen nicht signifikant ($p=0,052$).

Vergleichbar hohe SO_4^- -Konzentrationen im anstromigen Grundwasser wurden in Pframa (300 mg L^{-1} im Durchschnitt) gemessen. Die SO_4^- -Konzentrationen der restlichen Untersuchungsgebiete streuten im Durchschnitt zwischen 26 und 86 mg L^{-1} (Abb. 29).

In Pframa und Persenbeug konnte eine saisonunabhängige Abnahme der SO_4^- -Konzentration in den abstromigen Grundwassermessstellen nachverfolgt werden. Bei dem Baggersee in Grafenwörth kam es hingegen zu Variationen zwischen an- und abstromigen Grundwasserkonzentrationen, die zwischen $+23 \text{ mg L}^{-1}$ (Frühling) und -25 mg L^{-1} (Herbst) betragen. In Tillmitsch und Hörsching betragen die saisonalen Schwankungen $\leq 5 \text{ mg L}^{-1}$.

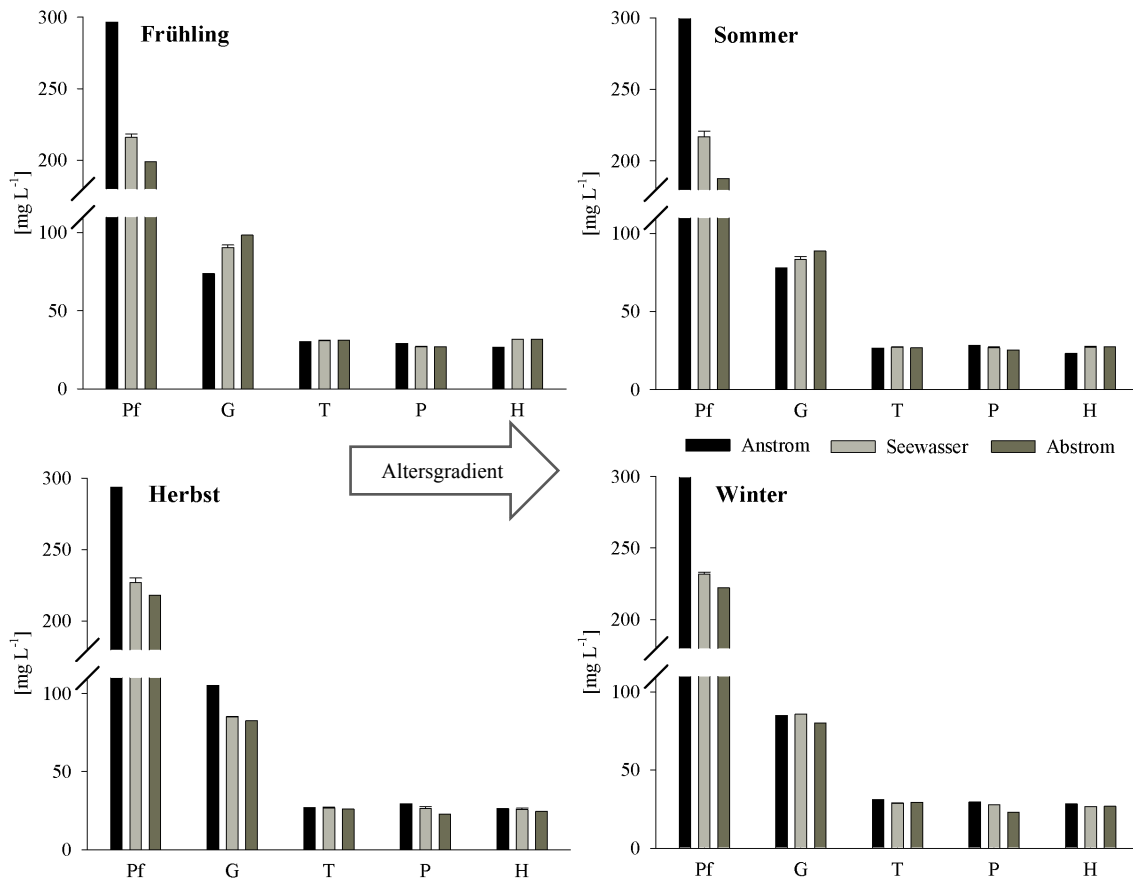


Abb. 29: Sulfatkonzentration des anstromigen Grundwassers, des Seewassers (Mittelwert aus 9 Proben mit Standardabweichung) sowie des abstromigen Grundwassers, Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching

6.2.5 Sättigungsindex Calciumcarbonat

Die berechneten Sättigungsindizes für CaCO_3 weisen annähernd Gleichgewichtsbedingungen (SI: $\pm 0,3$) sowohl im anstromigen als auch im abstromigen Grundwasser auf (Abb. 30).

Im Gegensatz dazu waren im Seewasser bei allen Baggerseen die Sättigungsindizes für CaCO_3 überschritten. Im oberflächennahen Seewasser war im Mittel mit einem Sättigungsindex von $0,8 \pm 0,1$ eine starke Übersättigung gegeben: in bodennahen Bereichen war die Übersättigung mit einem Sättigungsindex von $0,5 \pm 0,1$ weniger stark ausgeprägt.

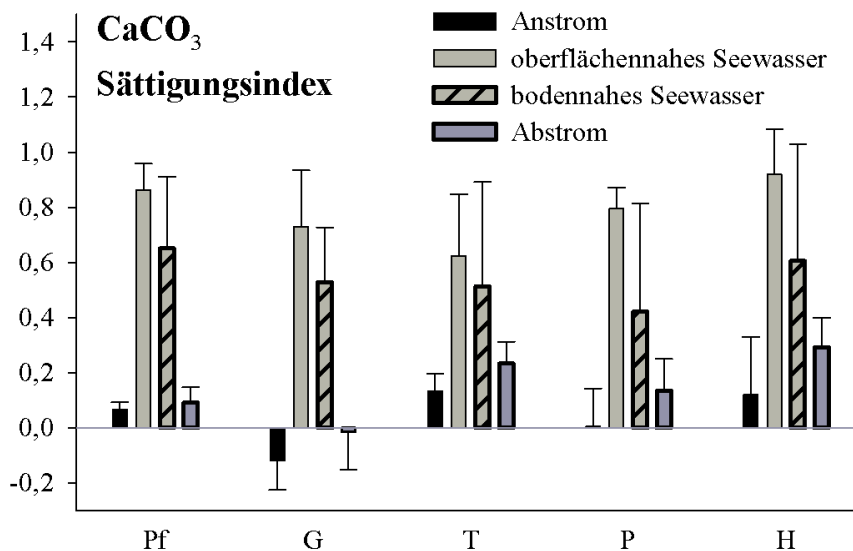


Abb. 30: Mittlerer Calciumcarbonat Sättigungsindex entlang des Grundwassergradienten für alle Baggerseen mit jeweiliger Standardabweichung für anstromiges Grundwasser (n=4), oberflächennahes Seewasser (n=4), bodennahes Seewasser (n=4) und abstromiges Grundwasser (n=4)

6.2.6 Nährstoffe

Nitrat

Die NO_3^- -Konzentrationen im Seewasser waren signifikant geringer ($-23,5 \pm 8,7 \text{ mg L}^{-1}$) als im anstromigen Grundwasser ($p = <0,001$). Eine weitere signifikante NO_3^- -Reduktion ($p = 0,001$) erfolgte abstromig der Baggerseen ($-2,2 \pm 2,5 \text{ mg L}^{-1}$).

Bei den untersuchten Baggerseen streuten die mittleren NO_3^- -Konzentrationen im anstromigen Grundwasser zwischen 19 mg L^{-1} (Grafenwörth) und 49 mg L^{-1} (Tillmitsch). In Tillmitsch wurde mit $57,8 \text{ mg L}^{-1}$ bei der Frühlingsbeprobung die höchste Konzentration gemessen (Abb. 31).

Im Seewasser kam es zu einem Konzentrationsrückgang um bis zu 34 mg L^{-1} (Tillmitsch). Bei den Baggerseen mit längerer mittlerer Verweilzeit des Seewassers wurde ein Konzentrationsrückgang bis kleiner Bestimmungsgrenze festgestellt, während in Tillmitsch und in Hörsching im Mittel eine NO_3^- -Konzentration von 14 mg L^{-1} , bzw. 15 mg L^{-1} gemessen wurde.

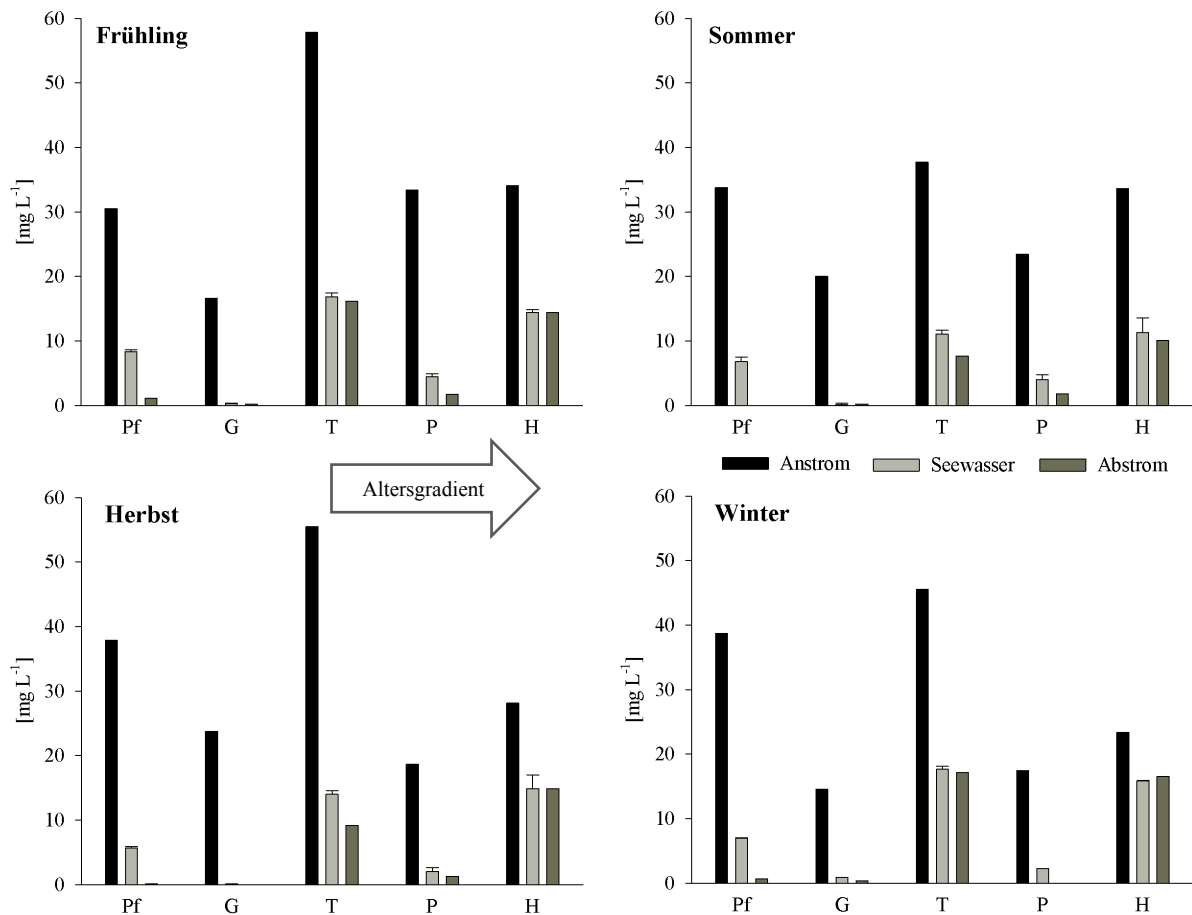


Abb. 31: Nitratkonzentration des anstromigen Grundwassers, des Seewassers (Mittelwert aus 9 Proben mit Standardabweichung) sowie des abstromigen Grundwassers, Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching

Abstromig der Baggerseen wiesen die NO_3^- -Konzentrationen mit einer Standardabweichung zwischen $0,1 - 4,1 \text{ mg L}^{-1}$ geringe saisonale Veränderungen auf. Die höchste abstromige NO_3^- -Konzentration wurde in Tillmitsch mit $17,1 \text{ mg L}^{-1}$ gemessen.

Die Massenbilanz für Nitrat, berechnet als N-NO_3^- (Tab. 13), zeigt generell negative Residuen auf, d.h. diese Baggerseen waren Senken für Nitrat. Die Retentionsraten betragen zwischen $-1,9 \cdot 10^{-2}$ und $-7,5 \cdot 10^{-2} \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Der Umsatz pro See, berechnet als N-NO_3^- , betrug im Untersuchungsjahr zwischen -1.200 und -4.600 kg a^{-1} . Im Vergleich mit anstromigen Werten verringerten sich abstromig der Baggerseen die NO_3^- -Konzentrationen um bis zu 99%. Bei dem Baggersee in Hörsching ist mit einer relativen Veränderung von -52% die geringste Abnahme zu verzeichnen.

Tab. 13: Massenbilanz von Nitrat, berechnet als N-NO_3^- , der fünf untersuchten Baggerseen

Baggersee	Grundwasser Zustrom	Atmosphärischer Eintrag (1)	Grundwasser Abstrom	Umsatz	Residuum (2)	Änderung (3)
	[kg a ⁻¹]	[kg a ⁻¹]	[kg a ⁻¹]	[kg a ⁻¹]	[kg m ⁻² a ⁻¹]	[%]
N-NO₃⁻(4)						
Pf	1.228	13	16	-1.226	-3,2E-02	-99
G	3.023	57	33	-3.047	-1,9E-02	-99
T	6.080	21	1.649	-4.451	-7,5E-02	-73
P	1.515	21	85	-1.451	-2,4E-02	-94
H	8.806	30	4.207	-4.629	-5,4E-02	-52

(1) Leder, 2008

(2) Residuum bezogen pro m² Seefläche (negative Werte verweisen auf eine Senke)

(3) Im Vergleich zu anstromigen Grundwasserkonzentrationen

(4) in Zusammenarbeit mit Biofilm and Ecosystem Research Group (Battin und Weilharter)

Nitrit und Ammonium

Die NO_2^- -Konzentrationen lagen im An- und Abstrom aller Baggerseen zumeist kleiner der Bestimmungsgrenze (Tab. 14). Die höchste NO_2^- -Konzentration im abstromigen Grundwasser wurde in Hörsching mit $0,06 \text{ mg L}^{-1}$ (Herbst) bestimmt. In den Tiefenbereichen der Seen stiegen die NO_2^- -Konzentrationen, mit Ausnahme von Grafenwörth, an ($\leq 0,16 \text{ mg L}^{-1}$, Pframa; $\leq 0,32 \text{ mg L}^{-1}$, Tillmitsch; $\leq 0,14 \text{ mg L}^{-1}$, Persenbeug; $\leq 0,23 \text{ mg L}^{-1}$, Hörsching).

Die NH_4^+ -Konzentrationen unterscheiden sich zwischen an- und abstromigen Grundwassermessstellen nicht signifikant ($p=0,069$). Im Seewasser kam es jedoch im Vergleich mit dem anstromigen Grundwasser zu einer signifikanten Erhöhung der NH_4^+ -Konzentration ($p=0,003$). Die maximalen Konzentrationen im abstromigen Grundwasser wurden in Pframa (Sommer, Herbst) mit bis zu $0,18 \text{ mg L}^{-1}$ gemessen (Tab. 14). Analog mit Nitrit kam es in den Tiefenbereichen der Seen, insbesondere zu den Sommer- und Herbstmesskampagnen, zu höheren NH_4^+ -Konzentrationen ($\leq 0,85 \text{ mg L}^{-1}$, Pframa; $\leq 0,08 \text{ mg L}^{-1}$, Grafenwörth; $\leq 0,24 \text{ mg L}^{-1}$, Tillmitsch; $\leq 1,12 \text{ mg L}^{-1}$, Persenbeug; $\leq 0,68 \text{ mg L}^{-1}$, Hörsching).

Tab. 14: Nitrit- und Ammoniumkonzentrationen des anstromigen Grundwassers, des Seewassers (Minima und Maxima), sowie des abstromigen Grundwassers, Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching.

		NO_2^- [$\mu\text{g L}^{-1}$]				NH_4^+ [$\mu\text{g L}^{-1}$]			
		Frühling	Sommer	Herbst	Winter	Frühling	Sommer	Herbst	Winter
Pf	Anstrom	40	<10	<10	<10	30	60	20	<20
	See (min/max)	40/70	60/160	70	50	<20/40	30/850	170/210	130/210
	Abstrom	10	<10	<10	<10	80	150	180	130
G	Anstrom	<10	<10	<10	<10	<20	30	<20	<20
	See (min/max)	<10/10	<10/10	20	20	<20	<20/40	40/80	40/120
	Abstrom	10	<10	<10	<10	<20	70	20	20
T	Anstrom	<10	<10	10	<10	<20	50	90	30
	See (min/max)	60/90	140/320	100/110	50	<20/20	130/240	20/120	50/80
	Abstrom	<10	<10	<10	<10	<20	30	40	<20
P	Anstrom	<10	<10	<10	<10	<20	40	30	<20
	See (min/max)	20/40	40/120	40/140	30	<20	<20/380	60/1120	130/180
	Abstrom	10	<10	<10	<10	50	20	80	80
H	Anstrom	<10	<10	<10	<10	60	<20	<20	<20
	See (min/max)	60/70	80/230	100/200	90	90/130	<20/430	<20/680	<20/30
	Abstrom	<10	10	60	<10	30	<20	<20	<20

Phosphat

Die PO_4^{3-} -Konzentrationen im Seewasser waren signifikant geringer ($-74 \pm 97 \mu\text{g L}^{-1}$) als im anstromigen Grundwasser ($p = <0,001$). Des Weiteren konnte abstromig bei allen Grundwassermessstellen eine signifikante Abnahme der PO_4^{3-} -Konzentration gegenüber anstromigen Grundwasserwerten festgestellt werden ($-53 \pm 78 \mu\text{g L}^{-1}$). Die höchsten PO_4^{3-} -Konzentrationen wurden anstromig der Baggerseen Hörsching ($287 \mu\text{g L}^{-1}$) und Grafenwörth ($154 \mu\text{g L}^{-1}$) gemessen, während die Seewasserkonzentrationen auch in den tieferen Bereichen bei allen Baggerseen $20 \mu\text{g L}^{-1}$ nicht überschritten (Abb. 32). Aufgrund technischer Probleme kam es zu keiner Messung der PO_4^{3-} -Konzentrationen im Frühjahr.

Die Massenbilanz für PO_4^{3-} , berechnet als P-PO_4^{3-} , ist für alle Baggerseen negativ (Tab. 15). In Hörsching zeigte sich im Jahresmittel mit $-1,2 \cdot 10^{-3} \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ bedingt durch die hohen anstromigen Grundwasserkonzentrationen die größte Senke. Mit Ausnahme von Pframa waren die Residuen bei den restlichen untersuchten Baggerseen mit Werten zwischen $-6,4 \cdot 10^{-5} \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ und $-1,1 \cdot 10^{-4} \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ in einer ähnlichen Größenordnung. In Pframa wurde das geringe Residuum ($-3,1 \cdot 10^{-5} \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) durch die geringen anstromigen Grundwasserkonzentrationen bedingt. Die Umsatzraten pro See lagen für den Untersuchungszeitraum zwischen $-1,2$ und -104 kg a^{-1} . Im Vergleich zu anstromigen Konzentrationen betrug die Abnahme im Abstrom bis zu 84%.

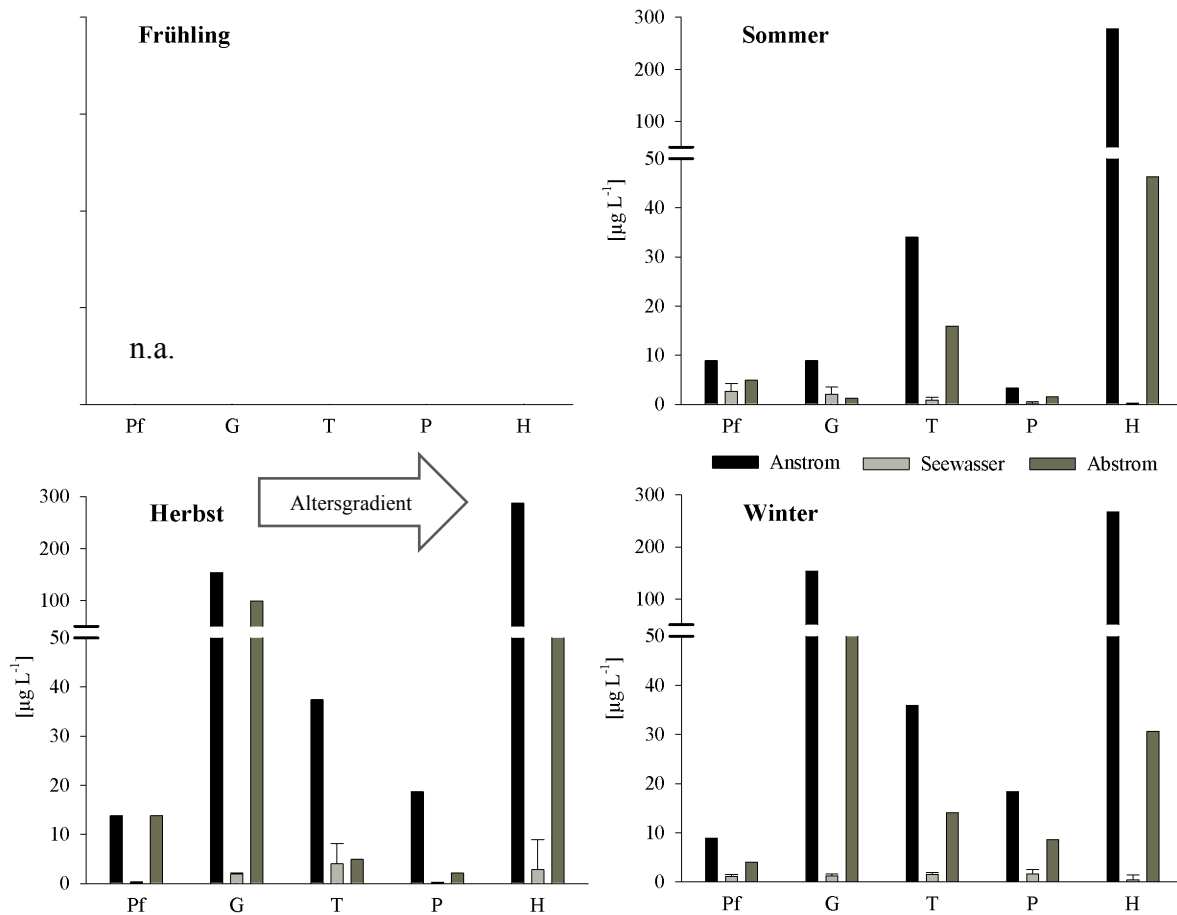


Abb. 32: Phosphatkonzentration des anstromigen Grundwassers, des Seewassers (Mittelwert aus 9 Proben mit Standardabweichung) sowie des abstromigen Grundwassers, Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching. Aufgrund technischer Probleme kam es zu keiner Messung der Phosphatkonzentrationen im Frühjahr.

Tab. 15: Massenbilanz von Phosphat, berechnet als $P-PO_4^{3-}$ der fünf untersuchten Baggerseen

Baggersee	Grundwasser Zustrom	Atmosphärischer Eintrag (1)	Grundwasser Abstrom	Umsatz	Residuum (2)	Änderung (3)
	[kg a ⁻¹]	[kg a ⁻¹]	[kg a ⁻¹]	[kg a ⁻¹]	[kg m ⁻² a ⁻¹]	[%]
P-PO₄³⁻ (4)						
Pf	0,5	1	0,4	-1,2	-3,1E-05	-32
G	25	6	12	-19	-1,1E-04	-52
T	6,4	4	2,2	-8,2	-1,4E-04	-65
P	1,3	3	0,4	-3,9	-6,4E-05	-67
H	118	4	19	-104	-1,2E-03	-84

(1) Fank et al., 2005

(2) Residuum bezogen pro m² Seefläche (negative Werte verweisen auf eine Senke)

(3) Im Vergleich zu anstromigen Grundwasserkonzentrationen

(4) in Zusammenarbeit mit Biofilm and Ecosystem Research Group (Battin und Weilhartner)

6.2.7 Mikrobiologische Parameter

Mikrobielle Abundanz

Die mikrobielle Abundanz in anstromigen Grundwasserproben war bei allen Baggerseen mit Lebendzellzahlen zwischen $9,2 \cdot 10^3$ und $1,4 \cdot 10^5 \text{ mL}^{-1}$ niedrig. Im Seewasser stieg die mikrobielle Abundanz signifikant an ($+2,7 \pm 1,1 \cdot 10^6 \text{ Zellen mL}^{-1}$). Abstromig der Seen wurde eine signifikante Reduktion der Lebendzellzahlen gegenüber dem Seewasser festgestellt, im Vergleich zu anstromigen Werten waren diese jedoch um $+1,3 \pm 1,5 \cdot 10^5 \text{ Zellen mL}^{-1}$ höher (Abb. 33). Es wurde generell eine Zunahme der mikrobiellen Abundanz im abstromigen Grundwasser festgestellt.

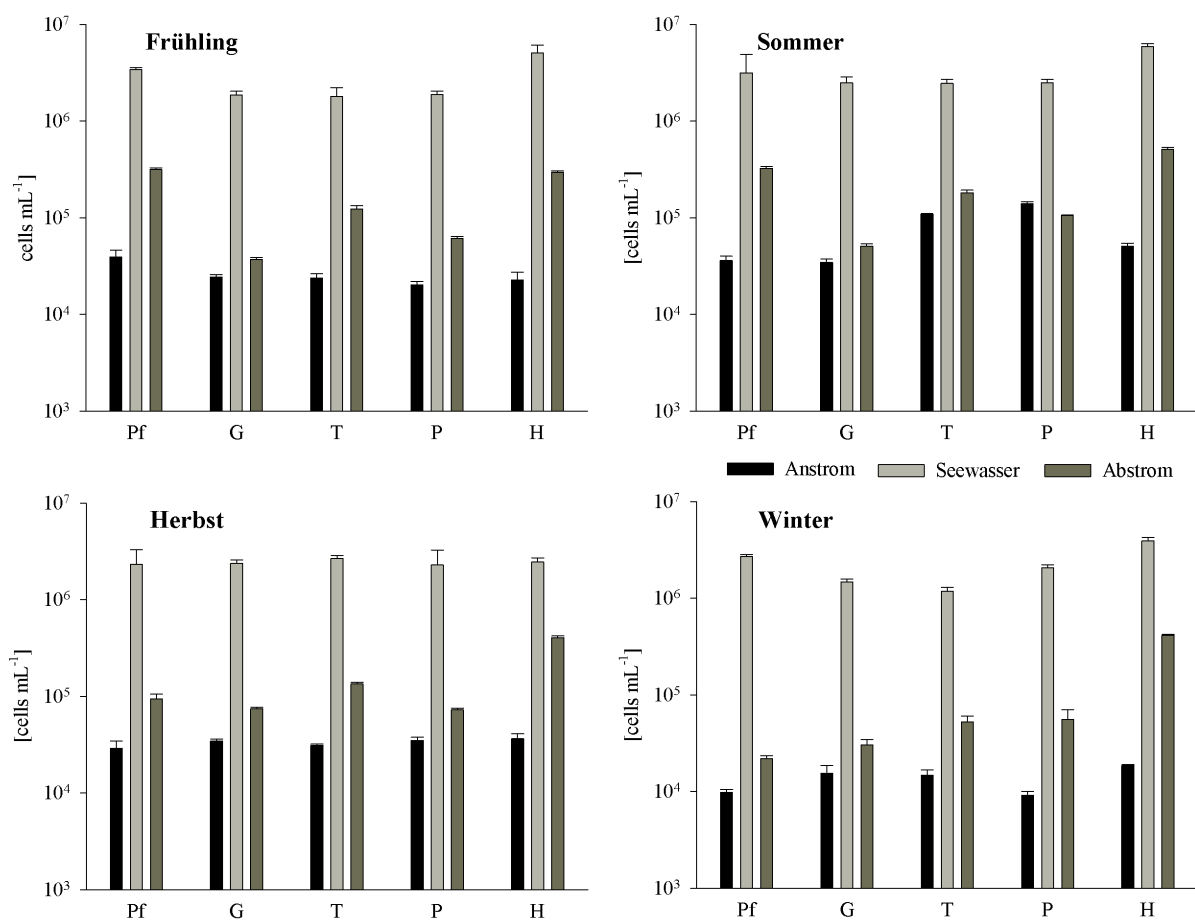


Abb. 33: Mikrobielle Abundanz des anstromigen Grundwassers, des Seewassers, sowie des abstromigen Grundwassers (jeweils Mittelwert aus Triplikaten mit Standardabweichung), log Skalierung, Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching (Daten in Zusammenarbeit mit Biofilm and Ecosystem Research Group, Battin und Weilhartner)

Gelöster organischer Kohlenstoff

Die Konzentrationen des gelösten organischen Kohlenstoffes (DOC) im Seewasser waren signifikant höher ($+1,64 \pm 0,55 \text{ mg L}^{-1}$) als im anstromigen Grundwasser ($p = < 0,001$). Abstromig der Seen sanken die Werte auf annähernd anstromige DOC-Konzentrationen.

Gegenüber anstromigen Werten unterscheiden sich dementsprechend die abstromigen Konzentrationen nicht signifikant ($p=0,654$).

Die anstromigen DOC-Konzentrationen des Grundwassers betragen im Mittel zwischen $0,8$ und $1,0 \text{ mg L}^{-1}$, mit Ausnahme von Persenbeug, bei dem im Mittel geringere Konzentrationen ($0,4 \text{ mg L}^{-1}$) gemessen wurden (Abb. 34). Im Seewasser kam es bei allen Baggerseen zu einem Konzentrationsanstieg ($\leq 3,2 \text{ mg L}^{-1}$). Abstromig kam es lediglich beim jüngsten Baggersee zu höheren Austrägen ($\leq 2,4 \text{ mg L}^{-1}$).

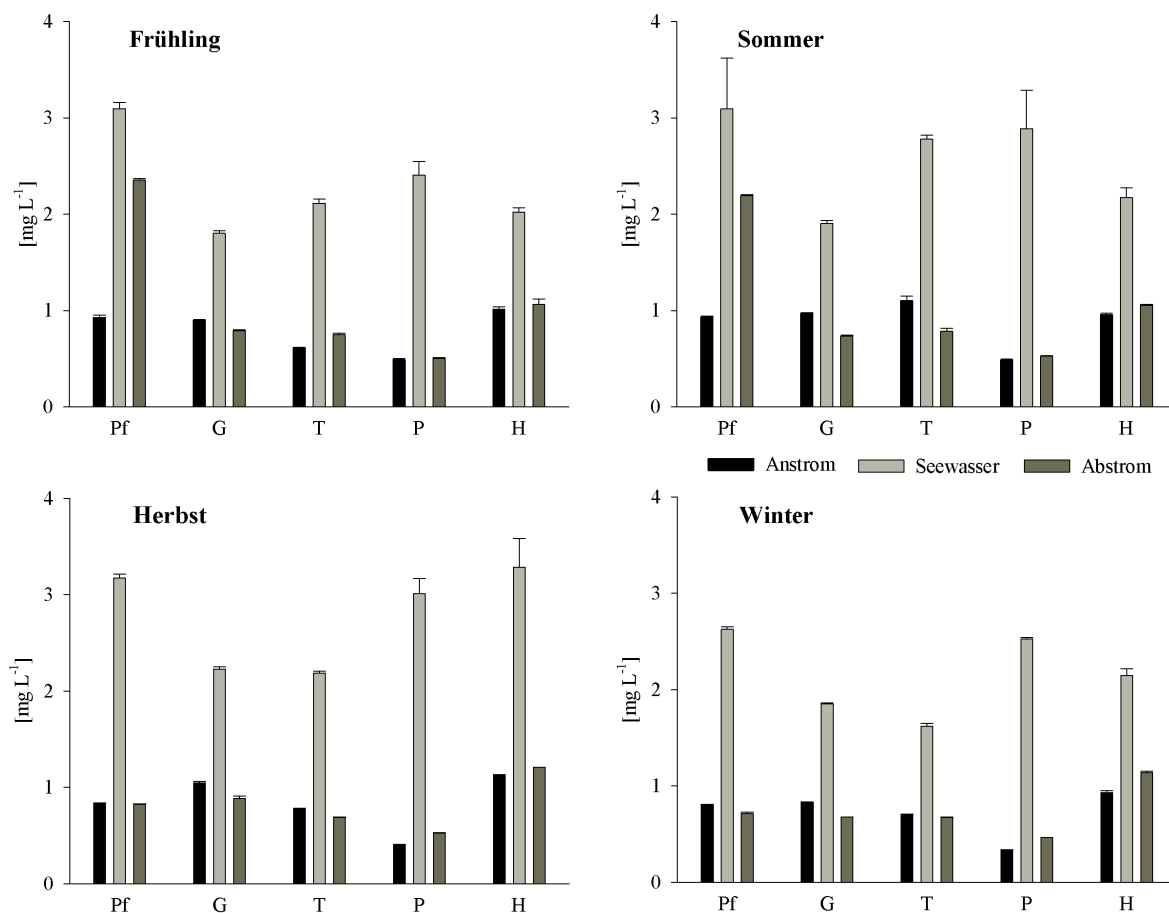


Abb. 34: Konzentration des gelösten organischen Kohlenstoffs des anstromigen Grundwassers, des Seewassers (Mittelwert aus 9 Proben mit Standardabweichung) sowie des abstromigen Grundwassers, Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching (Daten in Zusammenarbeit mit Biofilm and Ecosystem Research Group, Battin und Weilharter)

Die Massenbilanz für DOC erbrachte für Grafenwörth und Tillmitsch leicht negative Residuen, für die restlichen Baggerseen positive mit bis zu $2 \cdot 10^{-3} \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ in Pframa (Tab. 16). Im Vergleich mit anstromigen Werten verringerten sich abstromig der Baggerseen die DOC-Konzentrationen um bis zu 17% (Grafenwörth) bzw. erhöhte sich um bis zu 64% (Pframa).

Tab. 16: Massenbilanz des gelösten organischen Kohlenstoffs der fünf untersuchten Baggerseen

Baggersee	Grundwasser Zustrom	Atmosphärischer Eintrag (1)	Grundwasser Abstrom	Umsatz	Residuum (2)	Änderung (3)
	[kg a ⁻¹]	[kg a ⁻¹]	[kg a ⁻¹]	[kg a ⁻¹]	[kg m ⁻² a ⁻¹]	[%]
DOC (4)						
Pf	135	6	222	81	2,E-03	64
G	669	34	553	-150	-9,E-04	-17
T	438	23	421	-40	-7,E-04	-4
P	124	19	175	32	5,E-04	41
H	1.307	23	1.427	97	1,E-03	9

(1) Willey et al., 2000

(2) Residuum pro m² Seefläche (negative Werte verweisen auf eine Senke)

(3) im Vergleich zu anstromigen Grundwasserkonzentrationen

(4) in Zusammenarbeit mit Biofilm and Ecosystem Research Group (Battin und Weilharter)

Mikrocystin

Mikrocystin-LR (MC_{LR}), gemessen von der Arbeitsgruppe Lipid and Toxicology Research Group (Kainz und Mathieu), konnte im an- und abstromigen Grundwasser der Baggerseen nicht erfasst werden. Ebenfalls konnte MC_{LR} im Seewasser (Sommer, Herbst) nicht nachgewiesen werden. Die erfassten Konzentrationen im Seston (organische/anorganische Schwebepartikel in der Wassersäule) sind mit Maximalkonzentrationen von 30,5 ng MC_{LR} L⁻¹, bzw. 9000 ng MC_{LR} g⁻¹ in der Trockenmasse sehr niedrig (Tab. 17). Im Zooplankton (>500 µm) konnte MC_{LR} mit Maximalkonzentrationen von 700 ng MC_{LR} g⁻¹ in der Trockenmasse ebenfalls in sehr niedrigen Konzentrationen erfasst werden.

Tab. 17: Mikrocystin-Konzentrationen zu den Untersuchungszeitpunkten (April, Juli, September, Dezember 2009, November 2010). k.T.v.=kein Trockengewicht verfügbar, n.n.=nicht nachweisbar (Daten in Zusammenarbeit mit Lipid and Toxicology Research Group, Kainz und Mathieu)

Proben	Datum	ng MC _{LR} L ⁻¹	ng MC _{LR} g ⁻¹
Seewasser			
Seewasser	Juli, Sept. 2009	n.n.	-
Seston (>1,2 µm)	Nov. 2009	0 – 23	k.T.v.
Seston (1,2-30 µm)	zu allen Probenahmen	0 – 30	0 – 9.000
Zooplankton (>500 µm)	zu allen Probenahmen	-	0 – 700
Grundwasser			
Partikel (>1,2 µm) anstromig	November 2010	n.n.	n.n.
Partikel (>1,2 µm) abstromig	November 2010	n.n.	n.n.
Grundwasser anstromig	Juli, Sept. 2009	n.n.	-
Grundwasser abstromig	Juli, Sept. 2009	n.n.	-

6.2.8 Pestizide und Transformationsprodukte

Desphenylchloridazon, ein Transformationsprodukt von Chloridazon [CAS ref. 6339-19-1], wurde im anstromigen Grundwasser bei allen untersuchten Baggerseen (Pframa, Grafenwörth, Persenbeug) in Konzentrationen zwischen 0,03–0,1 $\mu\text{g L}^{-1}$ nachgewiesen (Tab. 18). Im Seewasser konnte kein Nachweis erbracht werden (Probenahme: oberflächennah, zentrale Lage). In abstromigen Grundwassermessstellen wurde einzig bei dem Baggersee in Grafenwörth Desphenylchloridazon in einer Konzentration von 0,04 $\mu\text{g L}^{-1}$ detektiert. Die abstromig gelegene Grundwassermessstelle in Grafenwörth befindet sich im Nahbereich einer landwirtschaftlichen Nutzfläche. Alle weiteren untersuchten Pestizide konnten weder im Seewasser noch im an- und abstromigen Grundwasser nachgewiesen werden. Die Untersuchungsergebnisse wurden vom Amt der Landesregierung Niederösterreich (2009b) zur Verfügung gestellt.

Tab. 18: Desphenylchloridazon-Konzentration der untersuchten Baggerseen in Niederösterreich (Daten bezogen von Amt der NÖ Landesregierung, 2009b)

Baggersee	Anstrom	See	Abstrom
	[$\mu\text{g L}^{-1}$]	[$\mu\text{g L}^{-1}$]	[$\mu\text{g L}^{-1}$]
Grafenwörth	0,03	<0,025	0,04
Pframa	0,10	<0,025	<0,025
Persenbeug	0,05	<0,025	<0,025

6.2.9 Eisen und Mangan

Die Eisen- und Mangankonzentrationen unterscheiden sich zwischen an- und abstromigen Grundwassermessstellen nicht signifikant ($p=0,530/p=0,019$). Mit Ausnahme des Baggersees in Pframa, bei dem abstromig Konzentrationen bis zu 290 $\mu\text{g L}^{-1}$ für Eisen und 950 $\mu\text{g L}^{-1}$ für Mangan gemessen wurden, betragen die Eisen- und Mangankonzentrationen bei abstromig liegenden Grundwassermessstellen bei allen Proben <30 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Tab. 19).

Die Konzentrationen waren einzig in den über Grund liegenden Seewasserproben in Persenbeug, Pframa und Grafenwörth (Sommer und Herbst) mit bis zu 125 $\mu\text{g L}^{-1}$ für Eisen, bzw. bis zu 176 mg L^{-1} für Mangan gegenüber oberflächennahen Seewasserproben erhöht. In den sauerstoffgesättigten bzw. sauerstoffübersättigten Zonen der Baggerseen (vgl. Kapitel 6.2.2) waren die Eisen- und Mangankonzentrationen zumeist kleiner der Bestimmungsgrenze (Tab. 19).

Tab. 19: Ergebnisse der saisonalen Beprobungen für Eisen und Mangan [$\mu\text{g L}^{-1}$] des anstromigen Grundwassers, des Seewassers (Minima und Maxima) sowie des abstromigen Grundwassers, Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching

		Frühling		Sommer		Herbst		Winter	
		Fe	Mn	Fe	Mn	Fe	Mn	Fe	Mn
Pf	Anstrom	<5	13	<5	1	<5	<1	<5	<1
	Seewasser (min/max)	6/26	<1/1	<5/125	<1/164	6/65	<1/4	<5/12	2/12
	Abstrom	150	111	291	953	41	608	14	14
G	Anstrom	<5	<1	41	4	7	<1	8	8
	Seewasser (min/max)	<5/40	2/11	5/24	<1/139	6/58	<1/2	<5/9	<1/9
	Abstrom	<5	<1	7	1	<5	<1	<5	<1
T	Anstrom	10	<1	6	<1	121	18	<5	1
	Seewasser (min/max)	<5/8	1/3	7/37	<1/15	7/39	<1/3	<5/22	4/22
	Abstrom	10	<1	6	<1	<5	13	<5	5
P	Anstrom	20	<1	49	<1	<5	<1	<5	<1
	Seewasser (min/max)	23/42	<1/4	<5/23	<1/99	<5/138	<1/176	<5/34	4/34
	Abstrom	28	10	5	5	<5	4	<5	<1
H	Anstrom	20	<1	7	<1	<5	<1	<5	<1
	Seewasser (min/max)	10/31	2/3	5/85	<1/8	<5/85	<1/38	<5	<1
	Abstrom	25	<1	11	27	<5	23	<5	<1

6.2.10 Schwermetalle und Aluminium

Die gemessenen Konzentrationen der untersuchten Wasserproben ergab keine Grenzwertüberschreitung nach der Österreichischen Trinkwasserverordnung (Bundesgesetzblatt II Nr.304/2001, BGBl. II Nr. 254/2006 und BGBl. II Nr. 121/2007) für Cadmium, Zink, Chrom, Kupfer, Nickel, Blei und Aluminium. Die Konzentrationen im Grund- und Seewasser entsprachen weitgehend den in unbelasteten Grundwässern vorgefundenen (Kunkel et al., 2004). Tab. 20 gibt die jeweils beobachtete Maximalkonzentration aller untersuchten Proben wieder (See- und Grundwasserproben), insgesamt wurden 258 Proben untersucht. Die Messwerte aller Wasserproben sind im Anhang G, Tab. A3 gelistet.

Tab. 20: Maximalkonzentration der jeweiligen Schwermetalle aller untersuchten Wasserproben

	Anzahl der Proben über Bestimmungsgrenze	Bestimmungsgrenze [µg L⁻¹]	gemessenes Maximum [µg L⁻¹]
Cadmium	7	0,02	0,04
Zink	257	0,1	14,2
Chrom	2	1	2
Kupfer	239	0,1	8
Nickel	258	0,1	8,1
Blei	31	0,2	4,4
Aluminium	37	10	88

In abstromig liegenden Grundwassermessstellen konnte selbst bei anoxischen Bedingungen keine Erhöhung der Schwermetallkonzentration gegenüber anstromigen Grundwassermessstellen festgestellt werden. Bei Nickel wurde demgegenüber eine signifikante Konzentrationsabnahme abstromig der Baggerseen ($p < 0,001$) gemessen, die jedoch auf sehr geringem Konzentrationsniveau stattfand ($1,1 \pm 0,8 \mu\text{g L}^{-1}$). Die Konzentrationen aller anderen untersuchten Schwermetalle unterscheiden sich zwischen an- und abstromigen Grundwassermessstellen nicht signifikant (Anhang F, Tab. A2).

7 Diskussion

Der Verlust der ungesättigten Bodenzone durch Nassbaggerungen stellt aufgrund der unmittelbaren Eintragsmöglichkeiten von Schadstoffen in das Grundwasser ein Gefährdungspotenzial dar und wird aus wasserwirtschaftlicher Sicht besonders kritisch und restriktiv beurteilt.

Chemische, physikalische sowie (mikro)biologische Prozesse innerhalb des Sees sowie während der Uferfiltration stellen jedoch nicht nur ein Gefährdungspotential für die abstromige Grundwasserqualität dar, sondern können die Wasserqualität, insbesondere bei anthropogen vorbelasteten Grundwässern (z.B. bei hohen Nitratkonzentrationen), auch verbessern (vgl. Alfreider et al., 2001; Bertleff et al., 2001). Um bestehende und zukünftige Trinkwasserversorger bei der Anlage von Nassbaggerungen nicht zu beeinträchtigen, ist ein umfassendes Systemverständnis wesentlich, insbesondere welche potenziellen negativen, aber auch positiven Auswirkungen von Nassbaggerungen auf die abstromige Grundwasserqualität zu erwarten sind.

Die hydrochemische Fazies des anstromigen Grundwassers (Kapitel 6.1), die mittlere Verweilzeit und der Grundwasserzustrom in den Baggersee (Kapitel 5.3) und insbesondere die physiko-chemischen (Kapitel 6.2.2) und mikrobiologischen Bedingungen des Sees (Kapitel 6.2.7) sind, neben den geogenen und klimatischen Verhältnissen (Kapitel 3), entscheidend für die Bewertung der Übertragbarkeit dieser Studie auf andere nicht untersuchte Systeme. In vorliegender Studie wurden extensiv genutzte Baggerseen untersucht (Kapitel 3): überlagernde Prozesse, die aus der Nachnutzung der Seen entstehen, konnten so reduziert werden. Die Ergebnisse dieser Studie können dementsprechend nur auf ähnlich genutzte Seen übertragen werden.

Nachfolgend werden die Untersuchungsergebnisse mit verfügbaren nationalen und internationalen Publikationen verglichen und diskutiert.

7.1 Mischungs- und Stratifizierungsphasen der untersuchten Baggerseen

Durch Fraktionierungsprozesse wird die Isotopensignatur des Seewassers gegenüber dem anstromigen Grundwasser verändert, dies ermöglichen unter anderem (vgl. Kapitel 5.1) Einblicke in Mischungs- und Stratifizierungsphasen von Seen.

Perini et al. (2009) erforschten die vertikale Isotopensignatur von dimiktischen Seen, um die Zirkulation des Wasserkörpers, Stratifizierungsphasen sowie insbesondere Grundwasserzuströme zu erfassen. Seebach et al. (2010) und Stichler et al. (2008) berichteten in diesem Zusammenhang über hochsommerlich stratifizierte Baggerseen (Tiefe >40 m) mit signifikant unterschiedlichen Isotopensignaturen unterhalb der Thermokline gegenüber dem Epilimnion.

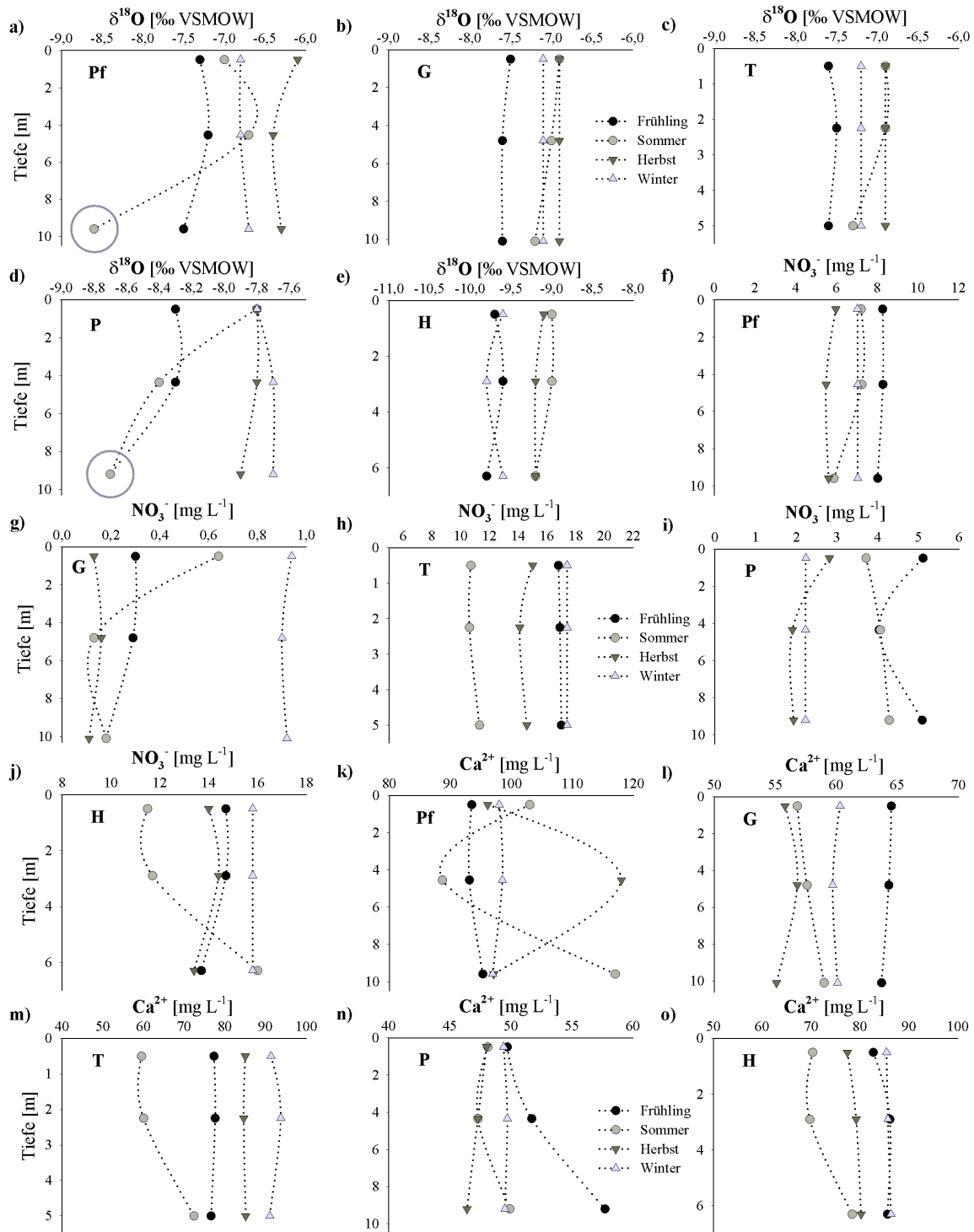


Abb. 35: Saisonale Seewasserprofile von $\delta^{18}\text{O}$, NO_3^- und Ca^{2+} (Probenahme: tiefste Stelle des Sees, Angabe der Tiefe unter Seespiegel); Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching (Muellegger et al., 2013, verändert)

Eine ausgeprägte thermische wie auch hydrochemisch erfassbare Stratifizierung konnte bei den untersuchten Baggerseen der vorliegenden Studie nicht erfasst werden. Sowohl die gemessenen physikalisch-chemischen Parameter als auch die Fraktionierung der stabilen

Wasserisotope zeigten, dass alle untersuchten Baggerseen zu den Untersuchungszeitpunkten gut durchmischt und sauerstoffreich waren (Kapitel 6.2.2, sowie Abb. 35a–35o).

Einzig in Pframa und Persenbeug wurden im Sommer ein seebodennaher Grundwasserstrom mit geringerer Anreicherung der schwereren Isotope ^{18}O und ^2H im Vergleich zu oberflächennahen Schichten erfasst (Abb. 35a–35e). Zu allen anderen Messzeitpunkten wiesen die homogenen $\delta^{18}\text{O}/\delta^2\text{H}$ -Werte auf eine wind- bzw. dichteinduzierte Durchmischung des gesamten Wasserkörpers hin.

Im Gegensatz zu den tiefen Baggerseen, die in den Studien von Stichler et al. (2008) und Seebach et al. (2010) ausgewertet wurden, bildeten sich bei den flachen untersuchten Baggerseen der vorliegenden Studie keine ausgeprägten thermischen sowie chemischen Schichtungen (Abb. 35e–35o) aus.

7.2 Entwicklung der gelösten Sauerstoffkonzentration entlang des Gradienten:

Anstrom – See – Abstrom

Das anstromige Grundwasser sowie das Seewasser waren zu allen Untersuchungszeitpunkten bei allen Baggerseen oxisch ($>2 \text{ mg L}^{-1}$). Durch Primärproduktion im See (z.B. durch Algen, Makrophyten) stieg die Sauerstoffkonzentration in oberflächennahen Bereichen auf bis zu 15 mg L^{-1} . Abstromig bedingte der mikrobiologische Abbau von organischer Materie an den Grenzflächen zwischen See und Grundwasser sauerstoffzehrende Verhältnisse sowie die Absenkung des pH-Wertes um durchschnittlich $0,6 \pm 0,2$ pH-Einheiten.

Der Abbau von organischer Materie und dadurch bedingt sauerstoffzehrende Verhältnisse sowie die Beeinflussung des pH-Wertes wurden bereits bei influenten Systemen im Bereich der Uferfiltration beschrieben (vgl. Hoffmann und Gunkel, 2011; Kedziorek et al., 2008; Sharma et al., 2012). Vorliegende Studie zeigt vergleichbare Bedingungen an den Grenzflächen bzw. im abstromigen Grundwasser auf.

Im Verlauf der Seenalterung kommt es zum fortschreitenden Aufbau von Seesedimenten (vgl. Weilhartner et al., 2012), die reaktiven Zonen im Abstrom können dementsprechend mit dem Seenalter zunehmen. In vorliegender Studie wurden jedoch nicht nur bei den älteren Baggerseen im Abstrom sauerstoffzehrende Verhältnisse festgestellt, sondern auch bereits bei den jüngeren. Der festgestellte Sauerstoffverbrauch kann möglicherweise durch den hohen Nährstoffumsatz im See (siehe Massenbilanz für Nitrat und Phosphat, Kapitel 6.2.6) und die dementsprechend hohen Sedimentationsraten bedingt sein, durch die es bereits im Initialstadium der Seen zur Ausbildung sauerstoffzehrender Sedimentschichten kommen kann.

7.3 Grundwassertemperatur

Der Einfluss der Baggerseen auf die abstromige Grundwassertemperatur wird durch den direkten klimatischen Einfluss auf die Seefläche gesteuert und wirkt sich durch eine stärkere Abkühlung im Winter bzw. Erwärmung im Sommer aus. Die Grundwassertemperatur beeinflusst neben biochemischen Prozessen (Sprenger et al., 2011) die Überlebenszeit von Mikroorganismen sowie die Inaktivierung von Viren (Brugger et al., 2001) und ist deshalb für Wasserversorger relevant (Höll und Niessner, 2010).

Stichler et al. (2008) berichteten abstromig eines Baggersees eine schnelle Temperaturangleichung an anstromige Werte innerhalb von 200 m Fließstrecke, dies obwohl die $\delta^{18}\text{O}$ -Werte deutlich den Einfluss des Sees zeigten (Abstandsgeschwindigkeit ca. $0,6 \text{ m d}^{-1}$). Wrobel (1980) hingegen wies die thermische Beeinflussung in einem Grundwasserleiter mit hoher Fließgeschwindigkeit bis zu 1200 m Fließstrecke nach (Abstandsgeschwindigkeit ca. $6 - 8 \text{ m d}^{-1}$). Unter Bezugnahme auf die durchschnittliche Abstandsgeschwindigkeit erfolgte die Temperaturanpassung somit innerhalb von max. 330 Tagen (Stichler et al., 2008) bzw. von max. 200 Tagen (Wrobel, 1980) Fließzeit im Grundwasser.

In dieser Studie wurde ebenfalls eine rasche Temperaturanpassung abstromig der Baggerseen festgestellt (siehe Bsp. Grafenwörth Abb. 36). Temperaturschwankungen von bis zu $\pm 7^\circ\text{C}$ zeigten jedoch deutlich den Einfluss der Seen (Kapitel 6.2.3). Die Grundwassermessstellen der untersuchten Baggerseen wurden in einem maximalen Abstand von 25 m vom Seeufer abgeteuft: die Instrumentierung erlaubt es nicht, Aussagen über die mögliche Reichweite der thermischen Beeinflussung des abstromigen Grundwassers abzuleiten.

Entwicklung der Wassertemperatur an- und abstromig des Baggersees Grafenwörth

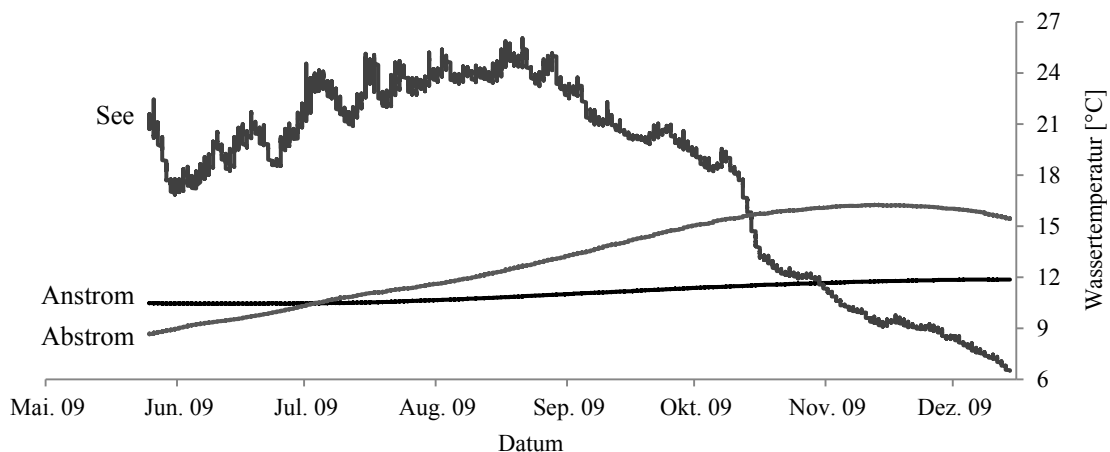


Abb. 36: Ganglinie der Wassertemperatur der anstromigen und abstromigen Grundwassermessstelle sowie des Sees (~1,5 m unter Seespiegel), Baggersee Grafenwörth

7.4 Mikrobielle Abundanz

Die Abundanz der Mikroben stieg im Seewasser an und blieb auch im abstromigen Grundwasser erhöht.

Uferfiltration ist ein etablierter Prozess zur Aufbereitung von mikrobiologisch belastetem Wasser aus Oberflächengewässern (vgl. Bauer et al., 2011; Hoffmann und Gunkel, 2011; Weiss et al., 2005). In dieser Studie wurde ebenfalls eine starke Abnahme der mikrobiellen Abundanz (zwischen 6,1 und 6,7 log Einheiten) abstromig der Baggerseen im Vergleich mit dem Seewasser festgestellt. Die mikrobielle Abundanz war jedoch noch immer signifikant höher als im anstromigen Grundwasser. Die Filterstrecke des Grundwassers zwischen See und abstromigen Grundwassermessstellen betrug maximal 25 m, diese Distanz dürfte bei den untersuchten Seen zu kurz gewesen sein, um die mikrobielle Abundanz auf anstromige Werte zu reduzieren.

Alfreider et al. (2001) berichteten über einen geringen Einfluss auf die mikrobielle Abundanz abstromig gealterter Baggerseen. Die mikrobielle Abundanz war abstromig nur bei einem sich im Abbau befindlichen Baggersee erhöht. Vorliegende Untersuchungen erbrachten keinen Hinweis darauf, dass sich das Alter der Baggerseen auf die mikrobielle Abundanz auswirkte, noch konnte ein saisonaler Verlauf festgestellt werden.

7.5 Gelöster organischer Kohlenstoff

Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) ist ein wesentliches Substrat des mikrobiellen Metabolismus (Battin, 1999). Der DOC des Grundwassers ist hauptsächlich terrestrischen Ursprungs (Baker und Lamont-Biack, 2001), während im Seewasser ein zusätzlicher autochthoner DOC-Eintrag möglich ist (z.B. durch Algenbiomasse). Für Trinkwasserversorger sind hohe DOC-Konzentrationen im Rohrwasser kritisch, so können z.B. bei einer Chlorierung unerwünschte toxische Nebenprodukte entstehen (Zhang et al., 2012). Hohe DOC-Konzentrationen können des Weiteren erhöhte mikrobielle Aktivität in Rohrleitungen verursachen und somit eine Verkeimung begünstigen (Lee et al., 2006).

Die DOC-Konzentrationen stiegen in allen untersuchten Baggerseen stark an, abstromig der Baggerseen sanken die Konzentrationen jedoch annähernd auf anstromige Werte zurück. Weilhartner et al. (2012) konnte zeigen, dass DOC vorwiegend an den Grenzflächen der Baggerseen, wie auch im Seewasser selbst, auf- und abgebaut wird.

Im Gegensatz dazu konnten bei dem frisch ausgekiesten Baggersee in Pframa gegenüber anstromigen Werten erhöhte DOC-Konzentrationen zu der Frühlings- und Sommerbeprobung erfasst werden ($\leq 1,4 \text{ mg L}^{-1}$). Dies könnte auf eine nicht vollständig ausgebildete Uferfiltrationszone bzw. deren Störung durch den vorhergehenden Abbau zurückzuführen sein. Im abstromigen Grundwasser wurden jedoch, wie bereits in Kapitel 7.2 diskutiert, sauerstoffzehrende Bedingungen erfasst, diese wären wiederum ein Indikator für eine reaktive Grenzschicht. Möglicherweise war die Grenzschicht durch das Fehlen von Seesedimenten nicht ausgeprägt genug, um die DOC-Konzentrationen auf anstromige Werte zu reduzieren. Die abstromigen DOC-Konzentrationen der Herbst- und Winterbeprobung entsprachen jedoch, trotz hoher DOC-Konzentrationen des Seewassers, anstromigen Werten. Dies wäre ein Hinweis darauf, dass die Ausbildung einer reaktiven Zone, die den DOC-Austrag in das Grundwasser hemmt, bereits unmittelbar nach Beendigung des Kiesabbaus erfolgt.

7.6 Stickstoff und Phosphat

Bei allen fünf untersuchten Baggerseen waren die Nitrat- und Phosphatkonzentrationen abstromig der Baggerseen signifikant geringer als im anstromigen Grundwasser.

Veränderungen in der Nährstoffkonzentration in grundwassergespeisten Seen wurden bereits vielfach erforscht (vgl. Alfreider et al., 2001; Bertleff et al., 2001; Hagerthey und Kerfoot, 1998; Vanek, 1987). Alle Studien zeigten eine durch Primärproduzenten (z.B. Algen, Makrophyten) dominierte Nährstoffaufnahme aus der Wassersäule. Neben der Nährstoffaufnahme durch Primärproduzenten aus der oxischen Seewassersäule bedingte in dieser Studie höchstwahrscheinlich Denitrifikation im abstromigen anoxischen Grundwasser eine weitere Nitratreduktion. Die durch Denitrifikation bewirkte Konzentrationsminderung ($\leq 6,5 \text{ mg L}^{-1}$) war im Vergleich mit der durch Primärproduzenten erfassten ($\leq 34 \text{ mg L}^{-1}$) gering.

Mit einer Nitratkonzentration im anstromigen Grundwasser von bis zu $57,8 \text{ mg L}^{-1}$ wurde der empfohlene WHO-Grenzwert für Trinkwasser (WHO, 2011) im Untersuchungsgebiet Leibnitzer Feld überschritten, im abstromigen Grundwasser hingegen waren die Konzentrationen zu allen Saisonen $\leq 17,1 \text{ mg L}^{-1}$.

Im Vergleich mit dem anstromigen Grundwasser verringerten sich abstromig der untersuchten Baggerseen die Nitratkonzentrationen um bis zu 99%, dies entspricht Retentionsraten pro m^2 Seefläche von $-1,9$ bis $-7,5 * 10^{-2} \text{ kg a}^{-1} \text{ N-NO}_3^-$. Die Nitratreduzierung ist positiv im Hinblick auf die Grundwasserqualität zu werten.

Ammonium wurde vor allem in grundnahen Bereichen der Seen mit Konzentrationen bis zu $1,2 \text{ mg L}^{-1}$ erfasst, abstromig kam es im Vergleich mit anstromigen Konzentrationen zu einem leicht erhöhten Austrag ($\leq 0,18 \text{ mg L}^{-1}$) ins Grundwasser. Es wurde kein Nitrit in das abstromige Grundwasser ausgetragen.

Weder das Alter der Baggerseen noch die Größe zeigten einen signifikanten Effekt auf die abstromig erfassten Nitratkonzentrationen. Es zeigte sich jedoch ein Zusammenhang mit der mittleren Verweilzeit des Seewassers. In Seen mit längerer mittlerer Verweilzeit ($\geq 1,1$ Jahre) wurde Nitrat bis zu 99% reduziert. Die höchsten Retentionsraten wurden im Gegensatz dazu in Tillmitsch und Hörsching mit sehr kurzen mittleren Verweilzeiten des Seewassers berechnet ($\leq 0,3$ Jahre). Trotz der sehr hohen Retentionsraten (Kapitel 6.2.6, Tab. 13) ist die mittlere Verweilzeit des Seewassers in diesen Baggerseen wahrscheinlich zu kurz, um Nitrat vollständig aus der Wassersäule zu entfernen. Eine längere mittlere Verweilzeit des Seewassers könnte sich dementsprechend positiv auf die Nitratreduzierung auswirken.

Gegenüber dem anstromigen Grundwasser waren die Phosphatkonzentrationen sowohl im Seewasser als auch im abstromigen Grundwasser verringert. Im Seewasser wurden auch in den tieferen Wasserschichten Phosphatkonzentrationen von $20 \mu\text{g L}^{-1}$ nicht überschritten. Phosphat kann in den erfassten niedrigen Konzentrationsbereichen ein limitierender Nährstoff für Primärproduzenten sein (Lampert, 1999).

Der Phosphatkreislauf in aquatischen Systemen wird maßgeblich durch dreiwertige Eisen(oxi-)-hydroxide beeinflusst (vgl. Stumm and Morgan, 1996). Phosphat wird sehr effektiv an oxischen Eisenphasen adsorbiert und zurückgehalten. Bei einer Reduktion dieser Eisenoxide wird Phosphat freigesetzt und in den Kreislauf zurückgeführt, eine dauerhafte Bindung ist dementsprechend nur im oxischen Milieu gegeben. Die Phosphatkopräzipitation mit Carbonaten stellt im Gegensatz dazu eine redoxunabhängige Bindung von Phosphat im Sediment dar (vgl. Dittrich et al., 1997) und kann nach Untersuchungen von Schmid (2002) einen bedeutenden Prozess in der dauerhaften Immobilisierung von Phosphat in aquatischen Systemen einnehmen.

In vorliegender Studie führte der Abbau von organischer Materie an den Grenzflächen (Seesedimenten) zu sauerstoffzehrenden bzw. anoxischen Bedingungen (vgl. Kapitel 7.2), eine Phosphatbindung an Eisen(oxi-)-hydroxide ist unter den beobachteten reduzierenden Bedingungen in den durchströmten Seesedimenten nicht wahrscheinlich. So zeigte auch Dittrich et al. (2013), dass die redoxsensitive Form der Phosphat-Bindung innerhalb von 0,2 m Sedimenttiefe stark abnahm und die Carbonat-gebundenen Phosphate im gleichen Maße zunahmten.

Die Massenbilanz für Phosphat war bei allen Baggerseen negativ. Im Untersuchungszeitraum war der Phosphateintrag in das System dementsprechend größer als der Austrag. Neben der direkten Speicherung von Phosphor in der lebenden Biomasse, bzw. Detritus und der Phosphat-Akkumulierung in oxischen Sedimentschichten, ist mitunter die Phosphatkopräzipitation mit Calcit in diesen Systemen entscheidend für die beobachtete Phosphatreduktion.

7.7 Biogen induzierte Calcit-Fällung

Durch die Freilegung des Grundwasserleiters kommt es zur Wechselwirkung des Grundwassers mit der Atmosphäre, eine mögliche CO₂-Abgabe/-Aufnahme und eine sich ändernde Wassertemperatur können direkt auf die Calcit-Sättigung einwirken. Im See selbst wird durch den Lichteinfall die Photosynthese von Primärproduzenten (z.B. Phytoplankton, Algen) angeregt. Die Assimilation von CO₂ bzw. HCO₃⁻ führt zur Erhöhung des pH-Wertes, HCO₃⁻ dissoziiert zu CO₃²⁻, das Löslichkeitsgleichgewicht von z.B. Calciumcarbonat wird beeinflusst (vgl. Stumm und Morgan, 1996). Die biogen induzierte Calcit-Fällung wird insbesondere in Verbindung mit der Kopräzipitation von Phosphat diskutiert und kann mitunter der vorzeitigen Eutrophierung eines Sees entgegenwirken (Dittrich und Koschel, 2002; Schmid, 2002).

Diese Studie zeigte einen signifikanten Anstieg des pH-Wertes im See auf bis zu 8,6. Im Vergleich mit dem anstromigen Grundwasser betrug die Erhöhung durchschnittlich 1,0±0,3 pH-Einheiten. Das Löslichkeitsgleichgewicht von Calciumcarbonat wurde im Seewasser überschritten, und es kam zur Ausfällung (Kapitel 6.2.2). Die berechneten Sättigungsindizes für Calciumcarbonat (Kapitel 6.2.5) zeigten insbesondere in oberflächennahen Bereichen eine deutliche Übersättigung an. Abstromig der Seen waren die pH-Werte durch den mikrobiellen Abbau von organischer Materie (Kapitel 7.2) signifikant niedriger als im Seewasser, die berechneten Sättigungsindizes zeigten annähernd Gleichgewichtsbedingungen (±0,3) an.

Abstromig konnte eine Rücklösung von Calciumcarbonat aus den Seesedimenten oder den autochthonen Sedimenten des Grundwasserleiters nur in geringem Maße in Grafenwörth und Persenbeug festgestellt werden. Die Calciumkonzentrationen entsprachen weitgehend denen des Seewassers (Abb. 37).

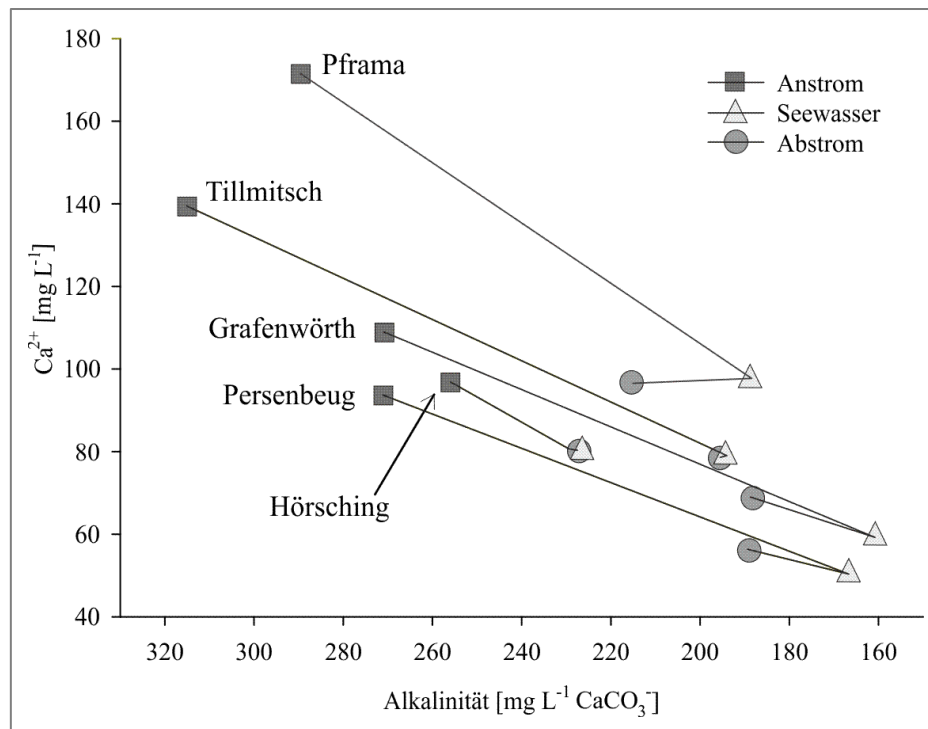


Abb. 37: Mittlere Calciumkonzentration [mg L^{-1}] und Alkalinität [$\text{mg L}^{-1} \text{CaCO}_3$] des anstromigen Grundwassers ($n=4$), des Seewassers ($n=36$) sowie des abstromigen Grundwassers ($n=4$).

Die höchste Ausfällungsrate pro m^2 Seefläche wurde für den flachen Baggersee in Tillmitsch ($1,3 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1} \text{ CaCO}_3$) mit einer sehr kurzen mittleren Verweilzeit des Seewassers berechnet. Für den Baggersee in Hörsching, ebenfalls ein See mit kurzer mittlerer Verweilzeit des Seewassers, wurden mit $0,4 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1} \text{ CaCO}_3$ die geringsten Präzipitationsraten berechnet. Des Weiteren wurde kein Zusammenhang mit dem Alter der Baggerseen erfasst. Mit der Ausnahme von Hörsching war die Abnahme der Calciumkonzentration direkt proportional zur initialen Calciumkonzentration im Anstrom.

Die erfasste Teilenthärtung des Wassers könnte speziell in Situationen mit geogen bedingter hoher Carbonathärte im Grundwasser für Wasserversorger von Interesse sein, insbesondere dann, wenn durch Carbonat-Ausfällung in Rohrleitungen und Endverbrauchergeräten ökonomisch hohe Schäden entstehen (vgl. Kinsela et al., 2012). Die Teilenthärtung des Seewassers könnte sich somit positiv auf die Wasserqualität auswirken.

7.8 Mikrocystin

Die internationale Weltgesundheitsbehörde gibt als Gefährdungspotential für die menschliche Gesundheit eine MC_{LR} -Konzentration im Trinkwasser von $1 \mu\text{g L}^{-1}$ an (WHO, 2011).

Zu den Untersuchungszeitpunkten konnte im See- und an- und abstromigen Grundwasser kein MC_{LR} nachgewiesen werden. Die erfassten MC_{LR} -Konzentrationen in der Trockenmasse des Sestons ($1,2 - 30 \mu\text{m}$) und Zooplanktons ($>500 \mu\text{m}$) waren weit unter gesundheitsgefährdenden Konzentrationen (Kapitel 6.2.7). Selbst bei steigender Algenbiomasse (Chlorophyll- α als Indikator) konnte keine Erhöhung der MC_{LR} erfasst werden (Abb. 38, Daten siehe Weilhartner, 2012).

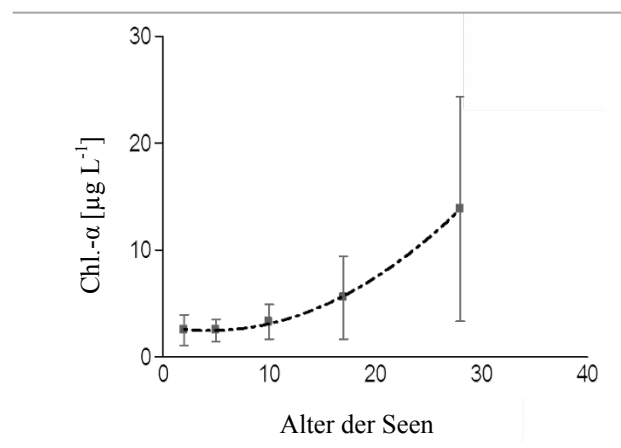


Abb. 38: Zusammenhang zwischen Alter der untersuchten Baggerseen und Chlorophyll- α (Indikator für Algenbiomasse) im Seewasser, nach Weilhartner et al. (2012), verändert

Die Bildung von Mikrocystin ist an die Vermehrung von Cyanobakterien gekoppelt. Eine stabile warme Wasserschichtung, hohe Nährstoffeinträge mit einem niedrigen Verhältnis von Phosphat zu Stickstoff, ein hoher pH-Wert und geringer Fraßdruck durch Phytophagen begünstigen die Massenvermehrung (Zurawell, 2005). Die Vermehrungsraten sind demnach stark von den vorherrschenden Witterungsbedingungen abhängig. In den untersuchten Baggerseen könnte demnach zu anderen, nicht untersuchten Zeitpunkten eine höhere MC_{LR} -Konzentration vorgelegen haben.

Durch den Abbau von Mikrocystin im Seewasser (Park, 2001) und den Grenzflächen/Seesedimenten (Zurawell, 2005) ist es jedoch unwahrscheinlich, dass Mikrocystin in toxischen Konzentrationen weitreichend mit dem Grundwasser transportiert wird. Der rasche Abbau von Mikrocystin, selbst bei hohen Ausgangskonzentrationen, ist des Weiteren in oxischen und anoxischen Grundwässern beschrieben (Grützmaier et al., 2010).

7.9 Pestizide und Transformationsprodukte

Durch die erhöhte mikrobielle Aktivität im Oberflächenwasser und die unterschiedlichen mikrobiellen Habitate ist von einem erhöhten Abbau der durch das Grundwasser eingetragenen Pestizide auszugehen. Für das abstromige Grundwasser ist, sofern der Abbau durch die unterschiedlichen Habitate gefördert wird, von einem positiven Effekt auszugehen.

Die untersuchten Baggerseen befanden sich im Nahbereich intensiver Landwirtschaft, dennoch konnten im Seewasser keine Pestizidrückstände nachgewiesen werden. Der dichte Vegetationsgürtel um die Seen (Anhang D, Abb. A1 bis Abb. A5) hat mitunter als Barriere für Pestizeinträge durch Spraydrift und Oberflächenabfluss gewirkt.

Im anstromigen Grundwasser der drei untersuchten Baggerseen in Niederösterreich konnte das Transformationsprodukt Desphenylchloridazon erfasst werden, nicht jedoch im Seewasser selbst. Unterschiedliche mikrobielle Habitate und Redox-Zonierungen, wie diese bei den untersuchten Baggerseen erfasst wurden, begünstigen den Abbau von organischen Spurenstoffen (Hiscock und Grischek, 2002) und können den beobachteten Schadstoffabbau im Seewasser erklären. Sampl (1995) berichtete desgleichen über den mikrobiologischen Abbau von Atrazin in einem grundwassergespeisten Baggersee

Trotz des möglichen positiven Einflusses von Baggerseen auf die Grundwasserqualität muss das potenzielle Risiko des Pestizeintrags durch Spraydrift und Oberflächenabfluss (Tang et al., 2012) berücksichtigt werden. Besonders bei frisch ausgekierten Baggerseen ist ein erhöhtes Gefährdungspotential gegeben, da in diesen jungen Systemen noch keine ausgeprägten Seesedimente ausgebildet wurden sowie mitunter Vegetationspuffer gegenüber landwirtschaftlichen Flächen fehlen.

7.10 Schwermetalle und Aluminium

Eine Erhöhung der Eisen- und Mangankonzentration ist bei abstromigen anoxischen Grundwassermessstellen feststellbar und resultiert aus der Lösung von Eisen- und Manganoxiden aus dem Sediment des Grundwasserleiters bzw. aus dem durchströmten Seesediment.

Mn(III) and Fe(III) (oxi-)hydroxide können unter anoxischen Verhältnissen in Lösung gehen (Kedziorek et al., 2008). Der gelöste Sauerstoff war abstromig der Baggerseen durch mikrobielle Aktivitäten reduziert bzw. verbraucht, dennoch waren die Eisen-, Mangan- und Sulfatkonzentrationen nicht signifikant verändert. Lediglich bei dem jüngsten Baggersee

(Pframa) kam es, relativ zu anstromigen Konzentrationen, zu einem Anstieg der Eisen- und Mangankonzentrationen. Die Konzentrationen blieben jedoch unter 1 mg L^{-1} (Kapitel 6.2.9).

Es konnte kein signifikanter Einfluss der Baggerseen auf die abstromigen Konzentrationen von Cadmium, Zink, Chrom, Kupfer, Nickel, Blei sowie Aluminium erfasst werden (Kapitel 6.2.10). Die Konzentrationen entsprachen natürlichen Hintergrundkonzentrationen (Kunkel et al., 2004).

Bei einem Baggersee in Brasilien wiesen Marques et al. (2012) durch die Öffnung des Grundwasserkörpers die Oxidation von reduzierten Sedimenten nach, dies führte infolge von Pyrit-Oxidierung zu einer Mobilisierung von Schwermetallen und Sulfat sowie zu einem erhöhten Säureeintrag. Diese Prozesse sind auch aus gefluteten Kohleminen bekannt (Moser und Weisse, 2011; Schultze et al., 2010). Für die untersuchten Systeme der vorliegenden Studie stellt die Pyrit-Oxidierung kein Gefährdungspotential dar, da die Grundwasserleiter keine bzw. geringe Konzentrationen an reduzierenden Mineralphasen beinhalten.

Der in den letzten Jahrzehnten generell rückläufige Trend der atmosphärischen Schwermetallbelastung ist auf vielfältige Umweltschutzmaßnahmen in Verkehr und Industrie zurückzuführen (Umweltbundesamt, 2010). Ein erhöhter diffuser atmosphärischer Schwermetalleintrag in Oberflächengewässer ist aufgrund meist fehlender Emittenten in Österreich auf Grundlage der angeführten Literatur nicht gegeben. In räumlicher Nähe zu historischen bzw. rezenten Emittenten ist ein erhöhter atmosphärischer Schwermetalleintrag möglich und bedarf einer gesonderten Beurteilung.

7.11 Langfristige Entwicklung von Baggerseen

Um die langfristige Entwicklung von Baggerseen in einem zeitlich befristeten Projekt zu erfassen, wurden Baggerseen mit einem Altersgradient von 1 bis 28 Jahren ausgewählt (Kapitel 3). Zusammen mit der Literaturlauswertung kann so abgeschätzt werden, welche Veränderungen in Bezug auf die abstromige Grundwasserqualität langfristig zu erwarten sind.

7.11.1 Hydrodynamische Entwicklung

Im Laufe der Seenalterung kommt es durch Sedimentation zu einer fortschreitenden Abdichtung des Baggersees gegenüber dem Grundwasserkörper (vgl. Boos und Strohm, 1999). Dieser Prozess wird durch viele Faktoren beeinflusst, wie z.B. Größe und Tiefe der Seen, Nährstoffeinträge, Stoffumsätze und Nachnutzung. Eine Prognose der zeitlichen

Entwicklung der Grundwasseraustauschraten ist nicht möglich, es können nur generelle Zusammenhänge aufgezeigt werden.

Bei dem untersuchten Baggersee in Hörsching (ältester See) zeigte sich ein deutliches hydraulisches Potentialgefälle zwischen See- und Grundwasser in abstromigen Bereichen. In anstromigen Bereichen war dies in geringerem Maße festzustellen. Das erhöhte Potentialgefälle lässt auf eine fortgeschrittene Abdichtung schließen. Die Abdichtung gegenüber dem Grundwasserleiter reduziert den Grundwasserzustrom in den See und erhöht die mittlere Verweilzeit des Seewassers (Kapitel 5).

Vanek (1987) weist in diesem Zusammenhang auf die Abdichtung der Abstrombereiche durch die Aufwirbelung von Ton- und Schluffpartikeln bereits während des Abbaus hin. Dies ist insbesondere dann anzunehmen, wenn nicht aufbereitetes Kieswaschwasser in den Baggersee eingeleitet wird (vgl. Tillmanns und Hoffmann, 2007). Die Stoffumsätze in den untersuchten Baggerseen lassen des Weiteren auf hohe Sedimentationsraten und eine fortschreitende Abdichtung gegenüber dem Grundwasserkörper auch nach dem Abbau schließen (vgl. Boos und Strohm, 1999).

Infolge der Verringerung der Durchlässigkeit im abstromigen Bereich kommt es zu einem Anstieg des Seespiegels. Die Kippungslinie (Linie, bei der Seespiegel und ungestörter Grundwasserspiegel das gleiche Druckpotential haben) wandert in Richtung Anstrom.

Durch die verringerten Durchlässigkeiten der Grenzflächen versteilt sich das Grundwasserspiegelgefälle im Nahbereich des Baggersees. Die ursprüngliche Reichweite der Absenkung (anstromig), bzw. Aufspiegelung (abstromig) des Grundwassers durch die Horizontalstellung des Seespiegels nimmt dementsprechend ab.

Die komplette Entkoppelung eines Baggersees von den Grundwasserspiegelschwankungen wurde in der ausgewerteten Literatur nicht dokumentiert.

7.11.2 Hydrochemische Entwicklung

Ein Einfluss von Oberfläche, Tiefe bzw. Alter der Baggerseen auf die Hydrochemie konnte nicht abgeleitet werden (Kapitel 5.3). Der Abbau des organischen Materials an der Grenzfläche zwischen See und Grundwasser (Seesediment) und die dadurch ausgelöste Sauerstoffzehrung konnte bereits bei dem frisch ausgekiesten Baggersee in Pframa erfasst werden.

Das Ausmaß der biogen induzierten Calcit-Fällung der jeweiligen Baggerseen lässt keinen Rückschluss auf das Alter bzw. Ausmaß der Kolmatierung zu. Die pH-Wert Erhöhung im Seewasser infolge der CO₂-Aufnahme von Primärproduzenten und das erneute Sinken des pH-Wertes im abstromigen Grundwasser durch die Respirationstätigkeit von Mikroorganismen im Seesediment konnten unabhängig vom Alter des Baggersees beobachtet werden.

Sowohl in den vorliegenden Untersuchungen als auch in der Auswertung der angeführten Literatur konnte kein Einfluss der Seenalterung auf die Mobilisierung von Schwermetallen erfasst werden.

Die Ergebnisse weisen darauf hin, dass die Baggerseen mit dem Alter zunehmend zu Kohlenstoffsinken werden. Steigende Algenbiomasse deutet darauf hin, dass interne Nährstoffkreisläufe an Bedeutung gewinnen und in älteren Seen wichtiger werden (Weilhartner et al., 2012). Es ist davon auszugehen, dass der biologische Abbau der Biomasse im Seewasser und an den Grenzflächen wesentlich zu Sedimentations- und Abdichtungsprozessen gegenüber dem Grundwasserleiter beiträgt. Nach Weilhartner et al. (2012) wird die abstromige Grundwasserqualität durch die Retention von Kohlenstoff in den Baggerseen jedoch nicht beeinflusst.

Unabhängig vom Alter der untersuchten Baggerseen waren diese stets eine Senke für Nitrat und Phosphat. Welche Prozesse (z.B. Ammonifikation, Nitrifikation, Denitrifikation) im Stickstoffkreislauf langfristig überwiegen, ist von zahlreichen physiko-chemischen Bedingungen und von der Zusammensetzung der biotischen Gemeinschaften abhängig (Piña-Ochoa und Álvarez-Cobelas, 2006; Weilhartner et al., 2012). Die Remobilisierung von Phosphat aus den Sedimenten in das Grundwasser konnte unabhängig vom Alter der Seen nicht beobachtet werden.

Langfristig werden sich Baggerseen von einem zumeist oligotrophen Gewässer zu einem eutrophen Gewässer entwickeln. Dieser Prozess ist ein natürlicher Vorgang und führt im Endstadium zur Verlandung des Sees (Lampert, 1999). Die Geschwindigkeit der Eutrophierung ist hierbei Abhängig von einer Vielzahl von Faktoren (z.B. Klima, Nährstoffeintrag, Größe und Tiefe des Gewässers, Anbindung an den Grundwasserleiter, Nachnutzung) und kann im Detail nicht prognostiziert werden.

8 Schlussfolgerungen und Ausblick

Baggerseen können aufgrund des thermischen Einflusses, der mikrobiellen Aktivität und der Möglichkeit des direkten Schadstoffeintrages die abstromige Grundwasserqualität negativ beeinflussen. In vorliegender Studie konnte jedoch gezeigt werden, dass Baggerseen durch deren unterschiedliche (mikrobielle) Habitate und Redox-Zonierungen (z.B. oxische Wassersäule, anoxische Seesedimente) sowie durch die Nährstoffaufnahme der Primärproduzenten die Qualität des abstromigen Grundwassers verbessern können.

In vorliegender Studie wurden die Nitratkonzentrationen im Seewasser durch die Nährstoffaufnahme von Primärproduzenten signifikant verringert, die Konzentrationen blieben auch im abstromigen Grundwasser gering. In Regionen mit erhöhten Nitratkonzentrationen könnte dies die abstromige Grundwasserqualität verbessern.

Die biogen induzierte Calcit-Fällung verringerte infolge der CO₂-Aufnahme von Primärproduzenten sowie des atmosphärischen Austauschs signifikant die Carbonat-Härte im Seewasser. In Verbindung mit der Kopräzipitation von Phosphat kann die Calcit-Fällung zur Selbstreinigung der Seen beitragen. Die beobachtete Teilenthärtung könnte aber auch für kleine Wasserversorger in Gebieten mit hoher Carbonat-Härte von Interesse sein. Die erfassten reduzierten Nitrat- und Calciumkonzentrationen im abstromigen Grundwasser zeigten hierbei bemerkenswert geringe saisonale Variabilität.

Der Abbau von organischer Materie und Spurenstoffen an der Grenzschicht zwischen See und Grundwasser (Seesediment) ist vergleichbar mit bereits gesicherten Forschungserkenntnissen im Bereich der Uferfiltration. Bei frisch ausgekiesten Baggerseen sind die reaktiven Zonen im Abstrom durch das Fehlen von Seesedimenten mitunter nicht bzw. gering ausgebildet. Gefährdungspotentiale könnten sich durch den spontanen Eintrag von Schadstoffen (z.B. Oberflächenabspülung von landwirtschaftlichen Flächen) und den nachfolgenden Transport in das Grundwasser ergeben. Durch die Ausbildung einer mikrobiologisch reaktiven Zone im Laufe der Seenalterung übernehmen diese Filtrations- und Transformationseigenschaften und minimieren Gefährdungspotentiale gegenüber dem Grundwasser. Die Ergebnisse dieser Studie geben Hinweise darauf, dass die Ausbildung einer reaktiven Zone bereits unmittelbar nach Beendigung des Kiesabbaus erfolgt. Die Ausbildung einer aktiven Uferfiltrationszone ist jedoch von vielen Umweltfaktoren abhängig (z.B. Nährstoffversorgung und Produktivität des Gewässers, Wassertemperatur, Tiefe, Seennutzung) und bedarf grundlegender Untersuchungen.

Neben der Uferfiltration im Abstrom finden zusätzlich in der lichtdurchfluteten Wassersäule der Seen biochemische Prozesse statt, die wesentlich für einen etwaigen Schadstoffabbau sein können (z.B. Photolyse, mikrobieller Abbau in der oxischen Zone). In dieser Studie konnte der Abbau des Transformationsproduktes Desphenylchloridazon im Seewasser erfasst werden. Die unterschiedlichen mikrobiologischen Habitate und Redox-Zonierungen können demnach den Abbau von organischen Spurenstoffen fördern (Abb. 39). Für zukünftige Untersuchungen ergeben sich hieraus folgende Fragestellungen:

- In welchen hydrogeologischen/hydrochemischen Situationen können die positiven Aspekte von Baggerseen auf die Grundwasserqualität genutzt werden?
- Welche Prozesse beeinflussen die Entwicklung und Effektivität einer reaktiven Uferfiltrationszone in diesen Systemen, welche saisonalen Variationen sind zu erwarten?

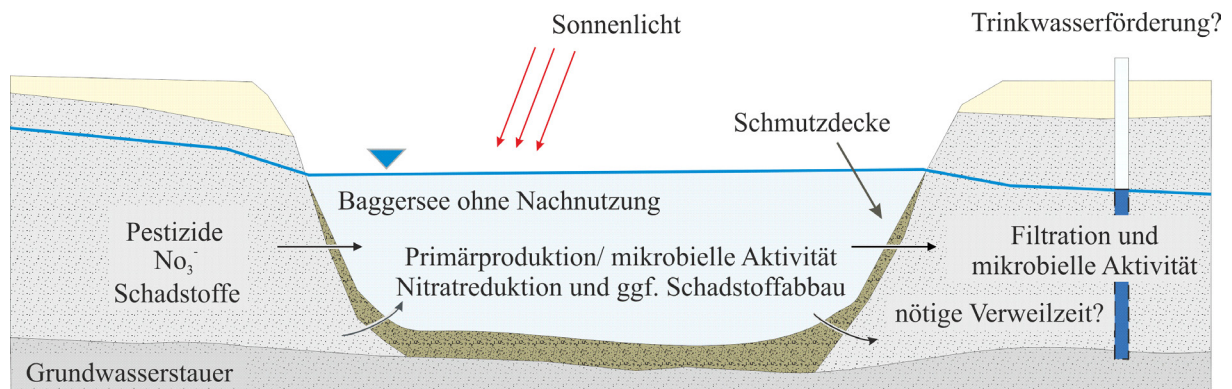


Abb. 39: Mögliche Nutzung der positiven Aspekte von Baggerseen auf die Grundwasserqualität.

Die räumliche Reichweite des Einflusses der negativen (z.B. thermische Beeinflussung), aber auch positiven Einflüsse (z.B. Nitratreduktion) von Baggerseen auf die abstromige Grundwasserqualität konnte in dieser Studie nicht untersucht werden. Die Instrumentierung der Baggerseen in vorliegender Arbeit konzentrierte sich auf die Erfassung der unmittelbaren Auswirkungen der Seen auf das Grundwasser ohne überlagernde Effekte durch z.B. Dispersion, Grundwasserneubildung und mikrobielle Prozesse im Grundwasserabstrom. Insbesondere für Trinkwasserversorger, aber auch für die Planungsgrundlage in Trinkwasserhoffungsgebieten, ist die Reichweite des Einflusses von Bedeutung. Hieraus ergeben sich folgende Fragestellungen:

- Wie weit reichen die räumlichen und zeitlichen Einflüsse von Nassbaggerungen?
- Welche Mindestabstände müssen zu Trinkwasser(hoffnungs)gebieten eingehalten werden?

- Wie kann die Grundwasserqualität abstromig von Nassbaggerungen effektiv und kostengünstig überwacht werden?

Baggerseen erfüllen wichtige ökologische und sozioökonomische Funktionen: So können sie die Biodiversität bei Pflanzen und Tieren fördern und in einer mitunter industrialisierten Agrarlandschaft wertvolle Inselhabitate erschaffen. Neben naturwissenschaftlich ableitbaren Erkenntnissen zum Schutz des Grundwassers sind jedoch im gleichen Maße sozialwissenschaftliche Forschungsdisziplinen und insbesondere Raumordnungskriterien zu berücksichtigen, um langfristig die Rohstoff- und Trinkwasserversorgung zu sichern.

Die Nachnutzung dieser Seen wird häufig durch anthropogene Einflüsse dominiert. Nachnutzungsformen können die Grundwasserqualität negativ beeinflussen, indem sie z.B. etablierte Nahrungskreisläufe beeinflussen (z.B. durch Fischbesatz) oder den Eintrag von Kontaminanten begünstigen (z.B. Eintrag von Körperpflegeprodukten bei der Badenutzung, unerlaubter Einsatz von Antibiotika in der Fischzucht, Unfälle). Die Risiken, die sich aus den unterschiedlichen Nachnutzungskonzepten ergeben, sind sehr vielfältig: deren Monitoring und deren Kontrolle sind mit großen Herausforderungen verbunden. Die Nachnutzung von Baggerseen im Einzugsgebiet von bestehenden bzw. zukünftigen Trinkwasseranlagen ist aus Sicht des vorsorgenden Grundwasserschutzes möglichst als Landschaftsteich mit geringstmöglicher anthropogener Beeinflussung umzusetzen. Die langfristige Kontrolle der extensiven Nutzung muss hierbei gewährleistet sein.

9 Kurzfassung

Veranlassung und Ziele

Sande und Kiese sind unverzichtbare Rohstoffe. Diese werden vorwiegend durch Trocken- und Nassbaggerungen gewonnen. Bei Nassbaggerungen erfolgt ein Eingriff in das Grundwasser, welcher die Wasserqualität in Hinsicht auf biologische, organische und anorganische Parameter verändert. Die Auswirkungen können positiv oder negativ für die Wasserbeschaffenheit sein. Das öffentliche Interesse am Schutz des Grundwassers, im Besonderen für den Schutz der Trinkwasserversorgung, kann in einem Nutzungskonflikt mit dem Interesse, diesen Rohstoff ressourcenschonend durch Nassbaggerungen abzubauen, stehen.

Ziel vorliegender Dissertation war die Untersuchung der Auswirkungen von Nassbaggerungen auf die langfristige Entwicklung der abstromigen Grundwasserqualität, insbesondere welche Stoffe über die Atmosphäre als Interaktion mit dem Grundwasser an den Unterwasserböschungen der Nassbaggerungen und über die Sohle/das Sediment eingetragen und ausgetragen werden. Des Weiteren wurde untersucht, welche Stoffumsätze im Baggersee selbst zu erwarten sind, und anhand von eigenen Messungen und Literaturdaten evaluiert, welche Einflüsse Nassbaggerungen auf die Grundwasserqualität haben.

Diese Dissertation entstand im Rahmen des Projektes: „Einfluss von Nassbaggerungen auf die Oberflächen- und Grundwasserqualität“ und wurde von den österreichischen Bundesländern Niederösterreich, Oberösterreich und Steiermark, dem Forum mineralische Rohstoffe im Fachverband der Stein- und keramischen Industrie sowie dem Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft gefördert. Das Forschungsvorhaben wurde in Zusammenarbeit mit dem WasserKluster Lunz – Biologische Station GmbH mit den Arbeitsgruppen Biofilm and Ecosystem Research Group (Battin und Weilhartner) und Lipid and Toxicology Research Group (Kainz und Mathieu) durchgeführt.

Überblick

Durch Nassbaggerungen werden die Grundwasserverhältnisse im Umfeld des Baggersees verändert. Das Grundwasserspiegelgefälle versteilt sich an- und abstromig des Sees, die Grundwasserneubildungsrate wird beeinflusst und die Grundwasserströmung im Umfeld des Baggersees geändert (Abb. 40).

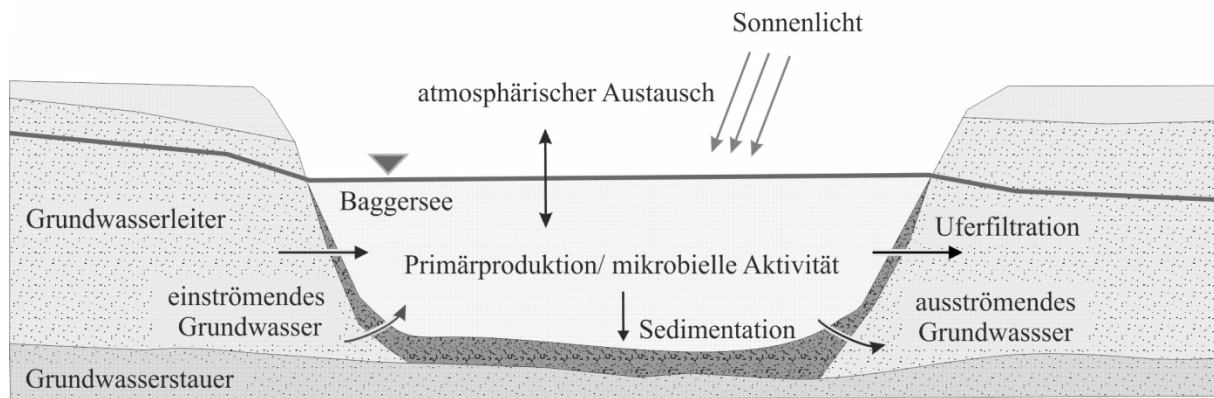


Abb. 40: Schematischer Querschnitt eines grundwassergespeisten Baggersee, überhöhte Darstellung (Muellegger et al., 2013, verändert)

Grundwasser, das durch einen Baggersee fließt, wird sowohl durch die (mikro)biologisch aktive Wassersäule als auch durch die Uferfiltration beeinflusst. Gegenüber dem anstromigen Grundwasser werden aufgrund von Primärproduzenten sowie mikrobiellen Gemeinschaften insbesondere redoxsensitive Parameter beeinflusst (Abb. 40). Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) ist hierbei wesentliches Substrat des mikrobiellen Metabolismus und wird speziell an den Grenzflächen der Baggerseen wie auch im Seewasser selbst auf- und abgebaut.

Im Verlauf der Alterung von Baggerseen kommt es zu einer fortschreitenden Abdichtung der Ufer- und Seegrundbereiche gegenüber dem Grundwasserleiter.

Baggerseen unterliegen einem starken Nachnutzungsdruck (z.B. Badenutzung, Sportfischerei): neben dem Verlust der ungesättigten Bodenzone stellen insbesondere Nachnutzungsformen Gefährdungspotentiale für das abstromige Grundwasser dar.

Untersuchungsobjekte und Vorgehensweise

Für diese Studie wurden Baggerseen ausgewählt, die nur extensiv genutzt wurden (keine Badeseen, Fischteiche oder Ähnliches), die über keinen Oberflächenzufluss verfügten, nicht im Einzugsgebiet von Altlasten lagen sowie nicht teilverfüllt waren. Es wurden fünf Baggerseen für die Untersuchung ausgewählt, die sich in Regionen mit quartären Grundwasserleitern befanden. Die untersuchten Baggerseen wiesen eine Größe von 38.000 bis 164.000 m² auf, hatten eine maximale Tiefe von 5 bis 10 m (bei mittlerem Grundwasserspiegel) und ein Alter nach Beendigung des Abbaus von 1 bis 28 Jahren (Tab. 21). Dadurch konnten sowohl größen- als auch altersspezifische Einflüsse der Baggerseen auf die Grundwasserqualität untersucht werden. Bei allen Seen wurden Grundwassermessstellen

im an- und abstromigen Bereich abgeteuft und eine Bathymetrie durchgeführt. Das Mischungsverhältnis zwischen See- und Grundwasser in abstromigen Grundwassermessstellen wurde mittels $\delta^{18}\text{O}$ quantifiziert.

Tab. 21: Charakteristika der untersuchten Baggerseen

Baggersee/ Bundesland	Alter	Seefläche	mittlere Wassertiefe	mittlere Verweilzeit des Seewassers	Grundwasser-zustrom
	[a]	[m²]	[m]	[a]	[m³ d⁻¹]
Pframa/Niederösterreich	1	38.000	5,2	1,4	423
Grafenwörth/Niederösterreich	5	164.000	6,4	1,5	1.954
Tillmitsch/Steiermark	10	59.000	2,3	0,2	1.500
Persenbeug/Niederösterreich	17	60.000	5,6	1,1	790
Hörsching/Oberösterreich	28	86.000	4,2	0,3	3.582

Für alle Baggerseen wurde ein numerisches Grundwassermodell für den mittleren Grundwasserspiegel erstellt, mit welchem die mittlere Verweilzeit des Wassers im See durch Kalibration abgeschätzt wurde. Die Ergebnisse der numerischen Modellierung wurden unabhängig davon durch Isotopenmessungen ($\delta^{18}\text{O}$) verifiziert. Beide Methoden zeigten eine sehr gute Übereinstimmung. Die mittlere Verweilzeit beträgt in den untersuchten Baggerseen zwischen 0,2 und 1,5 Jahren.

In den Wasserproben der Baggerseen sowie denjenigen der Grundwassermessstellen wurden neben den physikalisch-chemischen Summenparametern die Hauptanionen und Hauptkationen, stabile Wasserisotope ($\delta^2\text{H}/\delta^{18}\text{O}$), ausgewählte Schwermetalle und Aluminium, Nährstoffe (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , DOC), mikrobielle Abundanz und das Algentoxin Mikrocytin_{LR} zu vier Zeitpunkten (April, Juli, September, Dezember 2009) gemessen. Bei drei Baggerseen wurden aktuell umweltrelevante Pestizide im Grund- sowie Seewasser analysiert.

Einfluss der Baggerseen auf die Hydrochemie und auf die Ökologie

Sowohl die gemessenen physikalisch-chemischen Parameter (Wassertemperatur, gelöster Sauerstoff, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit) als auch die stabilen Wasserisotope zeigten, dass alle untersuchten Baggerseen gut durchmischt und sauerstoffreich waren. Die jahreszeitlich bedingten Schwankungen der Wassertemperatur sowie die Isotopensignatur des Seewassers konnten, je nach Fließrate des Grundwassers, zeitverzögert und gedämpft im Grundwasserabstrom erfasst werden.

Durch die CO²-Aufnahme der Primärproduzenten bei der Photosynthese kam es zu einer Erhöhung des pH-Wertes im Seewasser (+1,0±0,3 pH-Einheiten), die gedämpft in den abstromigen Grundwassermessstellen weiterverfolgt werden konnte. Der Abbau organischen Materials an der Grenzfläche zwischen See und Grundwasser (Seesediment) bewirkte eine Sauerstoffzehrung. Diese Sauerstoffzehrung konnte unabhängig vom Alter des Baggersees in den abstromigen Grundwassermessstellen erfasst werden.

Carbonate wurden im Seewasser aufgrund der biogenen Erhöhung des pH-Wertes und durch den atmosphärischen Austausch ausgefällt. Berechnete Sättigungsindizes für Calciumcarbonat zeigten eine deutliche Übersättigung im Seewasser auf (SI: 0,8±0,1). Die Ausfällung von Carbonaten führte zu einer Verminderung der Calcium-, Magnesium- sowie Hydrogencarbonatkonzentration im See- und abstromigen Grundwasser.

Die Nitratkonzentrationen im Seewasser wurden durch die Nährstoffaufnahme von Primärproduzenten sowie mikrobieller Gemeinschaften signifikant verringert (-23,5±8,7 mg L⁻¹), die Konzentrationen blieben auch im abstromigen Grundwasser gering. Weder das Alter der Baggerseen noch die Größe zeigten einen signifikanten Effekt auf die abstromig erfassten Nitratkonzentrationen. Es zeigte sich jedoch eine Korrelation mit der mittleren Verweilzeit des Seewassers. In Seen mit längerer mittlerer Verweilzeit (≥1,1 Jahre) wurde die Nitratkonzentration gegenüber anstromigen Werten um bis zu 99% verringert. Ammonium wurde vor allem im See generiert, es kam zu einem leicht erhöhten Austrag ins abstromige Grundwasser (≤0,18 mg L⁻¹). Es wurde kein Nitrit ins abstromige Grundwasser ausgetragen.

Es konnte kein Einfluss der Baggerseen auf die Konzentration der Schwermetalle Cadmium, Zink, Chrom, Kupfer, Nickel, Blei und Aluminium im Abstrom der Seen festgestellt werden. Eine erhöhte Eisen- und Mangankonzentration (≤290 µg L⁻¹/≤950 µg L⁻¹) war in abstromigen Grundwassermessstellen feststellbar, wenn anoxische Bedingungen vorlagen, und resultierte aus der Lösung von geogenen Eisen- und Manganoxiden aus dem Sediment des Grundwasserleiters bzw. aus dem durchströmten Seesediment der Unterwasserböschungen.

Die mikrobielle Abundanz stieg im Seewasser an (+2,7±1,1 x 10⁶ Zellen mL⁻¹) und blieb gegenüber anstromigen Grundwasser auch im abstromigen Grundwasser signifikant erhöht (+1,3±1,5 x 10⁵ Zellen mL⁻¹). Die vorliegende Studie zeigte, dass es zu keinem nachhaltig signifikanten Austrag von DOC aus den Baggerseen kam. Lediglich bei dem jüngsten Baggersee kam es zu einem geringen Austrag von DOC in das abstromige Grundwasser (≤2,4 mg L⁻¹): dies könnte auf eine noch nicht etablierte Uferfiltrationszone im Abstrom zurückzuführen sein.

Mikrocystin (MC) wurde als Variante MC_{LR} (Mikrocystin mit Leucin und Arginin) gemessen. Die Internationale Weltgesundheitsbehörde (WHO, 2011) gibt als Gefährdungspotential für die menschliche Gesundheit eine MC_{LR}-Konzentration von 1 µg L⁻¹ an. Die gemessenen MC_{LR}-Konzentrationen im Seston (≤30 ng MC_{LR} L⁻¹) waren weit unter gesundheitsgefährdenden Konzentrationen. Im See- und Grundwasser konnte kein MC_{LR} nachgewiesen werden. Da MC_{LR} schnell abgebaut wird, kann nicht ausgeschlossen werden, dass zu anderen Zeitpunkten möglicherweise höhere Konzentrationen vorlagen. Durch den raschen mikrobiologischen Abbau von MC_{LR} im Seewasser und an den Grenzflächen, ist es jedoch unwahrscheinlich, dass MC_{LR} in Konzentrationen >1 µg L⁻¹ weitreichend in das abstromige Grundwasser gelangt.

Die untersuchten Baggerseen befanden sich im unmittelbaren Nahbereich zu landwirtschaftlichen Flächen. Im anstromigen Grundwasser konnte der Nachweis für Desphenylchloridazon (Transformationsprodukt von Chloridazon, ein Herbizid) bei den untersuchten Baggerseen erbracht werden (0,03–0,1 µg L⁻¹). Im Seewasser konnte Desphenylchloridazon nicht nachgewiesen werden. Durch die erhöhte mikrobielle Aktivität im Oberflächenwasser und die unterschiedlichen mikrobiellen Habitate ist von einem erhöhten Abbau der durch das Grundwasser eingetragenen Pestizide auszugehen.

Durch den Verlust der ungesättigten Bodenzone können Baggerseen die abstromige Grundwasserqualität beeinträchtigen (z.B. thermischer Einfluss, mikrobielle Abundanz). In vorliegender Studie konnte jedoch gezeigt werden, dass Baggerseen die Qualität des abstromigen Grundwassers durch deren unterschiedliche (mikrobielle) Habitate und verschiedene Redox-Zonierungen auch verbessern können. Baggerseen stellen Senken für Nährstoffe und Carbonate, in speziellen Situationen auch für Schadstoffe, dar. Die jeweilige Nachnutzung eines Baggersees stellt für das abstromige Grundwasser jedoch ein individuell zu beurteilendes Risiko dar (z.B. Badenutzung, Fischzucht, Siedlungsbau). Die mit dieser Nutzung verbundenen Aktivitäten beeinflussen die See- und Grundwasserqualität, die Risiken daraus sind schwierig zu erfassen und zu kontrollieren. Aus Sicht des vorsorgenden Grundwasserschutzes ist die Nachnutzung des Baggersees als Landschaftsteich ohne anthropogene Einflüsse eindeutig zu bevorzugen.

10 Literatur

- Alfreider A, Loferer-Krössbacher M, Psenner R. Influence of artificial groundwater lakes on the abundance and activity of bacteria in adjacent subsurface systems. *Limnologica* 2001; 31: 249-255.
- Amt der NÖ Landesregierung GW-AW. Wasserrechtlicher Bescheid der Nassbaggerung Franz Malaschofsky GesmbH, 1994.
- Amt der NÖ Landesregierung GW-AW. Grundwasserisohypsen Ybbser Scheibe – digitaler Datensatz, 2009a.
- Amt der NÖ Landesregierung GW-AW. Untersuchung von ausgewählten Pestiziden und Transformationsprodukten im Rahmen des Projekts "Einfluss von Nassbaggerungen" im an- und abstromigen Grundwasser sowie Seewasser von drei Untersuchungs-baggerseen in Niederösterreich., 2009b.
- Amt der OÖ Landesregierung W, Grund- und Trinkwasserwirtschaft. Kiesleitplan Oberösterreich – Zentralraum, 2004.
- Amt der OÖ Landesregierung W, Grund- und Trinkwasserwirtschaft. Grundwasserschichtenplan Welser Heide, Stand: Dez. 2006, digitaler Datensatz, 2009.
- Apaydin A. Dual impact on the groundwater aquifer in the Kazan Plain (Ankara, Turkey): Sand-gravel mining and over-abstraction. *Environmental Earth Sciences* 2012; 65: 241-255.
- Arbogast BF, Knepper D.H, Jr., Langer WH. The human factor in mining reclamation. US Geological Survey Circular 2000: 1-28.
- Bach M, Huber A, Frede HG. Input pathways and river load of pesticides in Germany – A national scale modeling assessment. 43. *Water Science and Technology*, 2001, pp. 261-268.
- Baker A, Lamont-Black J. Fluorescence of dissolved organic matter as a natural tracer of ground water. *Ground Water* 2001; 39: 745-750.
- Battin TJ. Hydrologic flow paths control dissolved organic carbon fluxes and metabolism in an alpine stream hyporheic zone. *Water Resources Research* 1999; 35: 3159-3169.
- Bauer R, Dizer H, Graeber I, Rosenwinkel KH, López-Pila JM. Removal of bacterial fecal indicators, coliphages and enteric adenoviruses from waters with high fecal pollution by slow sand filtration. *Water Research* 2011; 45: 439-452.
- Bertleff B, Plum H, Schuff J, Stichler W, Storch DH, Trapp C. Wechselwirkungen zwischen Baggerseen und Grundwasser. Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau – Baden-Württemberg (Hrsg), 2001, pp. 64.
- BMLF. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft: Richtlinien für den Schutz des Grundwassers bei Entnahme von Sand und Kies (Nassbaggerungen), Wien, 1975.
- BMLFUW. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft: Hydrologischer Atlas von Österreich, Wien, 2007.

- BMLFUW. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft in Zusammenarbeit mit der Umweltbundesamt GmbH: Österreichisches Messnetz für Isotopen im Niederschlag und in Oberflächengewässern (ANIP). Datenabfrage am 09.09.2010, <http://wisa.lebensministerium.at/h2o/>. 2010.
- BMWFJ. Bundesministerium für Wirtschaft, Familie und Jugend: Österreichisches Montan-Handbuch 2011 – Bergbau, Rohstoffe, Grundstoffe, Energie. 85. Jahrgang, Wien, 2011.
- Boos KJ, Strohm F. Nährstoff- und Schadstoffeinträge in Baggerseen – Literaturstudie. Landratsamt Karlsruhe, Wasser- und Abfallamt in Zusammenarbeit mit der Arbeitsgruppe "Konfliktarme Baggerseen", 1995.
- Boos KJ, Strohm F. Ab- und Umbauprozesse in Baggerseen und deren Einfluß auf das Grundwasser: Literaturlauswertung. – Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie, 52: Karlsruhe (LfU). 1999.
- Botta S, Comoglio C, Quagliano A, Torchia A. Implementation of environmental management systems in the extraction of construction aggregates from gravel pit lakes. *American Journal of Environmental Sciences* 2009; 5: 525-534.
- Bottacin-Busolin A, Singer G, Zaramella M, Battin TJ, Marion A. Effects of streambed morphology and biofilm growth on the transient storage of solutes. *Environmental Science and Technology* 2009; 43: 7337-7342.
- Brookes JD, Antenucci J, Hipsey M, Burch MD, Ashbolt NJ, Ferguson C. Fate and transport of pathogens in lakes and reservoirs. *Environment International* 2004; 30: 741-759.
- Brugger A, Reitner B, Kolar I, Quéric N, Herndl GJ. Seasonal and spatial distribution of dissolved and particulate organic carbon and bacteria in the bank of an impounding reservoir on the Enns River, Austria. *Freshwater Biology* 2001; 46: 997-1016.
- Cepuder P, Tuller M, Sagerer A, Suda J. Grundwasserschonender Ackerbau im Marchfeld. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 1998.
- Clark I, Fritz P. *Environmental Isotopes in Hydrogeology*: CRC-Press, 1997.
- Couillard Y, Cattaneo A, Gallon C, Courcelles M. Sources and chronology of fifteen elements in the sediments of lakes affected by metal deposition in a mining area. *Journal of Paleolimnology* 2008; 40: 97-114.
- Craig H, Gordon LI. Deuterium and oxygen 18 variations in the ocean and marine atmosphere. In: Tongiogi E, editor. *Stable Isotopes in Oceanographic Studies and Paleotemperatures*. V. Lishi e F., Pisa, Spoleto, Italy, 1965, pp. pp 9-130.
- Dittrich M, Chesnyuk A, Gudimov A, McCulloch J, Quazi S, Young J, et al. Phosphorus retention in a mesotrophic lake under transient loading conditions: Insights from a sediment phosphorus binding form study. *Water Research* 2013; 47: 1433-1447.
- Dittrich M, Dittrich T, Sieber I, Koschel R. A balance analysis of phosphorus elimination by artificial calcite precipitation in a stratified hardwater lake. *Water Research* 1997; 31: 237-248.

- Dittrich M, Koschel R. Interactions between calcite precipitation (natural and artificial) and phosphorus cycle in the hardwater lake. *Hydrobiologia* 2002; 469: 49-57.
- Drew LJ, Langer WH, Sachs JS. Environmentalism and natural aggregate mining. *Natural Resources Research* 2002; 11: 19-28.
- DVWK. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau: Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. Merkblätter zur Wasserwirtschaft 238, Hamburg – Berlin, 1996.
- Fank J, Rock G, Dalla-Via A, Harum T, Ortner G, Poltning W. Grundwassermodell "Kremser Bucht" Endbericht. – Unveröff. Bericht, Inst. f. Hydrologie und Geothermie JOANNEUM RESEARCH, Graz, 2002, pp. 156.
- Fank J, Rock G, Dalla-Via A, Poltning W, Draxler M, Plieschnegger M. Grundwasserströmungsmodell Marchfeld. Studie im Auftrag der Niederösterreichischen Landesregierung, St. Pölten, unveröffentlichter Bericht, 2008, pp. 117.
- Fank J, Rock G, Partl P, Weisse T, FIGL M, LUGER M, et al. Erfassung des gegenwärtigen Zustandes und Prognose zukünftiger Entwicklungen der Baggerseen im Westlichen Leibnitzer Feld aus hydrologischer, limnologischer und fischereibiologischer Sicht unter Berücksichtigung möglicher nachhaltiger aber auch ökonomischer Nachnutzungsformen. Studie im Auftrag der steiermärkischen Landesregierung (Hrsg.), 2005, pp. 237.
- Faupl P. Historische Geologie: Eine Einführung: UTB GmbH, 2000.
- Feflow. Feflow Reference Manual, <http://www.feflow.info>, Stand: 20.02.2010, 2010a.
- Feflow. White Papers Vol. 1-4, <http://www.feflow.info>, Stand: 20.02.2010, 2010b.
- Fleckenstein JH, Neumann C, Volze N, Beer J. Spatio-temporal patterns of lake-groundwater exchange in an acid mine lake. *Raumzeitmuster des See-Grundwasser-Austausches in einem sauren Tagebaurestsee* 2009; 14: 207-217.
- Funari E, Testai E. Human health risk assessment related to cyanotoxins exposure. *Critical Reviews in Toxicology* 2008; 38: 97-125.
- Furtak H, Langguth HR. Zur hydrochemischen Kennzeichnung von Grundwässern und Grundwassertypen mittels Kennzahlen. *Mem. IAH-Congress*, 1965, 86-96, Hannover. 1967.
- Gat JR. *Isotope Hydrology: A Study of the Water Cycle*: Imperial College Press, 2010.
- Gibson JJ. Short-term evaporation and water budget comparisons in shallow Arctic lakes using non-steady isotope mass balance. *Journal of Hydrology* 2002; 264: 242-261.
- Gonfiantini R. Environmental isotopes in lake studies. In: Fritz P, Fontes, J.-C. (Eds.), editor. *Handbook of Environmental Isotope Geochemistry, The Terrestrial Environment*, Vol. 2. . Elsevier, New York, 1986, pp. 113-168.
- Grützmacher G, Wessel G, Klitzke S, Chorus I. Microcystin elimination during sediment contact. *Environmental Science and Technology* 2010; 44: 657-662.

- Hagerthey SE, Kerfoot WC. Groundwater flow influences the biomass and nutrient ratios of epibenthic algae in a north temperate seepage lake. *Limnol. Oceanogr.* 1998; 43: 1227-1242.
- Hiscock KM, Grischek T. Attenuation of groundwater pollution by bank filtration. *Journal of Hydrology* 2002; 266: 139-144.
- Hoffmann A, Gunkel G. Bank filtration in the sandy littoral zone of Lake Tegel (Berlin): Structure and dynamics of the biological active filter zone and clogging processes. *Limnologica* 2011; 41: 10-19.
- Hofmann T, Muellegger C. Forschungsprojekt Nassbaggerungen. Online verfügbar (Stand: 01.03.2013): <http://umweltgeologie.univie.ac.at/publications/projekt-baggersee/>. Universität Wien, Wien, 2011.
- Höll K, Niessner R. Wasser: Nutzung im Kreislauf: Hygiene, Analyse und Bewertung: De Gruyter, 2010.
- Hölting B, Coldewey WG. Hydrogeologie: Einführung In die Allgemeine Und Angewandte Hydrogeologie: Spektrum Akademischer Verlag, 2008.
- Horita J, Wesolowski DJ. Liquid-vapor fractionation of oxygen and hydrogen isotopes of water from the freezing to the critical temperature. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 1994; 58: 3425-3437.
- Johnson MP. Environmental impacts of urban sprawl: A survey of the literature and proposed research agenda. *Environment and Planning A* 2001; 33: 717-735.
- Jürgen J, Laatz W. Statistische Datenanalyse mit SPSS für Windows. 5., neu bearbeitete und erweiterte Auflage: Springer-Verlag Berlin, 2005.
- Kedziorek MAM, Geoffriau S, Bourg ACM. Organic matter and modeling redox reactions during river bank filtration in an alluvial aquifer of the Lot River, France. *Environmental Science and Technology* 2008; 42: 2793-2798.
- Kinsela AS, Jones AM, Collins RN, Waite TD. The impacts of low-cost treatment options upon scale formation potential in remote communities reliant on hard groundwaters. A case study: Northern Territory, Australia. *Science of the Total Environment* 2012; 416: 22-31.
- Kunkel R, Voigt H-J, Wendland F, Hannappel S. Die natürliche, ubiquitär überprägte Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland. Forschungszentrum Jülich: Jülich, 2004.
- Lampert W, U. Sommer. Limnoökologie. Stuttgart: Thieme Verlag, 1999.
- Langguth HR, Voigt R. Hydrogeologische Methoden: Mit 304 Abbildungen: Springer-Verlag GmbH, 2004.
- Leder K. Tend und Jahresverlauf der Niederschlagsdaten in Österreich von 1983 – 2007. Diplomarbeit. Technische Universität Wien (Diplomarbeit), 2008.
- Lee DG, Kim SJ, Park SJ. Effect of reservoirs on microbiological water qualities in a drinking water distribution system. *Journal of Microbiology and Biotechnology* 2006; 16: 1060-1067.

- Marques ED, Tubbs D, Gomes OVO, Silva-Filho EV. Influence of acid sand pit lakes in surrounding groundwater chemistry, Sepetiba sedimentary basin, Rio de Janeiro, Brazil. *Journal of Geochemical Exploration* 2012; 112: 306-321.
- Massmann G, Nogeitzig A, Taute T, Pekdeger A. Seasonal and spatial distribution of redox zones during lake bank filtration in Berlin, Germany. *Environmental Geology* 2008; 54: 53-65.
- Meyer J. Erweiterung und Sanierung einer Nassbaggerung in der KG Grafenwörth – Hydrogeologisches Gutachten. Unveröffentlichtes Gutachten 1997.
- Moser M, Weisse T. The most acidified Austrian lake in comparison to a neutralized mining lake. *Limnologica* 2011; 41: 303-315.
- Muellegger C, Weilhartner A, Battin TJ, Hofmann T. Positive and negative impacts of five Austrian gravel pit lakes on groundwater quality. *Science of the Total Environment* 2013; 443: 14-23.
- Nizzoli D, Carraro E, Nigro V, Viaroli P. Effect of organic enrichment and thermal regime on denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA) in hypolimnetic sediments of two lowland lakes. *Water Research* 2010; 44: 2715-2724.
- Park HD, Y. Sasaki, T. Maruyama, E. Yanagisawa, A. Hiraishi, and K. Kato. Degradation of the cyanobacterial hepatotoxin microcystin by a new bacterium isolated from a hypertrophic lake. *Environmental Toxicology* 2001; 16: 337-343.
- Parkhurst DL, Appelo CAJ. User's guide to PHREEQC (version 2) – A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations, 1999.
- Perini M, Camin F, Corradini F, Obertegger U, Flaim G. Use of $\delta^{18}\text{O}$ in the interpretation of hydrological dynamics in lakes. *Journal of Limnology* 2009; 68: 174-182.
- Piña-Ochoa E, Álvarez-Cobelas M. Denitrification in Aquatic Environments: A Cross-system Analysis. *Biogeochemistry* 2006; 81: 111-130.
- Rapala J, Erkoma K, Kukkonen J, Sivonen K, Lahti K. Detection of microcystins with protein phosphatase inhibition assay, high-performance liquid chromatography-UV detection and enzyme-linked immunosorbent assay – Comparison of methods. *Analytica Chimica Acta* 2002; 466: 213-231.
- Sampl H. Baggerseen und ihre Wechselbeziehungen zum Grundwasser. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien, 1995, pp. 150.
- Scheidleder A, Eisenkölb, G., Vincze, G., Lindinger, H., Humer, F., Schramm, C., Stadler, C. Ergebnisbericht – Bestandsaufnahme gemäß Artikel 3 und 5 WRRL, Erstellung von Karten, Tabellen und Texten,. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Sektion VII/1 2005: 27.
- Schmid J. Calcitfällung und Phosphor-Kopräzipitation im Phosphorhaushalt eines eutrophen Hartwassersees mit anoxischem Hypolimnion (Willersinnweiher, Ludwigshafen am Rhein), 2002.

- Schuch M. Beiträge zur Hydrogeologie des Marchfeldes. Habilitationsschrift an der Universität Wien 1977: 74.
- Schultze M, Pokrandt KH, Hille W. Pit lakes of the Central German lignite mining district: Creation, morphometry and water quality aspects. *Limnologica* 2010; 40: 148-155.
- Seebach A, von Rohden C, Ilmberger J, Weise SM, Knöller K. Dating problems with selected mining lakes and the adjacent groundwater body in Lusatia, Germany. *Isotopes in Environmental and Health Studies* 2010; 46: 291-298.
- Sharma L, Greskowiak J, Ray C, Eckert P, Prommer H. Elucidating temperature effects on seasonal variations of biogeochemical turnover rates during riverbank filtration. *Journal of Hydrology* 2012; 428-429: 104-115.
- Simpkins WW. A multi-scale investigation of ground water flow at Clear Lake, Iowa. *Ground Water* 44 (1) pp. 35-46. 2006.
- Sprenger C, Lorenzen G, Hülshoff I, Grützmacher G, Ronghang M, Pekdeger A. Vulnerability of bank filtration systems to climate change. *Science of the Total Environment* 2011; 409: 655-663.
- Stauffer F, Kinzelbach W, Kovar K, Hoehn E. Calibration and Reliability in Groundwater Modelling: Coping with Uncertainty; Proceedings of the ModelCare'99 Conference Held in Zürich, Switzerland, from 20 to 23 September 1999: IAHS Press, 2000.
- Stets EG, Winter TC, Rosenberry DO, Striegl RG. Quantification of surface water and groundwater flows to open-and closed-basin lakes in a headwaters watershed using a descriptive oxygen stable isotope model. *Water Resources Research* 2010; 46.
- Stichler W, Maloszewski P, Bertleff B, Watzel R. Use of environmental isotopes to define the capture zone of a drinking water supply situated near a dredge lake. *Journal of Hydrology* 2008; 362: 220-233.
- Stichler W, Maoszewski P, Moser H. Modelling of river water infiltration using oxygen-18 data. *Journal of Hydrology* 1986; 83: 355-365.
- Stumm W, Morgan JJ. Aquatic chemistry : chemical equilibria and rates in natural waters. New York: Wiley, 1996.
- Tang X, Zhu B, Katou H. A review of rapid transport of pesticides from sloping farmland to surface waters: Processes and mitigation strategies. *Journal of Environmental Sciences* 2012; 24: 351-361.
- Tillmanns W, Hoffmann R. Erfahrungen zu Untersuchungen über Auswirkungen des im Rahmen der Kieswäsche entnommenen und wieder eingeleiteten Wassers auf die Eigenschaften von Abgrabungsgewässer. *Gesteins-Perspektiven* 2007; 5: 26 – 30.
- UEPG. Sustainable Development in the European Aggregates Industry – Annual Review 2010-2011. European Aggregates Association 2012.
- Umweltbundesamt: Kralik, M., Zieritz, I., Grath, J., Vincze, G., Philippitsch, R., Pavlik, H.: Hydrochemische Karte Österreichs – Oberflächennaher Grundwasserkörper und Fließgewässer. BERICHTE BE-269, Umweltbundesamt, Wien, 2005.

- Umweltbundesamt: Kralik, M., Humer, F., Grath, J., Loishandl-Weisz, H.: Pilotprojekt Grundwasseralter. REPORT REP-0220, Umweltbundesamt, Wien, 2009.
- Umweltbundesamt: Spangl, W. Nagl, C.: Jahresbericht der Luftgütemessung in Österreich 2009. Umweltbundesamt, Wien, 2010.
- Vanek V. The interaction between lake and groundwater and their ecological significance. *Stygologia* 1987; 3: 17-39.
- Weilhartner A, Muellegger C, Kainz M, Mathieu F, Hofmann T, Battin TJ. Gravel pit lake ecosystems reduce nitrate and phosphate concentrations in the outflowing groundwater. *Science of the Total Environment* 2012; 420: 222-228.
- Weiss WJ, Bouwer EJ, Aboytes R, LeChevallier MW, O'Melia CR, Le BT, et al. Riverbank filtration for control of microorganisms: Results from field monitoring. *Water Research* 2005; 39: 1990-2001.
- Wenter F. Geologischer und hydrogeologischer Aufbau des Grundwasserleitersystems im Bereich des Marchfeldes. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Universität Wien, Wien, 2007, pp. 88.
- Wessely G. Geologie der österreichischen Bundesländer: "Niederösterreich". – Verlag Geol. Bundesanstalt, Wien, 2006.
- WHO. Guidelines for Drinking-water Quality – 4th ed.: World Health Organization, 2011.
- Wiese B, Massmann G, Jekel M, Heberer T, Dünnbier U, Orlikowski D, et al. Removal kinetics of organic compounds and sum parameters under field conditions for managed aquifer recharge. *Water Research* 2011; 45: 4939-4950.
- Willey JD, Kieber RJ, Eyman MS, Avery G.B, Jr. Rainwater dissolved organic carbon: Concentrations and global flux. *Global Biogeochemical Cycles* 2000; 14: 139-148.
- Wingender J, Flemming HC. Biofilms in drinking water and their role as reservoir for pathogens. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 2011; 214: 417-423.
- Wrobel JP. Beeinflussung des Grundwassers durch Baggerseen. Aus Baggerseen und Naturschutz, Tagungsbericht Germering 1980. Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Laufen/ Salzach, 1980.
- Yehdegho B, Probst G. Chemical mass budget of two dredged lakes embedded in shallow Quaternary aquifers in southern Austria. *Environmental Geology* 2001; 40: 809-819.
- Yehdegho B, Rozanski K, Zojer H, Stichler W. Interaction of dredging lakes with the adjacent groundwater field: An isotope study. *Journal of Hydrology* 1997; 192: 247-270.
- Yi Y, Brock BE, Falcone MD, Wolfe BB, Edwards TWD. A coupled isotope tracer method to characterize input water to lakes. *Journal of Hydrology* 2008; 350: 1-13.
- Zhang H, Zhang Y, Shi Q, Hu J, Chu M, Yu J, et al. Study on transformation of natural organic matter in source water during chlorination and its chlorinated products using ultrahigh resolution mass spectrometry. *Environmental Science and Technology* 2012; 46: 4396-4402.

Zurawell RW, H. R. Chen, J. M. Burke, and E. E. Prepas. Hepatotoxic cyanobacteria: A review of the biological importance of microcystins in freshwater environments. *Journal of Toxicology and Environmental Health-Part B-Critical Reviews* 2005; 8.

Angeführte Normen

ÖNORM B 4401-1: Erd- und Grundbau; Erkundung durch Schürfe und Bohrungen sowie Entnahme von Proben; Aufschlüsse im Lockergestein.

ÖNORM B 4401-3: Erd- und Grundbau; Erkundung durch Schürfe und Bohrungen sowie Entnahme von Proben; Protokollierung.

ÖNORM B 4401-4: Erd- und Grundbau; Erkundung durch Schürfe und Bohrungen sowie Entnahme von Proben; zeichnerische Darstellung der Ergebnisse.

A) Symbolverzeichnis

α	Gleichgewichtsfractionierungsterm zwischen Wasserdampf und Wasser [‰]
δ_A	Isotopenverhältnis des atmosphärischen Wasserdampfes im Gleichgewicht mit dem lokalen Niederschlag [‰ VSMOW]
δ_{Eva}	Isotopenverhältnis der flüchtigen Phase (evaporiertes Seewasser) [‰ VSMOW]
δ_{in}	$\delta^{18}O$ Wert des anstromigen Grundwassers [‰ VSMOW]
δ_{See}	$\delta^{18}O$ Wert des Seewassers [‰ VSMOW]
δ_{out}	$\delta^{18}O$ Wert des abstromigen Grundwassers [‰ VSMOW]
δ_p	Isotopenverhältnis des Niederschlags [‰ VSMOW]
ϵ	Fraktionierungsfaktor []
ϵ_k	kinetischer Separationsterm []
ρ_{norm}	normierte Abweichung [‰]
ρ_{See}	Anteil Seewasser [‰]
C_{in}	Stoffkonzentration des einströmenden Grundwassers [$kg\ m^{-3}$]
C_{out}	Stoffkonzentration des ausströmenden Grundwassers [$kg\ m^{-3}$]
C_p	Stoffkonzentration des atmosphärischen Eintrags [$kg\ m^{-3}$]
DOC	Dissolved Organic Carbon [$mg\ L^{-1}$]
F	Haude-Faktoren, DVWK (1996) [$mm\ hPa^{-1}$]
h	relative Luftfeuchte [‰]
i	Grundwasserspiegelgefälle [‰]
kf-Wert	Durchlässigkeitsbeiwert [$m\ s^{-1}$]
L	spezielle Verdunstungswärme [$J\ cm^{-2}\ mm^{-1}$]
m.ü.A.	Meter über Adria [m]
n=x	Anzahl der Proben []
p-Wert	Signifikanzwert/ Überschreitungswahrscheinlichkeit [‰]
Q_{in}	Grundwasserzustrom [$m^3\ a^{-1}$]
Q_{out}	Grundwasserabstrom [$m^3\ a^{-1}$]
Q_p	Niederschlag [$m^3\ a^{-1}$]
Q_{Eva}	potenzielle Evaporation [$m^3\ a^{-1}$]
R	Residuum [$kg\ a^{-1}$], normiert auf m^2 Seefläche [$kg\ m^{-2}\ a^{-1}$]
R_G	Globalstrahlung [$J\ cm^{-2}$]
SD	Standardabweichung [Einheit wie Beobachtungsreihe]
S_R	Verhältnis der astronomischen möglichen Sonnenscheindauer zu der tatsächlichen bei Tag- und Nachtgleiche ($=S_o\ 12h^{-1}$) []
T	Lufttemperatur [$^{\circ}C$]
τ	mittlere Verweilzeit des Seewassers [a]
U	relative Luftfeuchtigkeit [‰]
V_{See}	Seevolumen [m^3]
v_2	Windgeschwindigkeit [$m\ s^{-1}$]

B) Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Schematischer Querschnitt eines grundwassergespeisten Baggersees (Muellegger et al., 2013, verändert)	3
Abb. 2: Charakteristika der in das Forschungsprojekt aufgenommenen Baggerseen	5
Abb. 3: Lage der fünf Baggerseen in Österreich und Detailansicht der Seen mit Grundwasserisohypsen sowie Position der an- und abstromigen Grundwassermessstellen.....	6
Abb. 4: Grundwasserisohypsen des Untersuchungsgebietes in Pframa bei mittlerem Grundwasserspiegel (Stichtag: 01.02.2001)	8
Abb. 5: Grundwasserisohypsen des Untersuchungsgebietes in Grafenwörth bei mittlerem Grundwasserspiegel (Stichtag: 01.06.1995)	9
Abb. 6: Grundwasserisohypsen des Untersuchungsgebietes in Tillmitsch bei mittlerem Grundwasserspiegel (Stichtag: 26.03.1999)	10
Abb. 7: Grundwasserisohypsen des Untersuchungsgebietes in Persenbeug bei mittlerem Grundwasserspiegel (Stichtag: 17.03.1996)	11
Abb. 8: Grundwasserisohypsen des Untersuchungsgebietes in Hörsching bei mittlerem Grundwasserspiegel....	12
Abb. 9: Bohrprofile der an- und abstromigen Grundwassermessstellen sowie Probenahmetiefe der Grundwasserproben. Feldansprache und Protokollierung nach ÖNORM B 4401-4	14
Abb. 10: Schematisches Isotopenmodell	22
Abb. 11: $\delta^{18}\text{O}/\delta^2\text{H}$ -Diagramme der gemessenen Wasserbilanzglieder mit Local Meteoric Water Line und Lake-Specific Evaporation Line der jeweiligen Baggerseen.....	28
Abb. 12: Modellierte Grundwasserisohypsen [m.ü.A.] bei mittlerem Grundwasserspiegel in Pframa.....	35
Abb. 13: Modellierte mittlere Durchlässigkeitsbeiwerte [m s^{-1}] der Seeflanken und Grundwasserisohypsen [m.ü.A.] im Einzugsbereich des Baggersees in Grafenwörth (schematisch).....	36
Abb. 14: Modellierte mittlere Durchlässigkeitsbeiwerte [m s^{-1}] der Seeflanken und Grundwasserisohypsen [m.ü.A.] im Einzugsbereich des Baggersees in Tillmitsch (schematisch).....	37
Abb. 15: Modellierte mittlere Durchlässigkeitsbeiwerte [m s^{-1}] der Seeflanken und Grundwasserisohypsen [m.ü.A.] im Einzugsbereich des Baggersees in Persenbeug (schematisch).....	38
Abb. 16: Modellierte mittlere Durchlässigkeitsbeiwerte [m s^{-1}] der Seeflanken und Grundwasserisohypsen [m.ü.A.] im Einzugsbereich des Baggersees in Hörsching (schematisch).....	39
Abb. 17: Methodenvergleich zur Erfassung der mittleren Verweilzeit des Seewassers	40
Abb. 18: Hydrochemische Beschaffenheit der Grundwässer im modifizierten Diagramm nach Piper.....	42
Abb. 19: pH-Wert des anstromigen Grundwassers, des Seewassers (Mittelwert aus 9 Proben mit Standardabweichung) sowie des abstromigen Grundwassers, Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching	44
Abb. 20: Konzentration des gelösten Sauerstoffes des anstromigen Grundwassers, des Seewassers (Minima und Maxima) sowie des abstromigen Grundwassers, Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching. Aufgrund technischer Probleme konnten im Frühling keine Messungen durchgeführt werden.	45
Abb. 21: Elektrische Leitfähigkeit des anstromigen Grundwassers, des Seewassers (Mittelwert aus 9 Proben mit Standardabweichung) sowie des abstromigen Grundwassers, Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching	46
Abb. 22: Temperatur des anstromigen Grundwassers, des Seewassers (Minima und Maxima), sowie des abstromigen Grundwassers, Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching	48
Abb. 23: Natriumkonzentration des anstromigen Grundwassers, des Seewassers (Mittelwert aus 9 Proben mit Standardabweichung) sowie des abstromigen Grundwassers, Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching	49

Abb. 24: Kaliumkonzentration des anstromigen Grundwassers, des Seewassers (Mittelwert aus 9 Proben mit Standardabweichung) sowie des abstromigen Grundwassers, Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching	50
Abb. 25: Calciumkonzentration des anstromigen Grundwassers, des Seewassers (Mittelwert aus 9 Proben mit Standardabweichung) sowie des abstromigen Grundwassers, Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching	52
Abb. 26: Magnesiumkonzentration des anstromigen Grundwassers, des Seewassers (Mittelwert aus 9 Proben mit Standardabweichung) sowie des abstromigen Grundwassers, Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching	53
Abb. 27: Hydrogencarbonatkonzentration des anstromigen Grundwassers, des Seewassers (Mittelwert aus 9 Proben mit Standardabweichung) sowie des abstromigen Grundwassers, Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching	55
Abb. 28: Chloridkonzentration des anstromigen Grundwassers, des Seewassers (Mittelwert aus 9 Proben mit Standardabweichung) sowie des abstromigen Grundwassers, Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching	57
Abb. 29: Sulfatkonzentration des anstromigen Grundwassers, des Seewassers (Mittelwert aus 9 Proben mit Standardabweichung) sowie des abstromigen Grundwassers, Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching	58
Abb. 30: Mittlerer Calciumcarbonat Sättigungsindex entlang des Grundwassergradienten für alle Baggerseen mit jeweiliger Standardabweichung für anstromiges Grundwasser (n=4), oberflächennahes Seewasser (n=4), bodennahes Seewasser (n=4) und abstromiges Grundwasser (n=4)	59
Abb. 31: Nitratkonzentration des anstromigen Grundwassers, des Seewassers (Mittelwert aus 9 Proben mit Standardabweichung) sowie des abstromigen Grundwassers, Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching	60
Abb. 32: Phosphatkonzentration des anstromigen Grundwassers, des Seewassers (Mittelwert aus 9 Proben mit Standardabweichung) sowie des abstromigen Grundwassers, Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching. Aufgrund technischer Probleme kam es zu keiner Messung der Phosphatkonzentrationen im Frühjahr.	63
Abb. 33: Mikrobielle Abundanz des anstromigen Grundwassers, des Seewassers, sowie des abstromigen Grundwassers (jeweils Mittelwert aus Triplikaten mit Standardabweichung), log Skalierung, Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching (Daten in Zusammenarbeit mit Biofilm and Ecosystem Research Group, Battin und Weilhartner)	64
Abb. 34: Konzentration des gelösten organischen Kohlenstoffs des anstromigen Grundwassers, des Seewassers (Mittelwert aus 9 Proben mit Standardabweichung) sowie des abstromigen Grundwassers, Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching (Daten in Zusammenarbeit mit Biofilm and Ecosystem Research Group, Battin und Weilhartner)	65
Abb. 35: Saisonale Seewasserprofile von $\delta^{18}\text{O}$, NO_3^- und Ca^{2+} (Probenahme: tiefste Stelle des Sees, Angabe der Tiefe unter Seespiegel); Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching (Muellegger et al., 2013, verändert)	71
Abb. 36: Ganglinie der Wassertemperatur der anstromigen und abstromigen Grundwassermessstelle sowie des Sees (~1,5 m unter Seespiegel), Baggersee Grafenwörth	73
Abb. 37: Mittlere Calciumkonzentration [mg L^{-1}] und Alkalinität [$\text{mg L}^{-1} \text{CaCO}_3$] des anstromigen Grundwassers (n=4), des Seewassers (n=36) sowie des abstromigen Grundwassers (n=4)	78
Abb. 38: Zusammenhang zwischen Alter der untersuchten Baggerseen und Chlorophyll- α (Indikator für Algenbiomasse) im Seewasser, nach Weilhartner et al. (2012), verändert	79
Abb. 39: Mögliche Nutzung der positiven Aspekte von Baggerseen auf die Grundwasserqualität.	85
Abb. 40: Schematischer Querschnitt eines grundwassergespeisten Baggersee, überhöhte Darstellung (Muellegger et al., 2013, verändert)	88

C) Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Durchlässigkeitsbeiwerte [m s^{-1}] und Grundwasserspiegelgefälle [‰] in den jeweiligen Untersuchungsgebieten.....	6
Tab. 2: Seefläche, berechnetes Wasservolumen sowie mittlere Wassertiefe der untersuchten Baggerseen bei mittlerem Grundwasserspiegel (Kapitel 3).....	15
Tab. 3: Parameterumfang der Pestiziduntersuchung.....	18
Tab. 4: Meteorologische Eingangsparameter und Isotopensignatur der Wasserbilanzglieder, Bezugsjahr 2009.....	27
Tab. 5: Ergebnis der Isotopenauswertung.....	29
Tab. 6: Anzahl der Elemente und Knoten des Finite Elemente Netzes.....	31
Tab. 7: Langjährige Mittel der meteorologischen Wasserbilanzglieder der Modellgebiete [mm].....	33
Tab. 8: Ergebnis der numerischen Grundwassermodellierung (Bezugsjahr 2009).....	34
Tab. 9: $\delta^{18}\text{O}$ Verhältnisse der saisonalen Beprobungen des anstromigen Grundwassers, des Seewassers (Mittelwert aus neun Proben mit Standardabweichung), des abstromigen Grundwassers sowie mittlerer Anteil des Seewassers in abstromigen Grundwasserproben, Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching.....	43
Tab. 10: Massenbilanz von Calcium der fünf untersuchten Baggerseen.....	52
Tab. 11: Massenbilanz von Magnesium der fünf untersuchten Baggerseen.....	54
Tab. 12: Massenbilanz von Hydrogencarbonat der fünf untersuchten Baggerseen.....	56
Tab. 13: Massenbilanz von Nitrat, berechnet als N-NO_3^- , der fünf untersuchten Baggerseen.....	61
Tab. 14: Nitrit- und Ammoniumkonzentrationen des anstromigen Grundwassers, des Seewassers (Minima und Maxima), sowie des abstromigen Grundwassers, Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching.....	62
Tab. 15: Massenbilanz von Phosphat, berechnet als P-PO_4^{3-} der fünf untersuchten Baggerseen.....	63
Tab. 16: Massenbilanz des gelösten organischen Kohlenstoffs der fünf untersuchten Baggerseen.....	66
Tab. 17: Mikrocystin-Konzentrationen zu den Untersuchungszeitpunkten (April, Juli, September, Dezember 2009, November 2010). k.T.v.=kein Trockengewicht verfügbar, n.n.=nicht nachweisbar (Daten in Zusammenarbeit mit Lipid and Toxicology Research Group, Kainz und Mathieu).....	66
Tab. 18: Desphenylchloridazon-Konzentration der untersuchten Baggerseen in Niederösterreich (Daten bezogen von Amt der NÖ Landesregierung, 2009b).....	67
Tab. 19: Ergebnisse der saisonalen Beprobungen für Eisen und Mangan [$\mu\text{g L}^{-1}$] des anstromigen Grundwassers, des Seewassers (Minima und Maxima) sowie des abstromigen Grundwassers, Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching.....	68
Tab. 20: Maximalkonzentration der jeweiligen Schwermetalle aller untersuchten Wasserproben.....	69
Tab. 21: Charakteristika der untersuchten Baggerseen.....	89

D) Photographien der untersuchten Baggerseen



Abb. A1: Baggersee Pframa (NÖ), die Nassbaggerungen wurde ein Jahr bevor den Untersuchungen beendet und hat eine Fläche von ca. 38.000 m². Vegetationsfreie offene Sand- und Kiesbereiche sind dominierend.



Abb. A2: Baggersee Grafenwörth (NÖ), die Nassbaggerungen hat eine Fläche von ca. 164.000 m². Pionier- und Sukzessionsflächen wurden teilweise durch ruderale Vorwaldgesellschaften ersetzt.



Abb. A3: Der Baggersee Tillmitsch (Stmk) hat eine Fläche von ca. 59.000 m². Die Nassbaggerung wurde vor 10 Jahren fertig gestellt. Ein hölzerner Schwimmsteeg ist im vorderen Bildausschnitt ersichtlich.



Abb. A4: Der Baggersee Persenbeug (NÖ), mit einer Fläche von ca. 60.000 m², wurde vor 17 Jahren fertig gestellt. Am Bild ersichtlich: Probenahme mit Hilfe eines Schlauchbootes.



Abb. A5: Baggersee Hörsching (OÖ) mit einer Fläche von ca. 86.000 m². Die älteste Nassbaggerung (28 Jahre) in der Untersuchung zeichnet sich durch ein bereits entwickeltes Waldökosystem aus.

E) Vermessungsdaten der Grundwassermessstellen und Peilrohre

Tab. A1: Gauß-Krüger referenzierte Vermessungsdaten der neu abgeteufte, bzw. in das Projekt integrierten Grundwassermessstellen

Baggersee Pframa	Hochwert (GK)	Rechtswert (GK)	Geländeoberkante [m.ü.A.]	Anmerkungen
Pframa/Nord	5335677	32611	147,66	Bestand
Pframa/Ost	5335580	32602	147,41	neu errichtet
Pframa/Süd	5335491	32388	145,61	neu errichtet, unvollkommenes Peilrohr
Pframa/West	5335692	32438	146,42	neu errichtet
Baggersee Grafenwörth				
Anstrom	5364900	-42214	194,42	Bestand
Schlammbecken	5364918	-41892	193,30	Bestand
Graf/B	5364844	-41482	190,24	neu errichtet
Graf/C	5364856	-41671	190,31	neu errichtet
Abstrom 1	5364704	-41331	193,41	Bestand
Abstrom 2	5364575	-41389	193,06	Bestand
Graf/A1	5364628	-41844	189,75	neu errichtet, unvollkommenes Peilrohr
Graf/A2	5364615	-41609	189,80	neu errichtet, unvollkommenes Peilrohr
Baggersee Tillmitsch				
Till/Nord	5189277	-60926	281,72	neu errichtet
Till/Ost	5189092	-60823	280,91	neu errichtet
Till/Süd	5189018	-60896	280,39	neu errichtet
Baggersee Persenbeug				
Pers/Nord	5339211	-91731	216,44	neu errichtet
Pers/Ost	5339138	-91568	216,37	neu errichtet
Pers/Süd	5338981	-91619	216,34	neu errichtet
Pers/West	5339084	-91829	216,20	neu errichtet
Baggersee Hörsching				
Hoer/Nord	5340780	62443	284,62	neu errichtet
Hoer/Ost	5340622	62759	284,35	neu errichtet
Hoer/Süd	5340495	62663	284,96	neu errichtet
Hoer/West	5340619	62434	282,91	neu errichtet

F) Wilcoxon-Tests für Paardifferenzen

Tab. A2: Ergebnis des Wilcoxon-Tests für Paardifferenzen. Analyse der Differenzen zwischen Seewasser und anstromigem Grundwasser, zwischen abstromigem und anstromigem Grundwasser und zwischen abstromigem Grundwasser und Seewasser. Bei Unterschreitung der Bestimmungsgrenze wurde der halbe Wert dieser für die statistische Analyse verwendet.

	Seewasser- anstromig	abstromig – anstromig	abstromig – Seewasser	Seewasser – anstromig	abstromig – anstromig	abstromig – Seewasser
	Ca²⁺			Mg²⁺		
Z	-3,920(a)	-3,920(a)	-1,718(b)	-3,585(a)	-3,080(a)	-2,238(b)
Asymp. Sig. (2-tailed)	<0,001	<0,001	0,086	<0,001	0,002	0,025
	Na⁺			K⁺		
Z	-0,168(b)	-0,262(b)	-1,952(b)	-0,048(b)	-0,444(b)	-0,425(b)
Asymp. Sig. (2-tailed)	0,867	0,794	0,051	0,962	0,657	0,671
	NO₃⁻			HCO₃⁻		
Z	-3,920(a)	-3,920(a)	-3,290(a)	-3,920(a)	-3,920(a)	-2,888(b)
Asymp. Sig. (2-tailed)	<0,001	<0,001	0,001	<0,001	<0,001	0,004
	SO₄²⁺			Cl⁻		
Z	-1,512(a)	-1,941(a)	-2,053(a)	-1,923(a)	-1,867(a)	-3,043(b)
Asymp. Sig. (2-tailed)	0,13	0,052	0,04	0,054	0,062	0,002
	Fe²⁺			Mn²⁺		
Z	-1,208(b)	-,628(b)	-0,474(a)	-2,153(b)	-2,341(b)	-0,926(b)
Asymp. Sig. (2-tailed)	0,227	0,53	0,636	0,031	0,019	0,355
	gelöster Sauerstoff			elektrische Leitfähigkeit		
Z	-2,422(b)	-3,930(a)	-3,472(a)	-3,883(a)	-3,920(a)	-0,261(a)
Asymp. Sig. (2-tailed)	0,015	<0,001	0,001	<0,001	<0,001	0,794
	pH			DOC		
Z	-3,933(b)	-3,843(b)	-3,895(a)	-3,920(b)	-0,448(b)	-3,920(a)
Asymp. Sig. (2-tailed)	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,654	<0,001
	Mikrobielle Abundanz			Wassertemperatur		
Z	-3,920(b)	-3,733(b)	-3,920(a)		-2,501(b)	
Asymp. Sig. (2-tailed)	<0,001	<0,001	<0,001		0,012	

a Based on positive ranks

b Based on negative ranks

	Seewasser- anstromig	abstromig - anstromig	abstromig – Seewasser	Seewasser - anstromig	abstromig – anstromig	abstromig – Seewasser
	Cd			Zn		
Z	-1,000(a)	-1,000(a)	0,000(c)	-1,195(a)	-1,083(a)	-0,075(b)
Asymp. Sig. (2- tailed)	0,317	0,317	1,000	0,232	0,279	0,940
	Cr			Cu		
Z	0,000(c)	-1,342(b)	-1,342(b)	-1,045(b)	-0,095(a)	-1,176(a)
Asymp. Sig. (2- tailed)	1,000	0,180	0,180	0,296	0,925	0,239
	Ni			Pb		
Z	-3,847(a)	-3,696(a)	-0,131(b)	-0,985(a)	-1,892(a)	-0,850(a)
Asymp. Sig. (2- tailed)	<0,001	<0,001	0,896	0,325	0,058	0,395
	Al			NH₄⁺		
Z	-0,825(c)	-0,365(a)	-1,492(a)	-2,975(a)	-1,821(a)	-2,493(b)
Asymp. Sig. (2- tailed)	0,410	0,715	0,136	0,003	0,069	0,013
	PO₄³⁻					
Z	-3,41 (a)	-2,44 (a)	3,30 (b)			
Asymp. Sig. (2- tailed)	< 0,001	< 0,05	< 0,001			

Based on positive ranks,

Based on negative ranks,

The sum of negative ranks equals the sum of positive ranks.

G) Schwermetall- und Aluminiumkonzentrationen

Tab. A3: Ergebnisse der saisonalen Beprobungen für Cd, Zn, Cu, Ni, Pb, und Al des anstromigen Grundwassers, des Seewassers (Minima und Maxima), sowie des abstromigen Grundwassers, Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching

Konzentration in $\mu\text{g L}^{-1}$		Frühling							Sommer						
		Cd	Zn	Cr	Cu	Ni	Pb	Al	Cd	Zn	Cr	Cu	Ni	Pb	Al
Pf	Anstrom	<0,02	1,4	<1	0,5	5,2	<0,2	<10	0,04	4,0	<1	0,8	8,1	1,94	<10
	Seewasser (min/max)	<0,02	1,2/3,2	<1	0,6/1,9	2,5/3,3	<0,2	<10	<0,02	2,0/3,8	<1	0,2/0,9	2,8/6,4	<0,2/0,2	<10/88
	Abstrom	<0,02	1,3	<1	2,7	3,3	<0,2	<10	<0,02	14,2	1,7	3,5	7,4	0,3	88
G	Anstrom	<0,02	1,3	<1	0,6	2,1	0,2	<10	<0,02	1,0	<1	<0,1	2,0	<0,2	<10
	Seewasser (min/max)	<0,02	0,6/1,9	<1	0,6/1,7	1,9/2,2	<0,2	<10	<0,02/0,02	0,7/3,0	<1	0,3/1,8	1,7/3,2	<0,2	<10/71
	Abstrom	<0,02	3,2	<1	0,8	2,6	0,8	<10	<0,02	2,2	<1	0,4	4,6	<0,2	22
T	Anstrom	<0,02	1,3	<1	0,3	2,7	<0,2	<10	<0,02	1,5	<1	0,6	5,2	<0,2	<10
	Seewasser [min/max]	<0,02	0,9/1,5	<1	0,7/1,7	1,2/1,8	<0,2/0,2	<10	<0,02	0,6/1,5	<1	0,4/1,4	2,7/3,2	<0,2	<10
	Abstrom	<0,02	1,6	<1	0,7	1,4	<0,2	<10	<0,02	0,9	<1	0,4	2,5	<0,2	<10
P	Anstrom	<0,02	0,5	<1	0,6	2,4	<0,2	<10	<0,02	1,6	<1	0,3	4,1	0,41	32
	Seewasser [min/max]	<0,02	0,4/0,8	<1	0,4/1,0	1,2/1,5	<0,2	<10	<0,02	0,3/4,6	<1	<0,1/0,9	1,3/3,2	<0,2/1,1	<10/22
	Abstrom	<0,02	1,1	<1	0,5	1,4	<0,2	<10	<0,02	2,6	<1	0,4	3,2	<0,2	<10
H	Anstrom	<0,02	2,4	<1	1,9	2,3	<0,2	<10	<0,02	2,6	<1	0,8	3,8	<0,2	<10
	Seewasser [min/max]	<0,02/0,02	1,2/1,6	<1	0,7/1,8	2,0/2,3	<0,2	<10	<0,02/0,02	0,8/12,1	<1	0,4/2,5	2,9/4,6	<0,2/0,3	<10/42
	Abstrom	<0,02	1,3	<1	0,8	2,4	<0,2	<10	<0,02	1,4	<1	0,6	3,3	<0,2	<10
Herbst								Winter							
Pf	Anstrom	<0,02	0,9	<1	0,1	4,1	<0,2	<10	<0,02	1,1	<1	<0,1	4,8	<0,2	<10
	Seewasser [min/max]	<0,02	0,7/8,5	<1	0,1/2,8	2,7/3,4	0,3/1,6	<10/51	<0,02	1,0/1,3	<1	<0,1/0,9	1,7/3,4	<0,2/0,4	<10
	Abstrom	<0,02	1,3	<1	0,2	3,0	<0,2	<10	<0,02	1,1	<1	<0,1	3,1	<0,2	<10
G	Anstrom	<0,02	0,6	<1	0,2	1,8	0,4	<10	<0,02	0,6	<1	<0,1	2,0	<0,2	<10
	Seewasser [min/max]	<0,02	0,4/1,3	<1	0,2/0,4	1,6/1,7	<0,2/2,6	<10/35	<0,02	0,3/1,1	<1	<0,1/1,9	2,0/2,2	<0,2	<10/10
	Abstrom	<0,02	1,0	<1	0,3	3,0	0,20	<10	<0,02	0,5	<1	<0,1	3,0	<0,2	<10
T	Anstrom	<0,02	7,8	<1	3,0	3,4	0,3	88	<0,02	1,2	<1	0,6	3,4	<0,2	<10
	Seewasser [min/max]	<0,02	0,1/4,2	<1	0,2/8,0	2/2,3	0,3/0,5	<10/12	<0,02	0,1/1,3	<1	0,2/4,4	1,9/2,5	<0,2/0,2	<10/25
	Abstrom	<0,02	1,6	<1	1,1	1,8	<0,2	16	<0,02	0,6	<1	1,2	1,3	<0,2	<10
P	Anstrom	<0,02	1,4	<1	0,5	2,0	4,4	<10	<0,02	0,2	<1	<0,1	2,5	<0,2	<10
	Seewasser [min/max]	<0,02	<0,1/13,3	<1	<0,1/0,9	1,2/2,4	<0,2/0,4	<10/52	<0,02/0,02	0,2/0,4	<1	<0,1/0,6	0,7/1,7	<0,2	<10
	Abstrom	<0,02	0,2	<1	0,1	1,4	<0,2	<10	<0,02	<0,1	1	<0,1	1,0	<0,2	<10
H	Anstrom	<0,02	2,8	<1	1,8	2,5	<0,2	<10	<0,02	0,6	<1	0,5	2,8	<0,2	<10
	Seewasser [min/max]	<0,02/0,02	0,3/2,6	<1	0,2/0,9	2,0/2,3	<0,2/3,9	<10/57	<0,02	0,4/1,0	<1	0,2/0,5	2,8/3,1	<0,2	<10/16
	Abstrom	<0,02	0,3	<1	0,3	2,5	<0,2	<10	<0,02	0,5	<1	0,2	2,9	<0,2	<10

H) Dokumentation der numerischen Grundwasserströmungsmodelle

H1 Numerisches Grundwasserströmungsmodell Hörsching

H1.1 Modellierung der langjährigen mittleren meteorologischen und hydrologischen Bedingungen

H1.2 Modellierung der mittleren meteorologischen und hydrologischen Bedingungen des Untersuchungsjahres 2009

H2 Numerisches Grundwasserströmungsmodell Tillmitsch

H2.1 Modellierung der langjährigen mittleren meteorologischen und hydrologischen Bedingungen

H2.2 Modellierung der mittleren meteorologischen und hydrologischen Bedingungen des Untersuchungsjahres 2009

H3 Numerisches Grundwasserströmungsmodell Pframa

H3.1 Modellierung der langjährigen mittleren meteorologischen und hydrologischen Bedingungen

H3.2 Modellierung der mittleren meteorologischen und hydrologischen Bedingungen des Untersuchungsjahres 2009

H4 Numerisches Grundwasserströmungsmodell Persenbeug

H4.1 Modellierung der langjährigen mittleren meteorologischen und hydrologischen Bedingungen

H4.2 Modellierung der mittleren meteorologischen und hydrologischen Bedingungen des Untersuchungsjahres 2009

H5 Numerisches Grundwasserströmungsmodell Grafenwörth

H5.1 Modellierung der langjährigen mittleren meteorologischen und hydrologischen Bedingungen

H5.2 Modellierung der mittleren meteorologischen und hydrologischen Bedingungen des Untersuchungsjahres 2009

H6 Literatur Grundwassermodellierung

H1 Numerisches Grundwasserströmungsmodell Hörsching

H1.1 Modellierung der langjährigen mittleren meteorologischen und hydrologischen Bedingungen

H1.1.1 Eingangsparameter

Die Randbedingungen für die stationäre Modellierung wurde aus den Grundwasserisohypsen bei mittlerem Grundwasserspiegel (Grundwasserschichtenplan Welser Heide, Stand: Dez. 2006, Bezug: Amt der OÖ Landesregierung, 2009) abgeleitet. Drei Grundwassermessstellen des Hydrographischen Dienstes OÖ lagen im Modellgebiet (375656, 375899, 375915). Als Stichtag der Modellierung wurde der 04.03.2009 ausgewählt (Tab. A4). Zu diesem Datum entsprachen die festgestellten Grundwasserspiegel im Untersuchungsgebiet in etwa langjährigen mittleren Bedingungen. Im anstromigen Bereich lag knapp außerhalb des Modellgebietes die Grundwassermessstelle 375063, deren Grundwasserspiegel für die Anpassung des Festpotentials im südwestlichen Bereich herangezogen wurde.

Tab. A4: Standrohrspiegelhöhe der Grundwassermessstellen des hydrographischen Dienstes OÖ im Untersuchungsgebiet Hörsching [m.ü.A.], Bezug: Hydrographischer Dienst Oberösterreich, 2009

Datum	375063 Neubau	375956 Neubau	375915 Neubau	375899 Neubau
17.12.2008	282,57	281,12	278,41	278,12
23.12.2008	282,6	281,15	278,41	278,12
30.12.2008	282,58	281,16	278,42	278,15
07.01.2009	282,57	281,13	278,41	278,12
16.01.2009	282,51	281,08	278,37	278,09
21.01.2009	282,48	281,07	278,36	278,07
28.01.2009	282,47	281,03	278,32	278,04
04.02.2009	282,51	281,04	278,31	278,02
11.02.2009	282,6	281,1	278,34	278,07
18.02.2009	282,59	281,16	278,39	278,09
25.02.2009	282,63	281,22	278,46	278,19
04.03.2009	282,72	281,39	278,57	278,35
11.03.2009	282,8	281,63	278,65	278,49
18.03.2009	282,9	281,77	278,75	278,6
25.03.2009	282,89	281,79	278,77	278,64
26.03.2009	282,88	281,8	278,76	278,63
01.04.2009	283,18	282,08	278,91	278,77
08.04.2009	283,14	281,97	278,95	278,84
15.04.2009	283,03	281,86	278,9	278,78
22.04.2009	282,98	281,76	278,89	278,74
29.04.2009	282,89	281,62	278,81	278,65
06.05.2009	282,93	281,55	278,74	278,57
13.05.2009	282,9	281,49	278,7	278,51
20.05.2009	282,89	281,45	278,64	278,45
27.05.2009	282,87	281,44	278,66	278,44
03.06.2009	282,88	281,44	278,65	278,44
09.06.2009	282,92	281,44	278,64	278,41
10.06.2009	282,93	281,44	278,63	278,42
17.06.2009	282,93	281,44	278,63	278,41
24.06.2009	283,07	281,61	278,75	278,55
01.07.2009	283,17	282,1	279,06	279,05
08.07.2009	283,19	282,15	279,06	279,05

Die im Nahbereich des Baggersees abgeteufte Grundwassermessstellen wiesen zum 04.03.2009 folgenden Grundwasserspiegel (Tab. A5) auf:

Tab. A5: Standrohrspiegelhöhen sowie Seespiegel zum 04.03.2009, Untersuchungsgebiet Hörsching [m.ü.A.]

Messstelle	Messwert	Messstelle	Messwert
Hoer/Nord	281,00	Hoer/West	280,93
Hoer/Ost	279,83	Hoer/großer See	280,92
Hoer/Süd	280,59	Hoer/kleiner See	281,53

Das Gefälle zwischen kleinem und großem See lässt auf eine bereits fortgeschrittene Abdichtung der Unterwasserböschungen schließen. Die Grundwassermessstelle Hoer/West zeigt, auch im zeitlichen Verlauf, einen Grundwasserspiegel, der dem Seewasserspiegel des großen Sees entspricht (Abb. A6). Zwischen anstromiger und abstromiger Grundwassermessstelle beträgt das Potentialgefälle zum Stichtag 1,17 m.

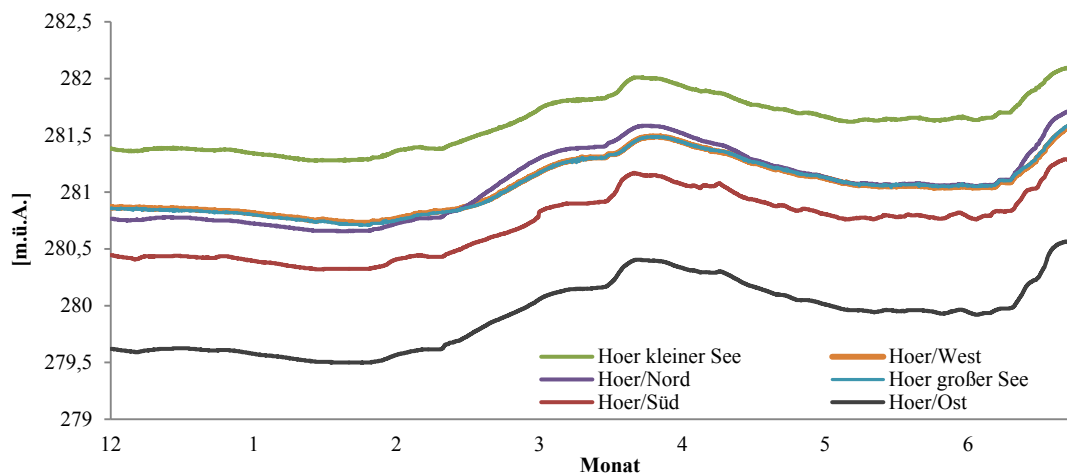


Abb. A6: Ganglinien der Grund- und Seewasserspiegel in Hörsching (Dez. 2008 – Juli 2009), Aufzeichnung

Abb. A7 zeigt die Umsetzung der Randbedingungen sowie die Lage der Grundwassermessstellen. Die aus den Grundwasserisohypsen bei Mittelgrundwasser abgeleiteten Randbedingungen wurden im südwestlichen Bereich aufgrund der höheren Spiegellage der Grundwassermessstelle 375063 angepasst. Das Festpotential wurde bei der westlichen Randbedingung mit 281,85 m.ü.A., bei der östlichen mit 277,75 m.ü.A. angenommen. Der südliche Bereich des Modellgebietes grenzt an den Fluss Traun, im Zuge eines Kraftwerkbaues wurde in diesem Bereich der Austausch zwischen Grundwasserleiter und Fluss unterbunden. Nördlich wurde das Modellgebiet mit einer undurchlässigen Randbedingung (no-flow) abgegrenzt.

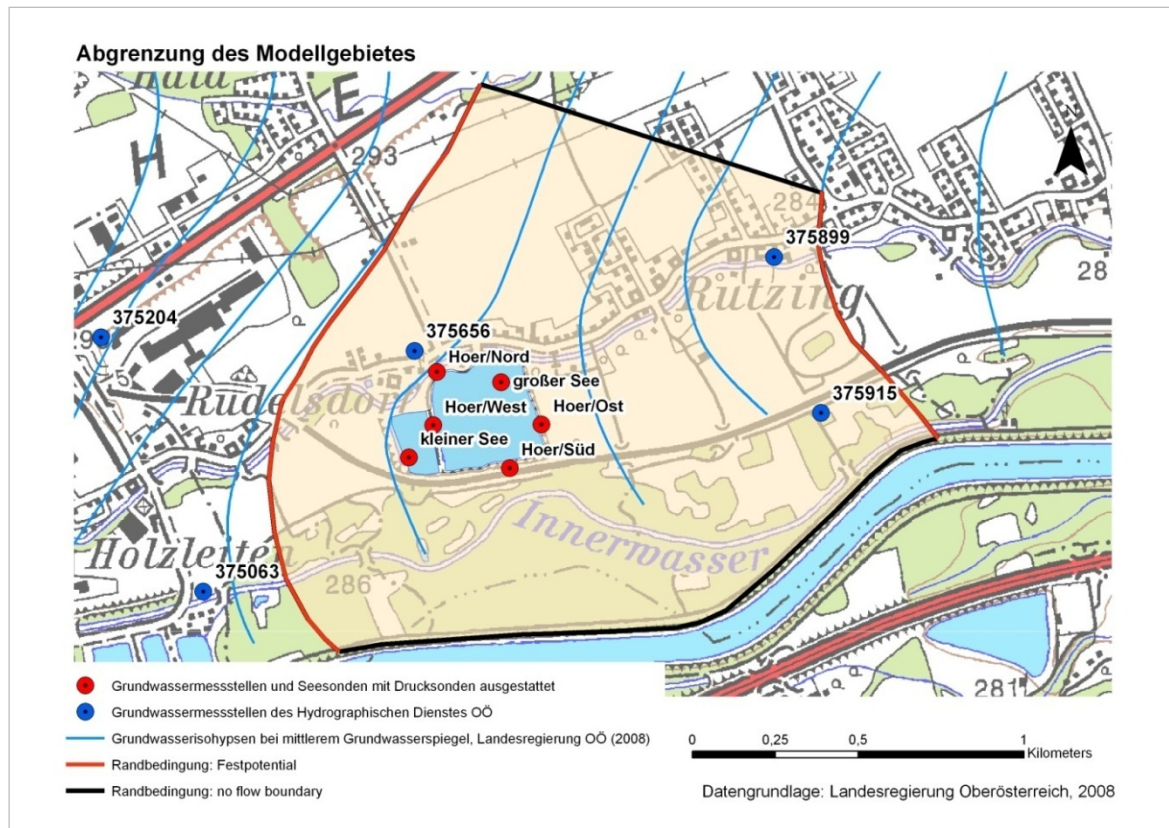


Abb. A7: Abgrenzung des Modellgebietes in Hörsching

Gewässer im Modellgebiet

Der nördlich des Baggersees fließende Mühlbach hat eine mittlere Abflussmenge von $6 - 8 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ und wird künstlich dotiert. Das Flussbett verläuft eingedämmt teilweise über der Geländekante und ist gegenüber dem Grundwasserkörper abgedichtet. Eine phasenweise Versickerung kann jedoch nicht ausgeschlossen werden, aufgrund fehlender Daten kann diese jedoch nicht quantifiziert werden (Gruppe Umwelt und Technik, 2005). Das Innerwasser, südlich des Baggersees gelegen, wird hauptsächlich von Baggerseen im Bereich Marchtrenk gespeist. Die Abflüsse bewegen sich zwischen $1 - 1,2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Der Wasserspiegel des Innerwassers liegt zumeist höher als der des Grundwasserspiegels. Im Bereich Traun konnte keine Interaktion mit dem Grundwasser nachgewiesen werden, abschnittsweise ist diese jedoch möglich (Gruppe Umwelt und Technik, 2005).

Durchlässigkeitsbeiwerte

Die Durchlässigkeitsbeiwerte streuen im Untersuchungsgebiet, bei den erfassten Brunnen im Nahbereich des Baggersees (Amt der OÖ Landesregierung, 2004), zwischen $1 - 1,5 \cdot 10^{-2} \text{ m s}^{-1}$. Der Grundwasserleiter zeigte bei den für das Projekt abgeteufte

Grundwassermessstellen einen homogenen Aufbau. Grobkies bis Mittelkies, vereinzelt Sandlinsen konnten in den Bohrprofilen erfasst werden. Für das Modellgebiet wurden die Durchlässigkeitsbeiwerte als Zufallsverteilung im Wertebereich zwischen $1 - 1,5 \cdot 10^{-2} \text{ m s}^{-1}$ eingelesen. Hierzu wurde ein Raster über das Modellgebiet gelegt, die Kantenlänge eines Feldes entsprach $10 \cdot 10 \text{ m}$. Diesen Feldern wurden Durchlässigkeitsbeiwerte im oben genannten Streubereich zugewiesen (Umsetzung: ArcGis® 9.3, random raster).

Grundwasserstauer

Die Angaben zum Grundwasserstauer wurden vom Amt der OÖ Landesregierung bezogen (Amt der OÖ Landesregierung, 2009) und mit den Ergebnissen der Tiefenvermessung des Baggersees (Sohle des Baggersees) verschnitten. Der Grundwasserstauer fällt von Nordwest 278 m.ü.A. nach Südost 270 m.ü.A. ab.

H1.1.2 Güte der Modellierung

Zum Zeitpunkt des Stichtages zeigen die gemessenen gegenüber den modellierten Grundwasserspiegeln eine normierte Abweichung von 2,7%. Die maximale Abweichung beträgt 0,22 m und wurde bei Grundwassermessstelle Hoer/Ost beobachtet bei der die Modellrechnung einen zu hohen Grundwasserspiegel ergab. Abb. A8 und Tab. A6 zeigen die Unterschiede zwischen den gemessenen und den modellierten Grundwasserspiegeln der Grundwassermessstellen in Hörsching.

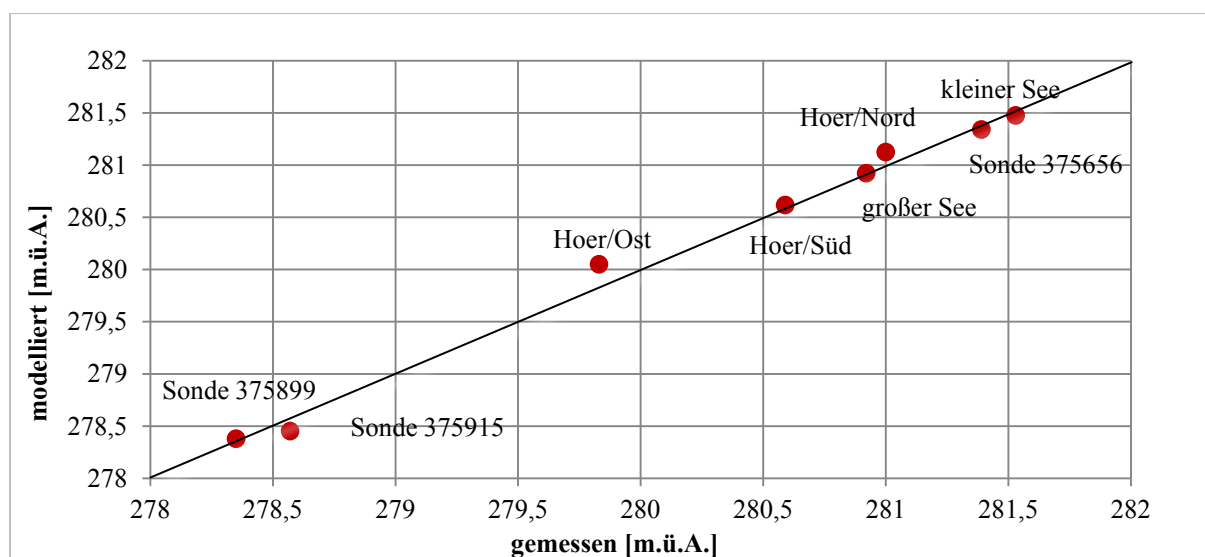


Abb. A8: Vergleich der gemessenen gegenüber den modellierten Grundwasserspiegeln der Grundwassermessstellen in Hörsching

Tab. A6: Vergleich der gemessenen gegenüber den modellierten Grund- und Seewasserspiegeln des Untersuchungsgebiets Hörsching [m.ü.A.]

Messstelle	gemessen	modelliert	Differenz
Hoer/Süd	280,59	280,62	0,03
Hoer/Ost	279,83	280,05	0,22
Hoer/Nord	281,00	281,13	0,13
Sonde 375956	281,39	281,34	-0,05
Sonde 375899	278,35	278,38	0,03
Sonde 375915	278,57	278,45	-0,12
kleiner See	281,53	281,48	-0,05
großer See	280,92	280,92	0,00

Die Grundwasserspiegel der Messstellen 375956 und 375899 zeigen eine gute Übereinstimmung (generelles Modellgebiet). Im unmittelbaren Nahbereich des Baggersees zeigt die Grundwassermessstelle Hoer/Ost und Hoer/Nord eine Abweichung von 0,22 bzw. 0,13 m. Die Grundwassermessstelle Hoer/Süd und die Spiegellage des großen Sees zeigen eine gute Anpassung an die gemessenen Grundwasserspiegel. Aufgrund des steilen Grundwasserspiegelgefälles im Untersuchungsgebiet und speziell im Einzugsgebiet des Baggersees ist die Abweichung zwischen gemessenem und modelliertem Grundwasserspiegel vertretbar. Das für die Abdichtung des Baggersees wichtige Grundwasserspiegelgefälle im Nahbereich des Baggersees konnte gut nachgebildet werden.

Sensitivitätsanalyse

Bei der Variation der Durchlässigkeitsbeiwerte ($\pm 25\%$) reagierte das Grundwasserströmungsmodell sensitiv auf deren Verringerung. Der Grundwasserabstrom reduzierte sich auf $1.650 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, demnach erhöhte sich die mittlere Verweilzeit des Seewassers auf 217 Tage. Weniger sensitiv reagierte das Modell bei einer Erhöhung der Durchlässigkeitsbeiwerte. Bei einem Grundwasserabstrom von $2.553 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ verringert sich die mittlere Verweilzeit auf 142 Tage. Die Anpassung der gemessenen an die modellierten Grundwasserspiegel der Grundwassermessstellen zeigte jeweils eine Verschlechterung gegenüber dem Ausgangsmodell.

Das Modell reagiert robust auf die Variation der potentiellen Evaporation des Sees ($\pm 140 \text{ mm a}^{-1}$). Die Abweichungen zwischen den modellierten und gemessenen Grundwasserspiegeln sind gegenüber dem Ausgangsmodell gering. Die mittlere Verweilzeit des Seewassers variiert bei den einzelnen Modellversionen zwischen 143 und 157 Tagen.

Ohne eine abdichtende Schicht (Kolmation gegenüber dem Grundwasser) des Baggersees stiege der Grundwasserabstrom auf $10.100 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ an, die mittlere Verweilzeit des Seewassers betrüge 35 Tage. Die guten Durchlässigkeitsbeiwerte (ca. 10^{-2} m s^{-1}) und der steile Grundwassergradient des Gesamtgebietes bewirken diese im Vergleich geringe mittlere Verweilzeit des Seewassers. Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse sind in Tab. A7 verzeichnet. In Tab. A8 sind die gemessenen und modellierten Grund- und Seewasserspiegel der einzelnen Modellversionen vermerkt.

Tab. A7: Sensitivitätsanalyse Hörsching – Ergebnisteil

Variation der Modellparameter	Ausgangsmodell	Durchlässigkeitsbeiwerte des Modellgebietes Ausgangsmodell = 100%		Niederschlag minus potentieller Verdunstung (Seefläche)		ohne Abdichtung
		-25%	+25%	0 mm a ⁻¹	280 mm a ⁻¹	
normierte Abweichung [%]	2,7	3,7	3,5	2,8	2,8	9,4
Niederschlag minus potentieller Verdunstung (Seefläche) [m ³ d ⁻¹]	33	33	33	0	66	33
Grundwasserabstrom [m ³ d ⁻¹]	2.290	1.650	2.530	2.280	2.500	10.100
mittlere Verweilzeit Seewasser [d]	156	217	142	157	143	35

Tab. A8: Sensitivitätsanalyse Hörsching – modellierte See- und Grundwasserspiegel [m.ü.A.]

Messstelle	gemessen	Ausgangsmodell	Durchlässigkeitsbeiwerte des Modellgebietes Ausgangsmodell = 100%		Niederschlag minus potentieller Verdunstung (Seefläche)		ohne Abdichtung
			-25%	25%	0 mm a ⁻¹	280 mm a ⁻¹	
Hoer/Süd	280,59	280,62	280,66	280,64	280,61	280,64	280,85
Hoer/Ost	279,83	280,05	280,09	280,06	280,05	280,06	280,83
Hoer/Nord	281,00	281,13	281,14	281,15	281,13	281,10	280,95
Sonde 375656	281,39	281,34	281,34	281,33	281,34	281,33	281,20
Sonde 375899	278,35	278,38	278,39	278,38	278,38	278,38	278,45
Sonde 375915	278,57	278,45	278,46	278,45	278,45	278,46	278,55
kleiner See	281,53	281,48	281,37	281,36	281,47	281,48	281,01
großer See	280,92	280,92	280,94	280,92	280,91	280,94	280,88

H1.1.3. Zustrom-Bedingungen und mittlere Verweilzeit des Seewassers

Die Grundwasserisohypsen bei mittlerem Grundwasserspiegel zeigen im Nahbereich des Baggersees ein gegenüber dem Gesamtgebiet erhöhtes Grundwasserspiegelgefälle (Abb. A9). Zwischen den beiden Seen ist eine große Differenz zwischen den Seewasserspiegeln (ca. 0,6 m) zu beobachten. Dies ist auf eine fortgeschrittene Abdichtung zurückzuführen.

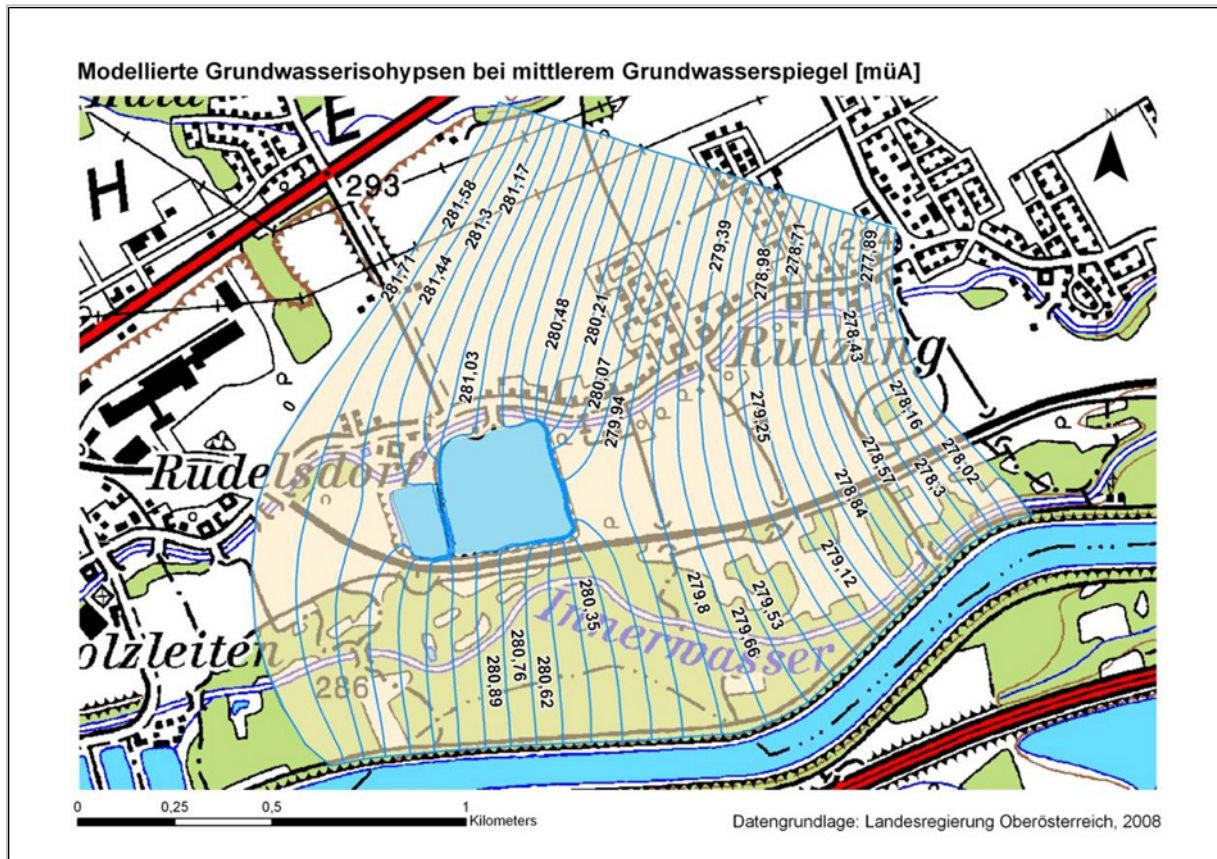


Abb. A9: Modellierte Grundwasserisohypsen bei mittlerem Grundwasserspiegel in Hörching

Der aus den Grundwasserspiegelgefällen abgeleitete Grundwasserzustrom zum See beträgt $2.260 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, die Differenz zwischen potentieller Verdunstung und Niederschlag über der Wasserfläche beträgt $33 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$. Bei einem Wasservolumen von 358.000 m^3 bei mittlerem Grundwasserspiegel ergibt sich eine mittlere Verweilzeit des Seewassers von 156 Tagen. Gespeist wird der Baggersee im überwiegenden Maße durch das Grundwasser, $15 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ strömen von dem anstromig gelegenen kleinen See dem Untersuchungssee zu.

H1.2 Modellierung der mittleren meteorologischen und hydrologischen Bedingungen des Untersuchungsjahres 2009

Aufbauend auf dem numerischen Grundwasserströmungsmodell, das in Kapitel H1.1 vorgestellt wurde, werden nachfolgend die angepassten Eingangsparameter für das Bezugsjahr 2009 diskutiert.

H1.2.1 Meteorologische und hydrologische Bedingungen 2009 – Eingangsparameter

Gegenüber den langjährigen mittleren meteorologischen Bedingungen (790 mm a^{-1}) war das Bezugsjahr 2009 mit 904 mm a^{-1} niederschlagsreicher (Abb. A10). Insbesondere langanhaltende Niederschläge in den Monaten Juni und Juli führten zu einem starken Anstieg des Grundwasserspiegels im Untersuchungsgebiet. Die potentielle Evaporation lag geringfügig unter dem langjährigen Mittel von 650 mm a^{-1} (vgl. Tab. A9).

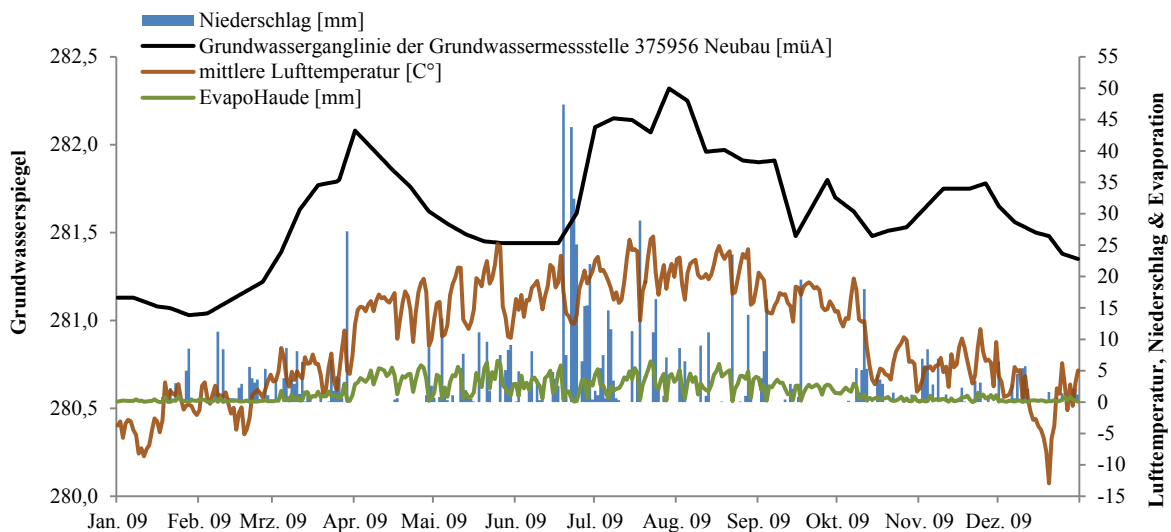


Abb. A10: Meteorologische Daten des Jahres 2009, Untersuchungsgebiet Hörsching

Der Stichtag der stationären Modellierung wurde von dem mittleren Grundwasserspiegel der Grundwassermessstelle 375956 Neubau (Bezug: Hydrographischer Dienst OÖ) abgeleitet (Abb. A10). Die für diesen Stichtag ermittelten Grund- und Seewasserspiegel sind zusammen mit den Modelleingangsparametern in Tab. A9 verzeichnet. Die angepassten Randbedingungen wurden aus den Grundwasserspiegeln der Grundwassermessstellen des hydrographischen Dienstes abgeleitet.

Tab. A9: Eingangsparameter des numerischen Grundwasserströmungsmodells Hörsching (Bezugsjahr 2009)

Parameter		
	Evaporation_{Haude} [mm a⁻¹]	612
	Niederschlag [mm a⁻¹]	904
Grund- und Seewasserspiegel zum 29.04.2009 [m.ü.A.]		
	Hoer/Nord	281,29
	Hoer/Ost	280,17
	Hoer/Süd	280,94
	kleiner See	281,77
	großer See	281,27
	375956 Neubau	281,62
	375899 Neubau	278,65
	375915 Neubau	278,81
Randbedingungen[#] [m.ü.A.]		
	westliches Festpotential	282,15
	östliches Festpotential	278,00

[#]) vgl. Kapitel H1.1.1

H1.2.2 Güte der Modellierung

Die normierte Abweichung der gemessenen gegenüber den modellierten Grundwasserspiegeln beträgt 2,0%. Tab. A10 zeigt die Unterschiede zwischen den gemessenen und den modellierten Grundwasserspiegeln der Grundwassermessstellen in Hörsching. Es konnte eine gute Anpassung an die gemessenen Grundwasserspiegel erreicht werden (vgl. Kapitel H1.1.2).

Tab. A10: Vergleich der gemessenen gegenüber den modellierten Grund- und Seewasserspiegeln des Untersuchungsgebiets Hörsching, Modell 2009 [m.ü.A.]

Messstelle	gemessen	modelliert	Differenz
Hoer/Süd	280,94	280,98	0,04
Hoer/Ost	280,17	280,35	0,18
Hoer/Nord	281,29	281,38	0,09
Sonde 375656	281,62	281,62	0,00
Sonde 375899	278,65	278,64	-0,01
Sonde 375915	278,81	278,72	-0,09
kleiner See	281,77	281,75	-0,02
großer See	281,27	281,31	0,04

H1.2.3 Grundwasserbilanz und mittlere Verweilzeit des Seewassers (Bezugsjahr 2009)

Die mittlere Verweilzeit des Seewassers ist gegenüber dem langjährigen Mittel im Bezugsjahr 2009 um ca. 40 Tage geringer. Der Grundwasserzustrom erhöht sich auf ca. $3.030 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ (Tab. A11). Der effektive Eintrag durch den Niederschlag erhöhte sich aufgrund der Niederschlagsintensität auf $69 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$.

Tab. A11: Grundwasserbilanz und mittlere Verweilzeit des Seewassers (Bezugsjahr 2009), Hörsching

Parameter	
Grundwasserzustrom [$\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$]	3.031
Niederschlag minus mittlere potentielle Evaporation [$\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$]	69
Grundwasserabstrom [$\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$]	3.100
mittlere Verweilzeit des Seewassers [d]	115

H2 Numerisches Grundwasserströmungsmodell Tillmitsch

H2.1 Modellierung der langjährigen mittleren meteorologischen und hydrologischen Bedingungen

H2.1.1 Eingangsparameter

Für die stationäre Modellierung wurde ein Festpotential im Zu- und Abstrombereich festgelegt. Die Grundwasserisohypsen bei mittlerem Grundwasserspiegel wurden aus dem Grundwasserströmungsmodell von Fank et al. (2005) übernommen. Zwei bestehende Messstellen des Hydrographischen Dienstes Stmk (Lebring 3788, Obergralla 3792) lagen, neben den für das Projekt abgeteufte Messstellen, im Modellgebiet. Diese wurden sowohl für die Erfassung des Stichtages bei mittlerem Grundwasserspiegel als auch zur Anpassung der Randbedingungen verwendet (Tab. A12).

Tab. A12: Standrohrspiegelhöhe der Grundwassermessstellen des hydrographischen Dienstes Stmk im Untersuchungsgebiet Tillmitsch [m.ü.A.], Bezug: Hydrographischer Dienst Steiermark, 2009.

Datum	Lebring 3788	Obergralla 3792	Datum	Lebring 3788	Obergralla 3792
01.12.2008	277,3	277,67	22.06.2009	277,89	278,17
08.12.2008	277,28	277,66	29.06.2009	278,46	278,78
15.12.2008	277,41	277,7	06.07.2009	278,59	278,79
22.12.2008	277,41	277,71	13.07.2009	278,59	278,68
29.12.2008	277,53	277,89	20.07.2009	278,66	278,93
05.01.2009	277,57	277,87	27.07.2009	278,65	278,75
12.01.2009	277,57	277,85	03.08.2009	278,65	278,64
19.01.2009	277,55	277,78	10.08.2009	278,69	278,68
26.01.2009	277,54	277,79	17.08.2009	278,68	278,64
02.02.2009	277,58	277,84	24.08.2009	278,63	278,6
09.02.2009	277,69	277,98	31.08.2009	278,56	278,53
16.02.2009	278,03	278,24	07.09.2009	278,53	278,67
23.02.2009	278,07	278,21	14.09.2009	278,58	278,59
02.03.2009	278,04	278,17	21.09.2009	278,59	278,58
09.03.2009	278	Datenlücke	28.09.2009	278,62	278,57
16.03.2009	277,94		05.10.2009	278,59	278,52
23.03.2009	277,91		12.10.2009	278,53	278,47
30.03.2009	277,88		19.10.2009	278,47	278,41
06.04.2009	277,85	278,05	26.10.2009	278,44	278,38
13.04.2009	277,84	277,1	02.11.2009	278,39	278,34
20.04.2009	277,83	278,11	09.11.2009	278,36	278,33
27.04.2009	277,81	278,09	16.11.2009	278,41	278,4
04.05.2009	277,81	278,11	23.11.2009	278,42	278,38
11.05.2009	277,81	278,09	30.11.2009	278,39	278,33
18.05.2009	277,8	278,13	07.12.2009	278,27	278,3
25.05.2009	277,82	278,17	14.12.2009	278,23	278,26
01.06.2009	277,87	278,18	21.12.2009	278,21	278,22
08.06.2009	277,89	278,19	28.12.2009	278,24	278,21
15.06.2009	277,9	278,16			

Die Grundwasserförderung im Modellgebiet wurde von Fank et al. (2005) entnommen (Simulation: Ist-Zustand). Als Stichtag der Modellierung bei mittlerem Grundwasserspiegel wurde der 22.12.2008 ausgewählt. Es herrschte ein annähernd stabiler mittlerer Grundwasserspiegel vor (Abb. A11).

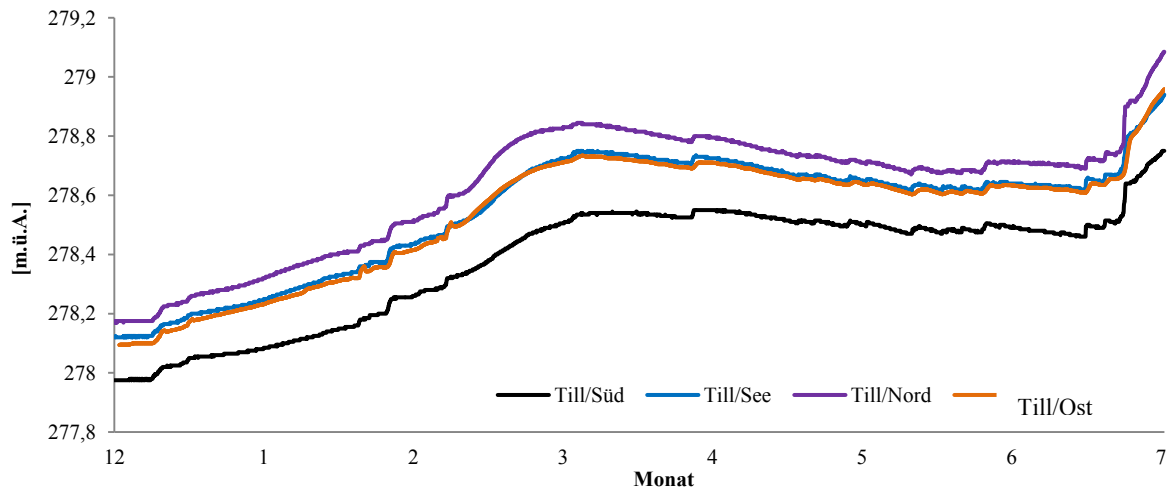


Abb. A11: Ganglinien der Grund- und Seewasserspiegel des Untersuchungsgebiets Tillmitsch (Dez.2008 – Juli 2009), Aufzeichnung mittels Drucksonden

Die in unmittelbarer Nähe zum Baggersee abgeteufte Messstellen zeigten am 22.12.2008 nachfolgende Grund- und Seewasserspiegel (Tab. A13).

Tab. A13: Standrohrspiegelhöhen sowie Seespiegel zum 22.12.2008, Untersuchungsgebiet Tillmitsch [m.ü.A.]

Messstelle	Grundwasserspiegel
Till/Nord	278,27
Till/Ost	278,19
Till/Süd	278,06
Till/See	278,21

Abb. A12 zeigt die Umsetzung der Randbedingungen und die Lage der Grundwassermessstellen. Die bei mittlerem Grundwasserspiegel abgeleiteten Randbedingungen wurden im westlichen und nördlichen Bereich mit 280,04 m.ü.A. im südlichen Bereich mit 277,2 m.ü.A. und entlang der Mur (östlich) mit einem fallenden Grundwasserspiegel (280,04 m.ü.A. zu 277,2 m.ü.A.) als Festpotential umgesetzt.

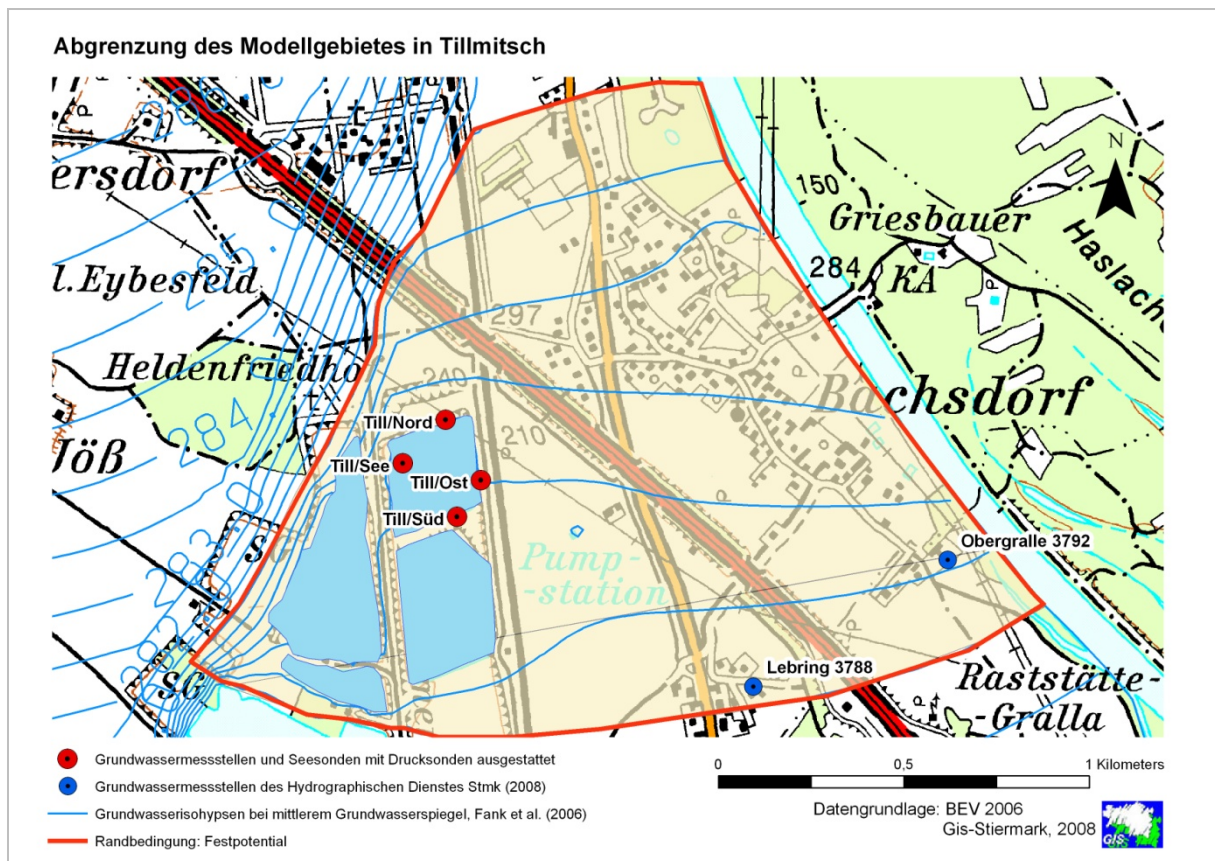


Abb. A12: Abgrenzung des Modellgebietes in Tillmitsch

Durchlässigkeitsbeiwerte

Die Durchlässigkeitsbeiwerte streuen im Untersuchungsgebiet (Würmterrasse des Leibnitzer Feldes) um $5 \cdot 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$. Bei der Terrassenkante der Jöber Rißterrasse im östlichen Bereich des Modellgebietes liegen die Durchlässigkeiten bei ca. $1 \cdot 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$. Die Durchlässigkeitsbeiwerte wurden aus dem kalibrierten Grundwasserströmungsmodell von Fank et al. (2005) übernommen.

Grundwasserstauer

Die Angaben zum Grundwasserstauer wurden dem numerischen Grundwasserströmungsmodell von Fank et al. (2005) entnommen und mit den Ergebnissen der Tiefenvermessung des Baggersees verschnitten (Sohle des Baggersees). Der Grundwasserstauer fällt entlang der Rißterrasse von 278,5 m.ü.A. (Ost) auf 273,5 m.ü.A. (Süd) ab.

H2.1.2 Güte der Modellierung

Zum Zeitpunkt des Stichtages zeigen die gemessenen gegenüber den modellierten Grundwasserspiegeln eine normierte Abweichung von 1,1%. Die maximale Abweichung beträgt -0,08 m und wurde bei Grundwassermessstelle Lebring 3788 beobachtet. Abb. A13 und Tab. A14 zeigen die Unterschiede zwischen den modellierten und den gemessenen Grundwasserspiegeln der Grundwassermessstellen in Tillmitsch.

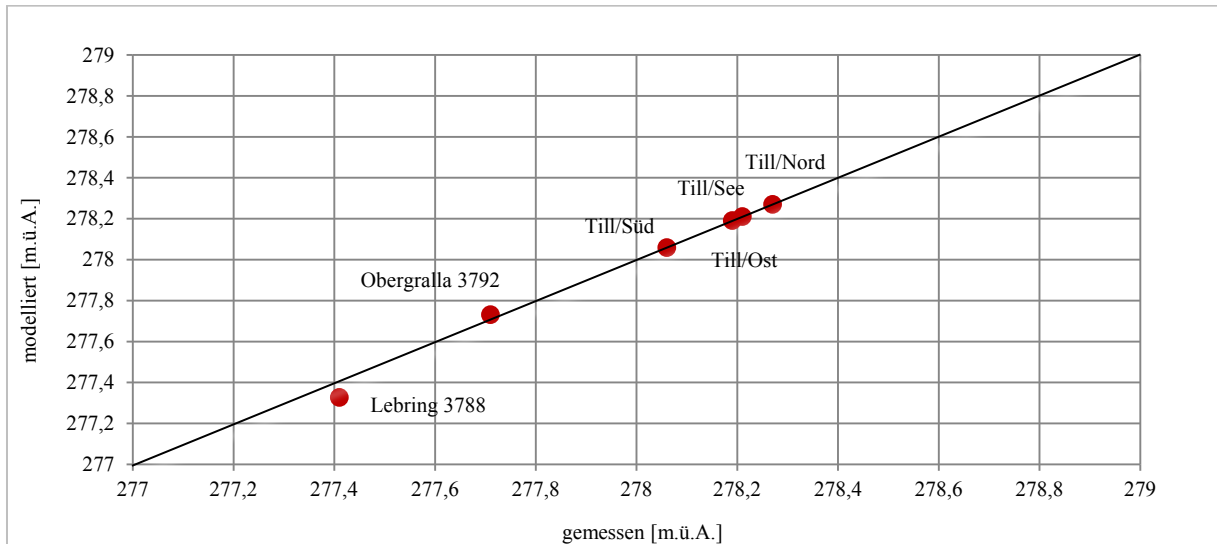


Abb. A13: Vergleich der gemessenen gegenüber den modellierten Grundwasserspiegeln der Grundwassermessstellen in Tillmitsch

Tab. A14: Vergleich der gemessenen gegenüber den modellierten Grundwasserspiegeln der Grundwassermessstellen in Tillmitsch [m.ü.A.]

Messstelle	gemessen	modelliert	Differenz
Till/Nord	278,27	278,27	0,00
Till/Ost	278,19	278,19	0,00
Till/Süd	278,06	278,06	0,00
Till/See	278,21	278,21	0,00
Lebring 3788	277,41	277,33	-0,08
Obergralla	277,71	277,73	0,02

Die Grundwasserspiegel der Grundwassermessstellen zeigen im Nahbereich des Baggersees eine sehr gute Übereinstimmung zwischen den gemessenen und modellierten Werten. Das Grundwasserspiegelgefälle im Nahbereich des Baggersees konnte nachgebildet werden. Die Grundwasserspiegel der Grundwassermessstellen Lebring 3788 und Obergralla 3792 zeigen eine geringe Abweichung von -0,08 m, bzw. 0,02 m.

Sensitivitätsanalyse

Bei der Variation der Durchlässigkeitsbeiwerte reagiert das Grundwasserströmungsmodell sensitiv. Bei einer Verminderung der Durchlässigkeitsbeiwerte des Modellgebietes reduzierte sich der Grundwasserabstrom auf $700 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, die mittlere Verweilzeit erhöht sich auf 193 Tage. Bei einer Erhöhung der Durchlässigkeitsbeiwerte verringert sich die mittlere Verweilzeit, aufgrund des geringen Volumens des Baggersees, auf 114 Tage.

Das Modell reagiert robust auf die Variation der potentiellen Verdunstung des Sees. Die mittlere Verweilzeit des Seewassers streut zwischen 126 bis 131 Tagen. Die Anpassung an die gemessenen Grund- und Seewasserspiegel zeigte eine Verschlechterung gegenüber dem Ausgangsmodell. Ohne Kolmation stiege der Grundwasserabstrom auf $1.200 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ an, die mittlere Verweilzeit des Seewassers würde sich auf 113 Tage verkürzen. Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse sind in Tab. A15 verzeichnet. In Tab. A16 sind die gemessenen und modellierten Grund- und Seewasserspiegel der einzelnen Modellversionen vermerkt.

Tab. A15: Sensitivitätsanalyse Tillmitsch – Ergebnisteil

Variation der Modellparameter	Ausgangsmodell	Durchlässigkeitsbeiwerte des Modellgebietes Ausgangsmodell = 100%		Niederschlag minus potentieller Verdunstung (Seefläche)		ohne Abdichtung
		-25%	+25%	140 mm a ⁻¹	420 mm a ⁻¹	
normierte Abweichung [%]	1,1	2,4	1,8	1,7	2,1	3,2
Niederschlag minus potentieller Verdunstung (Seefläche) [m ³ d ⁻¹]	45	45	45	23	68	45
Grundwasserabstrom [m ³ d ⁻¹]	985	700	1180	1030	1070	1200
mittlere Verweilzeit Seewasser [d]	137	193	114	131	126	113

Tab. A16: Sensitivitätsanalyse Tillmitsch – modellierte See- und Grundwasserspiegel [m.ü.A.]

Messstelle	gemessen	Ausgangsmodell	Durchlässigkeitsbeiwerte des Modellgebietes Ausgangsmodell = 100%		Niederschlag minus potentieller Verdunstung (Seefläche)		ohne Abdichtung
			-25%	+25%	140 mm a ⁻¹	420 mm a ⁻¹	
Till/Nord	278,27	278,27	278,32	278,29	278,26	278,29	278,22
Till/Ost	278,19	278,19	278,20	278,20	278,18	278,21	278,15
Till/Süd	278,06	278,06	278,11	278,08	278,05	278,08	278,11
Till/See	278,21	278,21	278,20	278,21	278,20	278,23	278,16
Lebring 3788	277,41	277,33	277,34	277,32	277,33	277,33	277,33
Obergralla 3792	277,71	277,73	277,74	277,73	277,74	277,74	277,73

H2.1.3 Zustrom-Bedingungen und mittlere Verweilzeit des Seewassers

Die modellierten Grundwasserisohypsen bei mittlerem Grundwasserspiegel (Abb. A14) zeigen durch die räumlich dicht liegenden Baggerseen eine starke Beeinflussung. Durch den westlich gelegenen Baggersee werden die Grundwasserisohypsen von der Ribterrasse kommend massiv versteilt. Abstromig der Seenkette ist ebenfalls ein erhöhter Gradient festzustellen. Der Einfluss der Trinkwasserförderung aus dem Grundwasserleiter (in der Karte mit Pumpstation vermerkt) bewirkt südöstlich des untersuchten Baggersees eine Absenkung des Grundwasserspiegels.

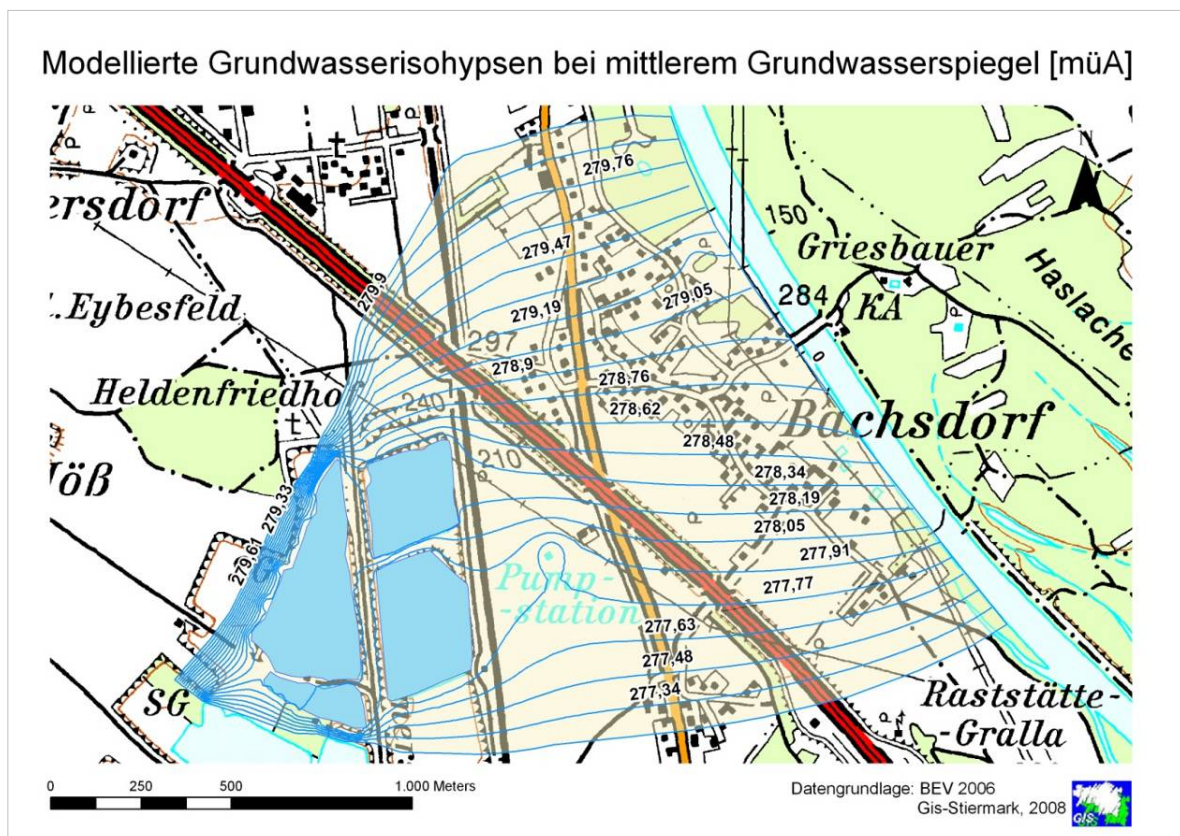


Abb. A14: Modellierte Grundwasserisohypsen bei mittlerem Grundwasserspiegel in Tillmitsch

Der modellierte Grundwasserzustrom in den Baggersee beträgt $940 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, die Differenz zwischen potentieller Verdunstung und Niederschlag beträgt $45 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$. Bei einem Wasservolumen von 135.000 m^3 bei mittlerem Grundwasserspiegel ergibt sich somit eine mittlere Verweilzeit des Seewassers von 137 Tagen.

H2.2. Modellierung der mittleren meteorologischen und hydrologischen Bedingungen des Untersuchungsjahres 2009

Aufbauend auf dem numerische Grundwasserströmungsmodell das in Kapitel H2.1 vorgestellt wurde, werden nachfolgend die angepassten Eingangsparameter für das Bezugsjahr 2009 diskutiert.

H2.2.1 Meteorologische und hydrologische Bedingungen 2009 – Eingangsparameter

Gegenüber den langjährigen mittleren meteorologischen Bedingungen ($N: 920 \text{ mm a}^{-1}$) war das Bezugsjahr 2009 mit 1319 mm a^{-1} niederschlagsreicher (Abb. A15). Insbesondere langanhaltende Niederschläge in den Sommermonaten führten zu einem starken Anstieg des Grundwasserspiegels im Untersuchungsgebiet. Die potentielle Evaporation lag, trotz dem niederschlagsreichen Sommer, mit 733 mm a^{-1} über dem langjährigen Mittel von 640 mm a^{-1} .

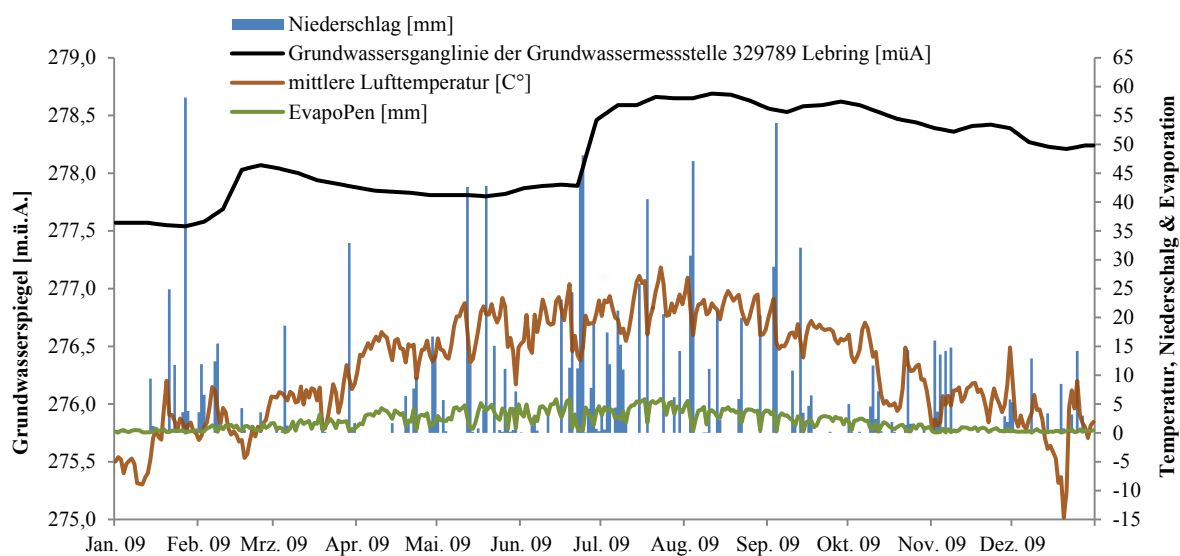


Abb. A15: Meteorologische Daten des Jahres 2009, Untersuchungsgebiet Tillmitsch

Der Stichtag der stationären Modellierung wurde von dem mittleren Grundwasserspiegel der Grundwassermessstelle 329789 Lebring (Bezug: Hydrographischer Dienst Stmk) abgeleitet (Abb. A15). Die für diesen Stichtag ermittelten Grund- und Seewasserspiegel sind zusammen mit den geänderten Eingangsparametern in Tab. A 17 verzeichnet.

Tab. A 17: Eingangsparameter des numerischen Grundwasserströmungsmodells Tillmitsch (Bezugsjahr 2009)

Parameter	
Evaporation_{Pen} [mm a⁻¹]	733
Niederschlag [mm a⁻¹]	1319
Grund- und Seewasserspiegel zum 02.03.2009 [m.ü.A.]	
Till/Nord	278,91
Till/Ost	278,80
Till/Süd	278,64
Till/See	278,81
329789 Lebring	278,14
311266 Obergralla	278,43
Randbedingungen[#] [m.ü.A.]	
nordwestliches Festpotential	280,74
südliches Festpotential	277,90
östliches Festpotential	277,90 – 280,74

[#]) vgl. Kapitel H2.1.1

H2.2.2 Güte der Modellierung

Die normierte Abweichung der gemessenen gegenüber den modellierten Grundwasserspiegeln beträgt 3,8%. Tab. A18 zeigt die Unterschiede zwischen den gemessenen und den modellierten Grundwasserspiegeln der Grundwassermessstellen in Tillmitsch. Die Grundwassermessstelle Till/Süd zeigt eine Abweichung zwischen dem gemessenen gegenüber dem modellierten Wert von 0,18 m und konnte mit dem Modell nicht optimal erfasst werden. Der rasche Anstieg des Grundwasserspiegels im Untersuchungsgebiet zum Zeitpunkt der Modellierung könnte für diese Abweichung verantwortlich sein. Bei den wichtigen Grundwassermessstellen im Nahbereich des Baggersees konnte eine gute Anpassung an die gemessenen Grundwasserspiegel erreicht werden.

Tab. A18: Vergleich der gemessenen gegenüber den modellierten Grundwasserspiegeln der Grundwassermessstellen in Tillmitsch [m.ü.A.]

Messstelle	gemessen	modelliert	Differenz
Till/Nord	278,91	278,90	-0,01
Till/Ost	278,80	278,81	0,01
Till/Süd	278,64	278,82	0,18
Till/See	278,81	278,83	0,02
Lebring 3788	278,14	278,02	-0,12
Obergralla 3792	278,43	278,43	0,00

H2.2.3 Grundwasserbilanz und mittlere Verweilzeit des Seewassers (Bezugsjahr 2009)

Die mittlere Verweilzeit des Seewassers ist gegenüber dem langjährigen Mittel im Bezugsjahr 2009 um ca. 30 Tage geringer (Tab. A19). Der Grundwasserzustrom in den Baggersee erhöhte sich auf ca. $1.175 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$. Der effektive Eintrag durch den Niederschlag erhöhte sich aufgrund der Niederschlagsintensität auf $95 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$.

Tab. A19: Grundwasserbilanz und mittlere Verweilzeit des Seewassers (Bezugsjahr 2009), Tillmitsch

Parameter	
Grundwasserzustrom [$\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$]	1.175
Niederschlag minus mittlere potentielle Evaporation [$\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$]	95
Grundwasserabstrom [$\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$]	1.270
mittlere Verweilzeit des Seewassers [d]	106

H3 Numerisches Grundwasserströmungsmodell Pframa

H3.1.1 Modellierung der langjährigen mittleren meteorologischen und hydrologischen Bedingungen

H3.1.2 Eingangsparmeter

Der Baggersee in Pframa ist nicht bis zum Grundwasserstauer ausgekieselt. Um Zu- und Abflüsse an der Sohle des Baggersees zu erfassen wurde ein dreidimensionales Grundwasserströmungsmodell umgesetzt. Die Randbedingungen wurden aus den Grundwasserisohypsen bei mittlerem Grundwasserspiegel abgeleitet. Diese wurden aus dem numerischen Grundwasserströmungsmodell von Fank et al. (2008) übernommen.

Die in unmittelbarer Nähe zum Baggersee abgeteufte Grundwassermessstellen zeigten im Beobachtungszeitraum die gleiche absolute Höhe des Grundwasserspiegels, ein Gradient im Nahbereich des Sees konnte nicht erfasst werden (Abb. A16). Die Ursache dürfte in der geringen Größe des Baggersees (3,7 ha) und dem geringen Gradienten des unbeeinflussten Grundwassers im Untersuchungsgebiet (ca. 0,3‰) liegen. Die Auskiesung des Baggersees wurde 2008 abgeschlossen, weshalb eine fortgeschrittene Abdichtung gegenüber dem Grundwasser nicht zu erwarten ist.

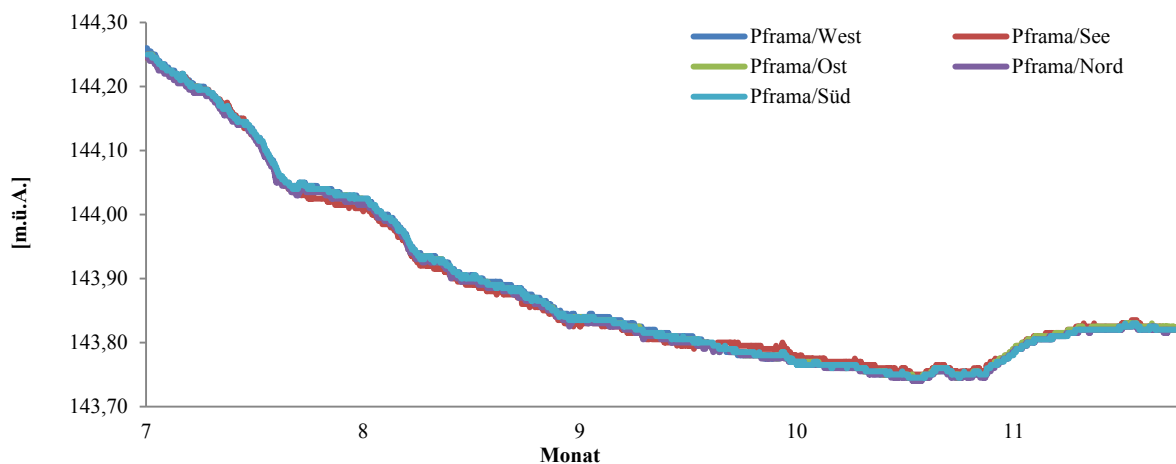


Abb. A16: Ganglinien der Grund- und Seewasserspiegel in Pframa (Juli - Dez.2009), Aufzeichnung mittels Drucksonden

Aufgrund der gleichen Grundwasserspiegel der Grundwassermessstellen im Nahbereich des Baggersees wurde für die Überprüfung der modellierten gegenüber den gemessenen Grundwasserspiegeln der Seewasserspiegel des Baggersees als Referenz angenommen. Das Festpotential der Randbedingungen wurde aus dem Grundwasserströmungsmodell von Fank

et al. (2008) übernommen. Für die westliche Randbedingung beträgt diese 144 m.ü.A. und für die östliche Randbedingung 143 m.ü.A. Im Modellgebiet lag der Grundwasserspiegel Anfang Oktober in etwa im Bereich des mittleren Grundwasserspiegels.

Abb. A17 zeigt die Umsetzung der Randbedingungen und die Lage der Grundwassermessstellen im Untersuchungsgebiet.

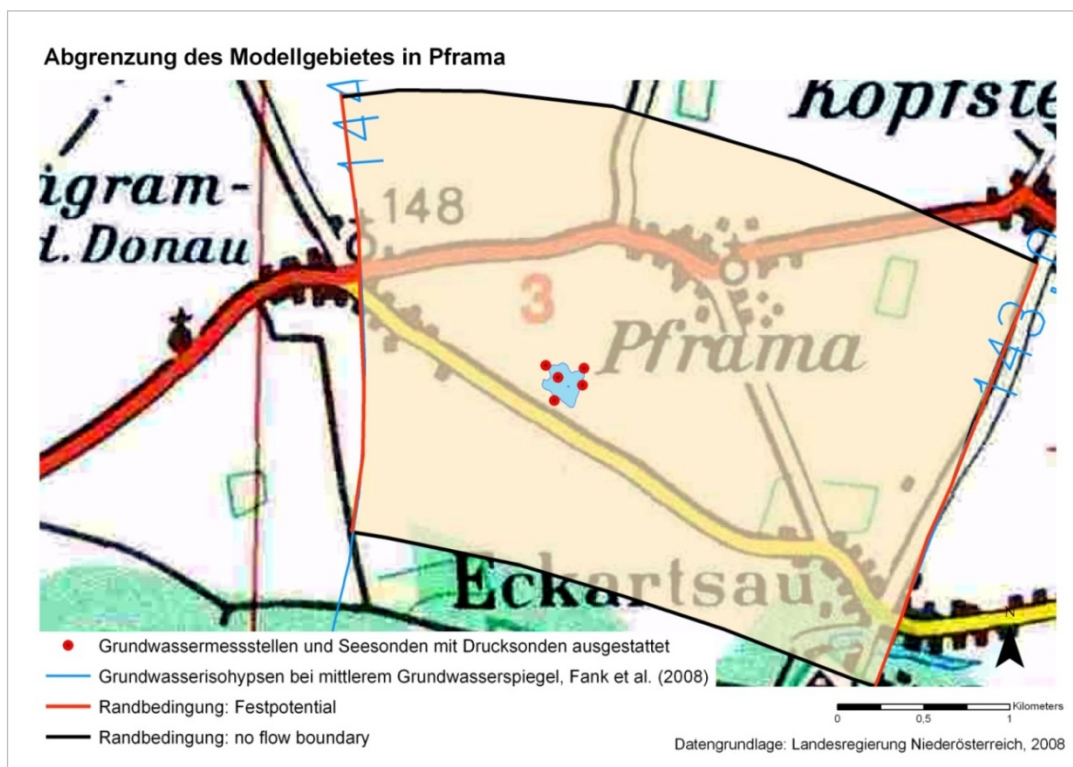


Abb. A17: Abgrenzung des Modellgebietes in Pframa

Aufbau des dreidimensionalen Modells

Um die Morphologie des Baggersees und den mitunter stattfindenden Zustrom an der Sohle zu erfassen wurde ein dreidimensionales Modell mit zwei vertikalen Abschnitten (Layers) und drei Schnitten (Slices) erstellt (Abb. A18). Im ersten Abschnitt wurde die Bathymetrie des Baggersees eingelesen (Slice 2), im zweiten Abschnitt die absolute Höhe des Grundwasserstauers (Slice 3). Die Netzgenerierung erfolgte mit sechsknotigen, triangulären Prismen.

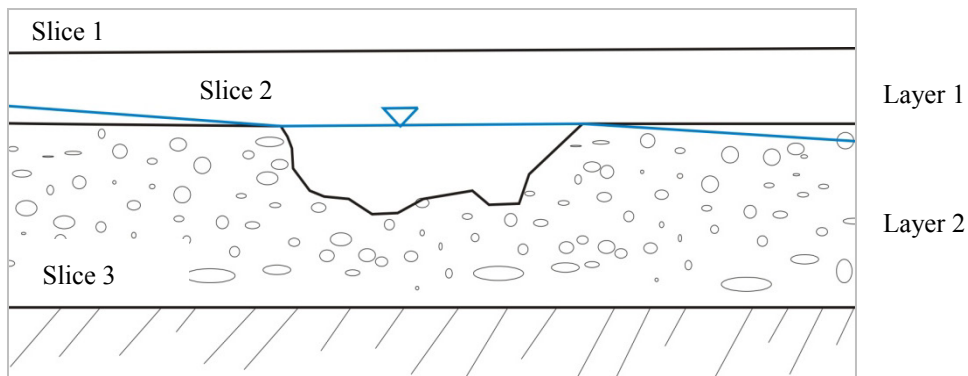


Abb. A18: Aufbau des dreidimensionalen Grundwasserströmungsmodells

Durchlässigkeitsbeiwerte

Die Durchlässigkeitsbeiwerte des Modellgebietes wurden aus dem Grundwasserströmungsmodell von Fank et al. (2008) übernommen ($5 \cdot 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$). Die Bohrprofile, die für das Projekt abgeteufte Grundwassermessstellen zeigten einen homogenen Aufbau des Grundwasserkörpers (Mittelkiese bis Feinkiese).

Grundwasserstauer

Der Grundwasserstauer besteht hauptsächlich aus Mergel und Tonschiefer, bzw. lokalen Tonen. Im nordwestlichen Bereich des Modellgebietes befinden sich die Ausläufer der Obersiebenbrunner-Senke, es kann eine Grundwassermächtigkeit von bis zu 46 m angenommen werden. Nach Südost steigt der Grundwasserstauer an, die Grundwassermächtigkeit beträgt ca. 19 m. Im Nahbereich des untersuchten Baggersees beträgt die Grundwassermächtigkeit ca. 34,5 m (Darsow et al., 2009).

H3.1.2 Güte der Modellierung

Zum Zeitpunkt des Stichtages zeigen die gemessenen gegenüber den modellierten Grundwasserspiegeln eine normierte Abweichung von 2%. Die maximale Abweichung beträgt 0,01 m. Tab. A 20 zeigt die Unterschiede zwischen den modellierten und den gemessenen Grundwasserspiegeln der Grundwassermessstellen. Es konnte eine sehr gute Anpassung des Modells an gemessene Grundwasserspiegel erreicht werden.

Tab. A 20: Vergleich der gemessenen gegenüber den modellierten Grundwasserspiegeln der Grundwassermessstellen in Pframa [m.ü.A.]

Messstelle	gemessen	modelliert	Differenz
Pframa/Nord	143,73	143,72	-0,01
Pframa/Ost	143,73	143,72	-0,01
Pframa/Süd	143,73	143,73	0,00
Pframa West	143,73	143,74	0,01
Pframa/See	143,73	143,73	0,00

Der Seewasserspiegel wurde als Referenzwert verwendet. Die Abweichungen zwischen gemessenen und modellierten Grundwasserspiegel der Grundwassermessstellen streuen um ± 1 cm.

Sensitivitätsanalyse

Das Modell reagiert robust auf die Variation der potentiellen Verdunstung des Sees. Höhere Verdunstungsraten über der Seefläche werden durch verstärkten Zustrom ausgeglichen. Bei der Variation der Durchlässigkeitsbeiwerte des Modellgebietes reagierte das Grundwasserströmungsmodell sensitiv, so steigerte sich der Grundwasserabstrom bei einer Erhöhung der Durchlässigkeitsbeiwerte auf $325 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, die mittlere Verweilzeit verkürzte sich dementsprechend um 128 Tage. Bei einer Verringerung der Durchlässigkeitsbeiwerte des Modellgebietes erhöhte sich die mittlere Verweilzeit des Seewassers auf 930 Tage (2,5 Jahre). Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse sind in Tab. A21 verzeichnet. In Tab. A22 sind die gemessenen und modellierten Grund- und Seewasserspiegel der einzelnen Modellversionen vermerkt.

Tab. A21: Sensitivitätsanalyse Pframa – Ergebnisteil

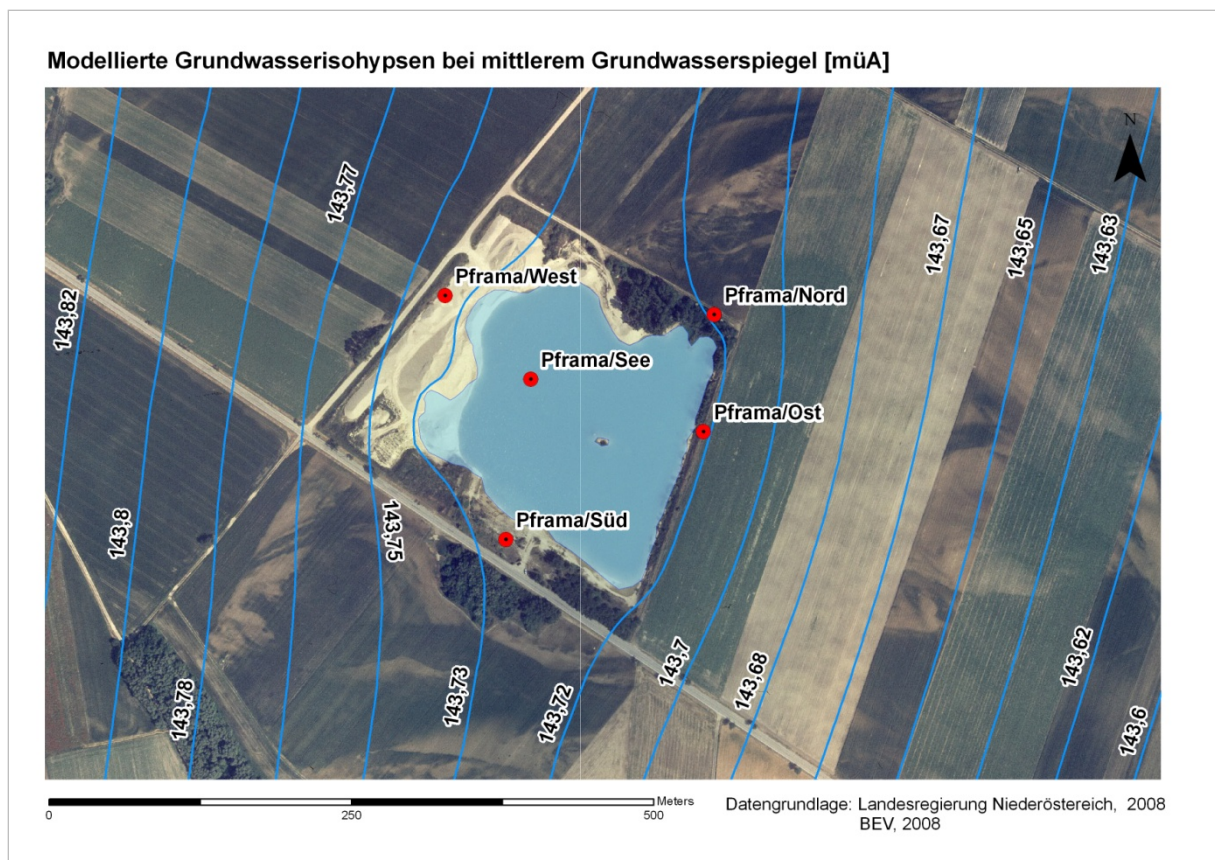
Variation der Modellparameter	Ausgangsmodell	Durchlässigkeitsbeiwerte des Modellgebietes Ausgangsmodell = 100%		Niederschlag minus potentieller Verdunstung (Seefläche)	
		-25%	+25%	0 mm a ⁻¹	-110 mm a ⁻¹
normierte Abweichung [%]	2,0	2,7	4,0	2,0	2,0
Niederschlag minus potentieller Verdunstung (Seefläche) [m ³ d ⁻¹]	-5,7	-5,7	-5,7	0	-11,5
Grundwasserabstrom [m ³ d ⁻¹]	270	215	325	270	270
mittlere Verweilzeit Seewasser [d]	741	930	615	741	741

Tab. A22: Sensitivitätsanalyse Pframa – modellierte See- und Grundwasserspiegel [m.ü.A.]

Messstelle	gemessen	Ausgangsmodell	Durchlässigkeitsbeiwerte des Modellgebietes Ausgangsmodell = 100%		Niederschlag minus potentieller Verdunstung (Seefläche)	
			-25%	25%	0 mm a ⁻¹	-110mm a ⁻¹
Hoer/Süd	143,73	143,72	143,72	143,71	143,72	143,72
Hoer/Ost	143,73	143,72	143,73	143,71	143,72	143,72
Hoer/Nord	143,73	143,73	143,74	143,72	143,73	143,73
Sonde 375656	143,73	143,74	143,75	143,73	143,74	143,74
Sonde 375899	143,73	143,73	143,73	143,72	143,73	143,73

H3.1.3 Zustrom-Bedingungen und mittlere Verweilzeit des Seewassers

Abb. A19 zeigt die modellierten Grundwasserisohypsen im Nahbereich des untersuchten Baggersees in Pframa. Aufgrund des geringen Grundwasserspiegelgefälles im Untersuchungsgebiet (ca. 0,3‰) und dem Fehlen einer ausgeprägten Seenabdichtung gegenüber dem Grundwasserkörper ist die Beeinflussung der Grundwasserisohypsen nicht ausgeprägt.

**Abb. A19:** Modellierte Grundwasserisohypsen bei mittlerem Grundwasserspiegel in Pframa

Der Grundwasserzustrom in den Baggersee beträgt $275 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, die Differenz zwischen potentieller Verdunstung und Niederschlag beträgt ca. $-5,7 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$. Bei einem Wasservolumen von 200.000 m^3 bei mittlerem Grundwasserspiegel ergibt sich eine mittlere Verweilzeit des Seewassers von ca. 740 Tagen (2 Jahre).

H3.2 Modellierung der mittleren meteorologischen und hydrologischen Bedingungen des Untersuchungsjahres 2009

Aufbauend auf dem numerischen Grundwasserströmungsmodell das in Kapitel H3.1 vorgestellt wurde, werden nachfolgend die angepassten Eingangsparameter für das Bezugsjahr 2009 diskutiert.

H3.2.1 Meteorologische und hydrologische Bedingungen 2009 – Eingangsparameter

Im Bezugsjahr 2009 zeigt sich ein dem langjährigen Mittel entsprechender Niederschlag von 559 mm a^{-1} (Abb. A20). Die potentielle Evaporation, berechnet nach Penman, lag mit 793 mm a^{-1} über dem langjährigen Durchschnitt von 630 mm a^{-1} .

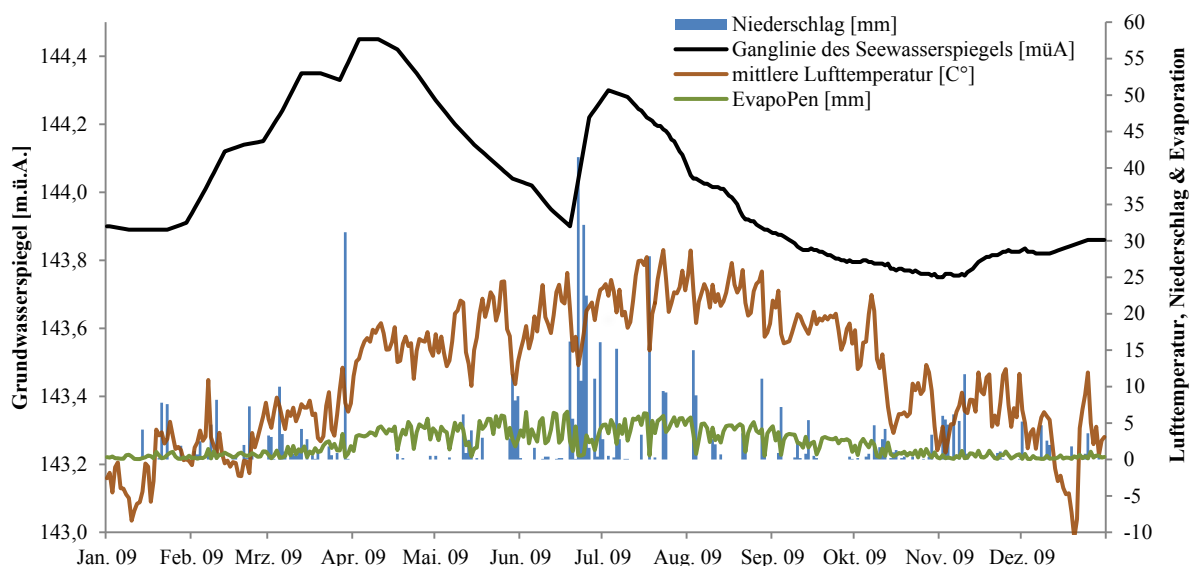


Abb. A20: Meteorologische Daten des Jahres 2009, Untersuchungsgebiet Pframa

Der Stichtag der stationären Modellierung wurde von dem mittleren Seewasserspiegel des Baggersees Pframa abgeleitet (Abb. A20). Die für diesen Stichtag ermittelten Grund- und Seewasserspiegel sind zusammen mit den geänderten Eingangsparametern in Tab. A23

verzeichnet. Aufgrund des Einflusses eines Donauhochwassers zeigt sich in den Frühlingsmonaten ein erhöhter Grundwasserspiegel im Untersuchungsgebiet. Gegenüber dem langjährigen Mittel liegt der Grundwasserspiegel um ca. 0,3 m höher.

Tab. A23: Eingangsparameter des numerischen Grundwasserströmungsmodells Pframa (Bezugsjahr 2009)

Parameter	
	Evaporation_{Pen} [mm a⁻¹]
	793
	Niederschlag [mm a⁻¹]
	559
Grund- und Seewasserspiegel zum 07.08.2009 [m.ü.A.]	
	Pframa/Nord
	144,03
	Pframa/Ost
	144,03
	Pframa/Süd
	144,03
	Pframa/West
	144,03
	Pframa/See
	144,03
Randbedingungen[#] [m.ü.A.]	
	westliches Festpotential
	144,30
	östliches Festpotential
	143,30

[#]) vgl. Kapitel H3.1.1

H3.2.2 Güte der Modellierung

Die normierte Abweichung der gemessenen gegenüber den modellierten Grundwasserspiegeln beträgt 2%. Tab. A24 zeigt die Unterschiede zwischen den gemessenen und den modellierten Grundwasserspiegeln der Grundwassermessstellen in Pframa, es konnte eine gute Anpassung erreicht werden.

Tab. A24: Vergleich der gemessenen gegenüber den modellierten Grundwasserspiegeln der Grundwassermessstellen in Pframa [m.ü.A.]

Messstelle	gemessen	modelliert	Differenz
Pframa/Nord	144,03	144,02	-0,01
Pframa/Ost	144,03	144,02	-0,01
Pframa/Süd	144,03	144,03	0,00
Pframa/West	144,03	144,04	0,01
Pframa/See	144,03	144,03	0,00

H3.2.3 Grundwasserbilanz und mittlere Verweilzeit des Seewassers (Bezugsjahr 2009)

Die mittlere Verweilzeit des Seewassers ist gegenüber dem langjährigen Mittel im Bezugsjahr 2009 um ca. 130 Tage geringer (Tab. A25). Der Grundwasserzustrom in den Baggersee erhöhte sich auf ca. $350 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$. Die Evaporation des Sees übersteigt den Eintrag durch den Niederschlag um $24 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$.

Tab. A25: Grundwasserbilanz und mittlere Verweilzeit des Seewassers (Bezugsjahr 2009), Pframa

Parameter	
Grundwasserzustrom [$\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$]	350
Niederschlag minus mittlere potentielle Evaporation [$\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$]	-24
Grundwasserabstrom [$\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$]	326
mittlere Verweilzeit des Seewassers [a]	1,7

H4 Numerisches Grundwasserströmungsmodell Persenbeug

H4.1 Modellierung der langjährigen mittleren meteorologischen und hydrologischen Bedingungen

H4.1.1 Eingangsparmeter

Die Randbedingungen für die stationäre Modellierung wurden aus den Grundwasserisohypsen bei mittlerem Grundwasserspiegel (Amt der NÖ Landesregierung, 2009) abgeleitet. Die Messungen des Hydrographischen Dienstes NÖ bei der Messstelle „303008, Persenbeug“ konnten aufgrund einer Beschädigung dieser nicht verwendet werden.

Die Ganglinien der in unmittelbarer Nähe zum Baggersee abgeteufte Grundwassermessstellen wiesen Anfang Dezember über einen längeren Zeitraum einen stabilen mittleren Grundwasserspiegel auf (Abb. A21).

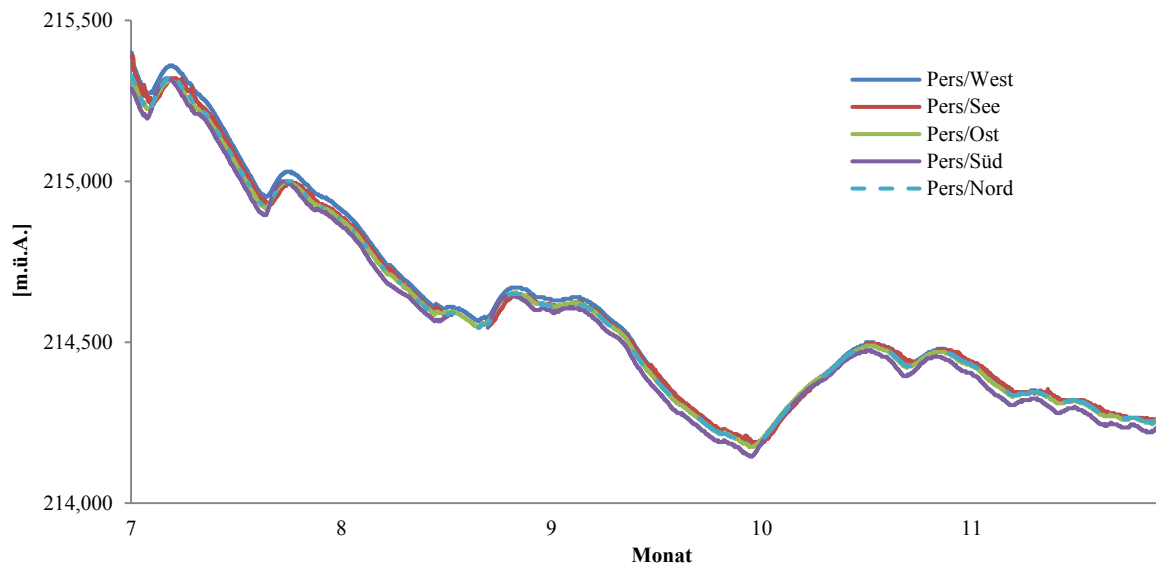


Abb. A21: Ganglinien der Grund- und Seewasserspiegel in Persenbeug (Juli - Dez.2009), Aufzeichnung mittels Drucksonden

Als Stichtag der Modellierung wurde der 05.12.2009 herangezogen (Tab. A26).

Tab. A26: Standrohrspiegelhöhen sowie Seespiegel zum 05.12.2009, Untersuchungsgebiet Persenbeug [m.ü.A.]

Messstelle	Grundwasserspiegel
Pers/Nord	214,27
Pers/Ost	214,26
Pers/Süd	214,24
Pers/West	214,27
Pers/See	214,27

Abb. A22 zeigt die Umsetzung der Randbedingungen und die Lage der Grundwassermessstellen. Das Festpotential, abgeleitet aus den Grundwasserisohypsen bei mittlerem Grundwasserspiegel wurde bei der westlichen Randbedingung mit 214,31 m.ü.A., bei der östlichen mit 214,16 m.ü.A. angesetzt. Das Grundwasserspiegelgefälle beträgt im Untersuchungsgebiet bei mittlerem Grundwasserspiegel ca. 0,2 ‰. An den nordöstlichen Bereich des Modellgebietes (abstromig des Baggersees) grenzt eine aktive Nassbaggerung, nach Auswertung der Orthophotos und Felderhebungen zeigte diese jedoch nicht die in der ÖK 50 verzeichneten Ausmaße.

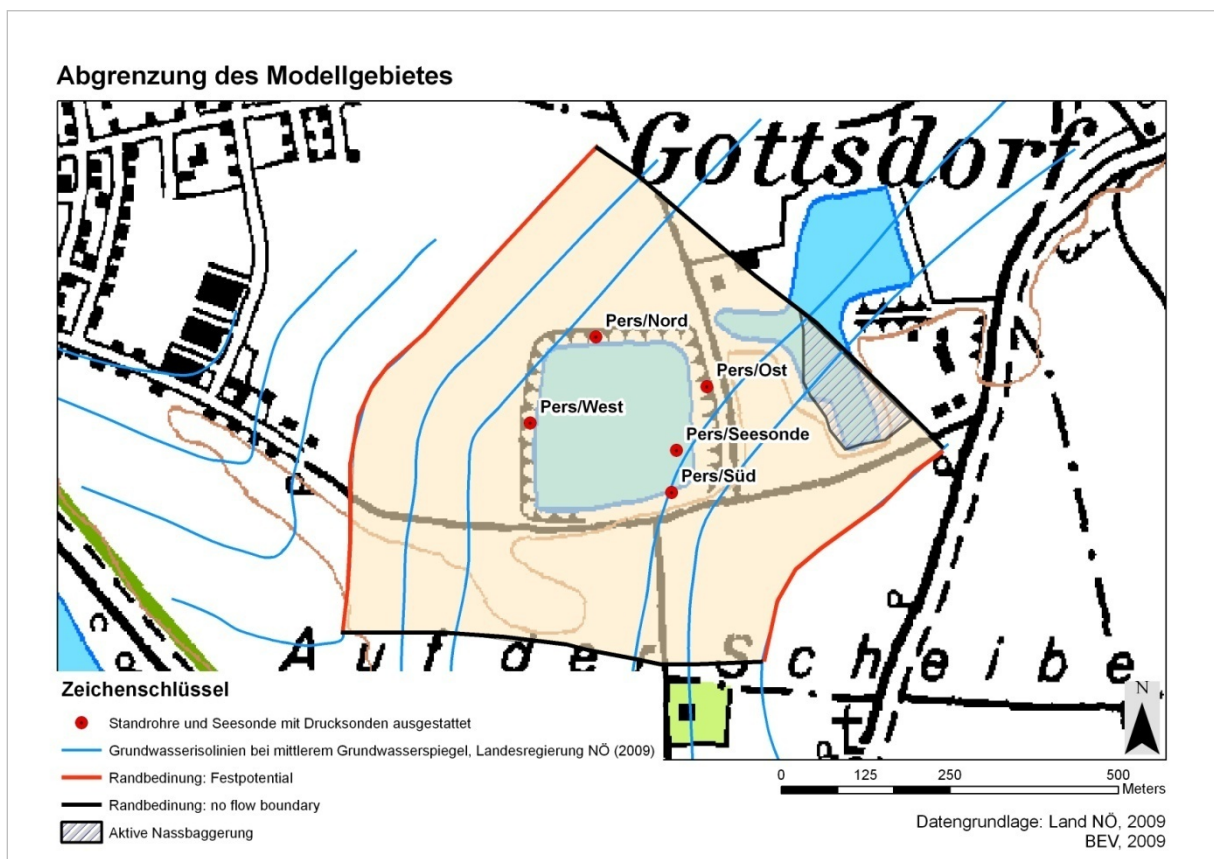


Abb. A22: Abgrenzung des Modellgebietes in Persenbeug

Durchlässigkeitsbeiwerte

Die Durchlässigkeitsbeiwerte betragen im Untersuchungsgebiet im Mittel $5 \cdot 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$ (Scheidleder, 2005). Der Grundwasserleiter zeigte bei den für das Projekt abgeteufte Grundwassersonden einen relativ homogenen Aufbau. Mittelkies bis Feinkies, teilweise grobsandige Linsen, wurde in den Bohrprofilen angesprochen.

Grundwasserstauer

Die absolute Höhe des Grundwasserstauers wurde von den abgeteufte Grundwassermessstellen abgeleitet und mit den Ergebnissen der Tiefenvermessung des Baggersees verschnitten. Die Höhe des Grundwasserstauers wurde gebietseinheitlich mit 205,6 m.ü.A. angenommen.

H4.1.2 Güte der Modellierung

Zum Stichtag der Modellierung konnte eine Übereinstimmung zwischen den gemessenen und den modellierten Grundwasserspiegeln der Grundwassermessstellen erreicht werden (Abb. A23 und Tab. A27).

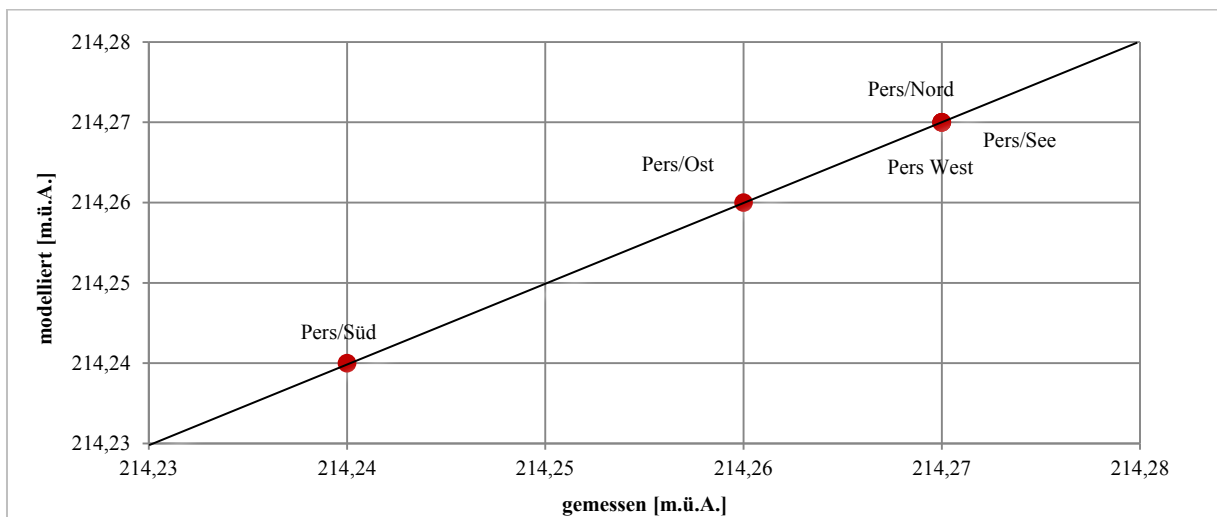


Abb. A23: Vergleich der gemessenen gegenüber den modellierten Grundwasserspiegeln der Grundwassermessstellen in Persenbeug

Tab. A27: Vergleich der gemessenen gegenüber den modellierten Grundwasserspiegeln der Grundwassermessstellen in Persenbeug [m.ü.A.]

	gemessen	modelliert	Differenz
Pers/Nord	214,27	214,27	0,00
Pers/Ost	214,26	214,26	0,00
Pers/Süd	214,24	214,24	0,00
Pers/West	214,27	214,27	0,00
Pers/See	214,27	214,27	0,00

Sensitivitätsanalyse

Das Grundwasserströmungsmodell reagiert robust auf die Erhöhung der potentiellen Verdunstung des Sees. Durch die unvollständige Anpassung der modellierten an die gemessenen Grundwasserspiegel der Grundwassermessstellen im Nahbereich des Baggersees (normierte Abweichung 5,7%) kann der erhöhte Grundwasserabstrom bei dieser Modellsimulation erklärt werden. Bei einer Verringerung der potentiellen Verdunstung des Sees erhöht sich der Grundwasserabstrom auf $350 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, die mittlere Verweilzeit des Seewassers verringert sich auf ca. 970 Tage.

Bei einer Erhöhung der Durchlässigkeitsbeiwerte reagiert das Modell sensitiv, die mittlere Verweilzeit des Seewassers verringerte sich auf ca. 900 Tage. Die Anpassung der modellierten an die gemessenen Grundwasserspiegel der Grundwassermessstellen konnte nicht erreicht werden. Bei einer Verringerung der Durchlässigkeitsbeiwerte konnte die Anpassung an die gemessenen Grundwasserspiegel erreicht werden, der Grundwasserabstrom reduzierte sich auf $250 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$.

Insgesamt streut die mittlere Verweilzeit des Seewassers bei der für das Grundwasserströmungsmodell durchgeführten Sensitivitätsanalyse zwischen 2,4 – 3,7 Jahren. Ohne eine abdichtende Schicht stiege der Grundwasserabstrom auf ca. $520 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, die mittlere Verweilzeit des Seewassers betrüge ca. 1,8 Jahre.

Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse sind in Tab. A28 verzeichnet. In Tab. A29 sind die gemessenen und modellierten Grund- und Seewasserspiegel der einzelnen Modellversionen vermerkt.

Tab. A28: Sensitivitätsanalyse Persenbeug – Ergebnisteil

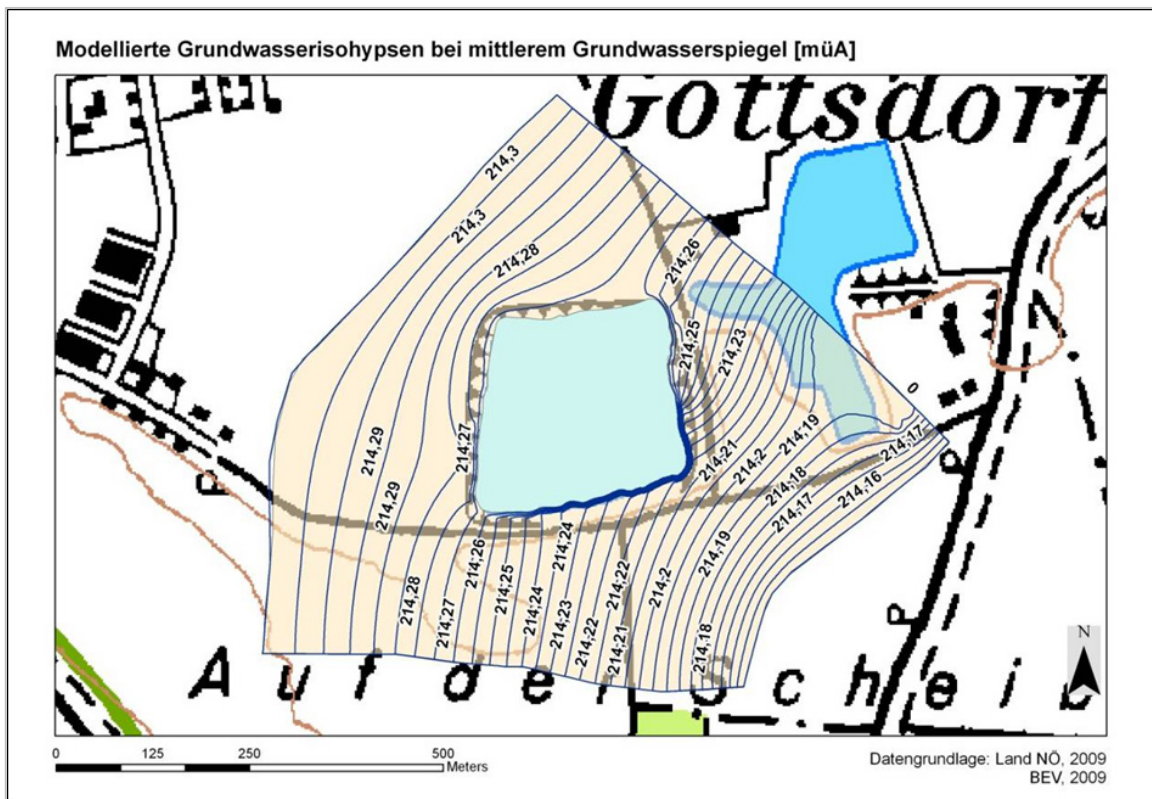
Variation der Modellparameter	Ausgangsmodell	Durchlässigkeitsbeiwerte des Modellgebietes Ausgangsmodell = 100%		Niederschlag minus potentieller Verdunstung (Seefläche)		ohne Abdichtung
		-25%	+25%	90 mm a ⁻¹	270 mm a ⁻¹	
normierte Abweichung [%]	0,00	0,00	4,00	4,00	1,00	5,00
Niederschlag minus potentieller Verdunstung (Seefläche) [m ³ d ⁻¹]	30	30	30	15	45	30
Grundwasserabstrom [m ³ d ⁻¹]	305	250	390	310	350	520
mittlere Verweilzeit Seewasser [d]	1108	1352	867	1090	966	650

Tab. A29: Sensitivitätsanalyse Persenbeug – modellierte See- und Grundwasserspiegel [m.ü.A.]

Messstelle	gemessen	Ausgangsmodell	Durchlässigkeitsbeiwerte des Modellgebietes Ausgangsmodell = 100%		Niederschlag minus potentieller Verdunstung (Seefläche)		ohne Abdichtung
			-25%	25%	90 mm a ⁻¹	270 mm a ⁻¹	
Pers/Nord	214,27	214,27	214,27	214,26	214,26	214,27	214,26
Pers/Ost	214,26	214,26	214,26	214,25	214,25	214,26	214,25
Pers/Süd	214,24	214,24	214,24	214,24	214,24	214,25	214,25
Pers/West	214,27	214,27	214,27	214,26	214,26	214,27	214,26
Pers/See	214,27	214,27	214,27	214,26	214,26	214,27	214,26

H4.1.3 Zustrom-Bedingungen und mittlere Verweilzeit des Seewassers

Die Grundwasserisohypsen bei mittlerem Grundwasserspiegel (Abb. A24) zeigten südöstlich, abstromig des Baggersees, ein erhöhtes Grundwasserspiegelgefälle. Dieses ist höchstwahrscheinlich auf die fortgeschrittene Abdichtung gegenüber dem Grundwasserleiter zurückzuführen, in anstromigen Bereichen ist keine Abdichtung erfassbar.

**Abb. A24:** Modellierte Grundwasserisohypsen bei mittlerem Grundwasserspiegel in Persenbeug

Der Grundwasserzustrom in den Baggersee beträgt $275 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, die Differenz zwischen der potentiellen Verdunstung und dem Niederschlag über der Seefläche beträgt $30 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$. Bei einem Wasservolumen von 338.000 m^3 bei mittlerem Grundwasserspiegel ergibt sich eine mittlere Verweilzeit des Seewassers von ca. 1.100 Tagen (3 Jahre).

H4.2 Modellierung der mittleren meteorologischen und hydrologischen Bedingungen des Untersuchungsjahres 2009

Aufbauend auf dem numerischen Grundwasserströmungsmodell das in Kapitel H4.1 vorgestellt wurde, werden nachfolgend die angepassten Eingangsparameter für das Bezugsjahr 2009 diskutiert.

H4.2.1 Meteorologische und hydrologische Bedingungen 2009– Eingangsparameter

Gegenüber den langjährigen mittleren meteorologischen Bedingungen (810 mm a^{-1}) war das Bezugsjahr 2009 mit 1047 mm a^{-1} niederschlagsreicher (Abb. A25). Insbesondere langanhaltende Niederschläge im Monat März, aber auch den Sommermonaten führten zu einem starken Anstieg des Grundwasserspiegels im Untersuchungsgebiet. Die potentielle Evaporation lag geringfügig über dem langjährigen Mittel von 630 mm a^{-1} (vgl. Tab. A30).

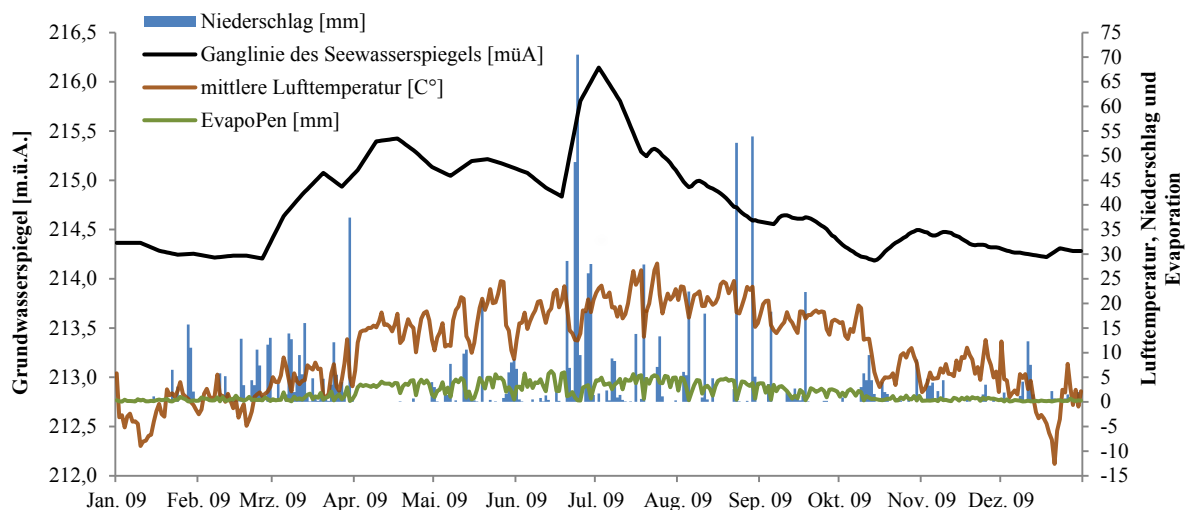


Abb. A25: Meteorologische Daten des Jahres 2009, Untersuchungsgebiet Persenbeug

Der Stichtag der stationären Modellierung wurde von dem mittleren Seewasserspiegel des Baggersees Persenbeug abgeleitet (Abb. A25). Die für diesen Stichtag ermittelten Grund- und Seewasserspiegel sind zusammen mit den Eingangsparametern in Tab. A30 verzeichnet.

Tab. A30: Eingangsparameter des numerischen Grundwasserströmungsmodells Persenbeug (Bezugsjahr 2009)

Parameter	
	Evaporation_{Pen} [mm a⁻¹] 696
	Niederschlag [mm a⁻¹] 1047
Grund- und Seewasserspiegel zum 21.08.2009 [m.ü.A.]	
	Pers/Nord 214,75
	Pers/Ost 214,75
	Pers/Süd 214,73
	Pers/West 214,78
	Pers/See 214,76
Randbedingungen[#] [m.ü.A.]	
	westliches Festpotential 214,86
	östliches Festpotential 214,60

[#]) vgl. Kapitel H4.1.1

H4.2.2 Güte der Modellierung

Die normierte Abweichung der gemessenen gegenüber den modellierten Grundwasserspiegeln beträgt am Stichtag 3%. Tab. A31 zeigt die Unterschiede zwischen den gemessenen und den modellierten Grundwasserspiegeln der Grundwassermessstellen in Persenbeug. Der Grundwasserspiegel der Messstelle Pers/ Süd zeigt eine Abweichung von 0,02 m, die weiteren Grundwassermessstellen konnten gut nachgebildet werden. (vgl. Kapitel H4.1.2).

Tab. A31: Vergleich der gemessenen gegenüber den modellierten Grundwasserspiegeln der Grundwassermessstellen in Persenbeug [m.ü.A.]

Messstelle	gemessen	modelliert	Differenz
Pers/Nord	214,75	214,76	0,01
Pers/Ost	214,75	214,75	0,00
Pers/Süd	214,73	214,75	0,02
Pers/West	214,78	214,78	0,00
Pers/See	214,76	214,76	0,00

H4.2.3 Grundwasserbilanz und mittlere Verweilzeit des Seewassers (Bezugsjahr 2009)

Die mittlere Verweilzeit des Seewassers ist gegenüber dem langjährigen Mittel im Bezugsjahr 2009 aufgrund des niederschlagsreichen Sommers und dem Einfluss des Donauhochwassers um ca. 1,4 Jahre geringer (Tab. A32). Der Grundwasserzustrom in den Baggersee verdoppelte sich auf ca. $740 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$. Der effektive Eintrag durch den Niederschlag erhöhte sich aufgrund der Niederschlagsintensität auf $58 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$.

Tab. A32: Grundwasserbilanz und mittlere Verweilzeit des Seewassers (Bezugsjahr 2009), Persenbeug

Parameter	
Grundwasserzustrom [$\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$]	743
Niederschlag minus mittlere potentielle Evaporation [$\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$]	58
Grundwasserabstrom [$\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$]	801
mittlere Verweilzeit des Seewassers [a]	1,2

H5 Numerisches Grundwasserströmungsmodell Grafenwörth

H5.1 Modellierung der langjährigen mittleren meteorologischen und hydrologischen Bedingungen

H5.1.1 Eingangsparmeter

Die Randbedingungen für die stationäre Modellierung wurden aus den Grundwasserisohypsen bei mittlerem Grundwasserspiegel (Grundwasserströmungsmodell „Kremser Bucht“, Fank et al., 2002) abgeleitet. Zwei Messstellen des Hydrographischen Dienstes NÖ (337022 Kamp; 303172 Jettsdorf) waren für die Erfassung des Stichtages und der Grundwasserspiegel des Festpotentials im Modellgebiet vorhanden (Tab. A33).

Tab. A33: Standrohrspiegelhöhe der Grundwassermessstellen des hydrographischen Dienstes NÖ im Untersuchungsgebiet Grafenwörth [m.ü.A.], Bezug: Hydrographischer Dienst Niederösterreich, 2010

Datum	337022 Kamp	Datum	337022 Kamp	Datum	303172 Jettsdorf	Datum	303172 Jettsdorf
03.01.2009	187,22	04.07.2009	187,71	08.02.2009	187,14	23.08.2009	187,66
10.01.2009	187,21	11.07.2009	187,76	15.02.2009	187,14	30.08.2009	187,64
17.01.2009	187,21	18.07.2009	187,8	22.02.2009	187,15	06.09.2009	187,57
24.01.2009	187,22	25.07.2009	187,84	01.03.2009	187,19	13.09.2009	187,54
31.01.2009	187,22	01.08.2009	187,88	08.03.2009	187,21	20.09.2009	187,52
07.02.2009	187,23	08.08.2009	187,93	15.03.2009	187,27	27.09.2009	187,51
14.02.2009	187,25	15.08.2009	187,95	22.03.2009	187,47	04.10.2009	187,44
21.02.2009	187,26	22.08.2009	187,96	29.03.2009	187,48	11.10.2009	187,39
28.02.2009	187,27	29.08.2009	187,96	05.04.2009	187,63	18.10.2009	187,4
07.03.2009	187,28	05.09.2009	187,96	12.04.2009	187,66	25.10.2009	187,36
09.03.2009	187,26	12.09.2009	187,96	19.04.2009	187,59	01.11.2009	187,36
12.03.2009	187,28	19.09.2009	187,96	26.04.2009	187,54	05.11.2009	187,36
14.03.2009	187,29	26.09.2009	187,95	03.05.2009	187,54	08.11.2009	187,35
21.03.2009	187,33	03.10.2009	187,94	10.05.2009	187,47	15.11.2009	187,34
28.03.2009	187,35	10.10.2009	187,92	17.05.2009	187,35	22.11.2009	187,34
04.04.2009	187,39	17.10.2009	187,9	24.05.2009	187,33	29.11.2009	187,33
11.04.2009	187,43	24.10.2009	187,89	31.05.2009	187,29	06.12.2009	187,33
18.04.2009	187,46	31.10.2009	187,88	07.06.2009	187,27	13.12.2009	187,32
25.04.2009	187,48	05.11.2009	187,86	14.06.2009	187,25	20.12.2009	187,31
02.05.2009	187,49	07.11.2009	187,87	21.06.2009	187,3	27.12.2009	187,33
09.05.2009	187,5	14.11.2009	187,87	28.06.2009	187,92	03.01.2010	187,36
16.05.2009	187,51	21.11.2009	187,86	05.07.2009	188,01		
23.05.2009	187,53	28.11.2009	187,85	12.07.2009	188,04		
30.05.2009	187,54	05.12.2009	187,84	19.07.2009	187,97		
06.06.2009	187,54	12.12.2009	187,82	26.07.2009	187,86		
13.06.2009	187,54	19.12.2009	187,81	02.08.2009	187,73		
20.06.2009	187,54	26.12.2009	187,8	09.08.2009	187,8		
27.06.2009	187,62	02.01.2010	187,79	16.08.2009	187,76		

Als Stichtag der Modellierung wurde der 15.06.2009 ausgewählt. Zu diesem Zeitpunkt war die für die Aufbereitung der Sande und Kiese notwendige Grundwasserförderung seit vier Tagen nicht aktiv und es herrschte ein stabiler mittlerer Grundwasserspiegel im Untersuchungsgebiet vor (Abb. A26 und Tab. A33).

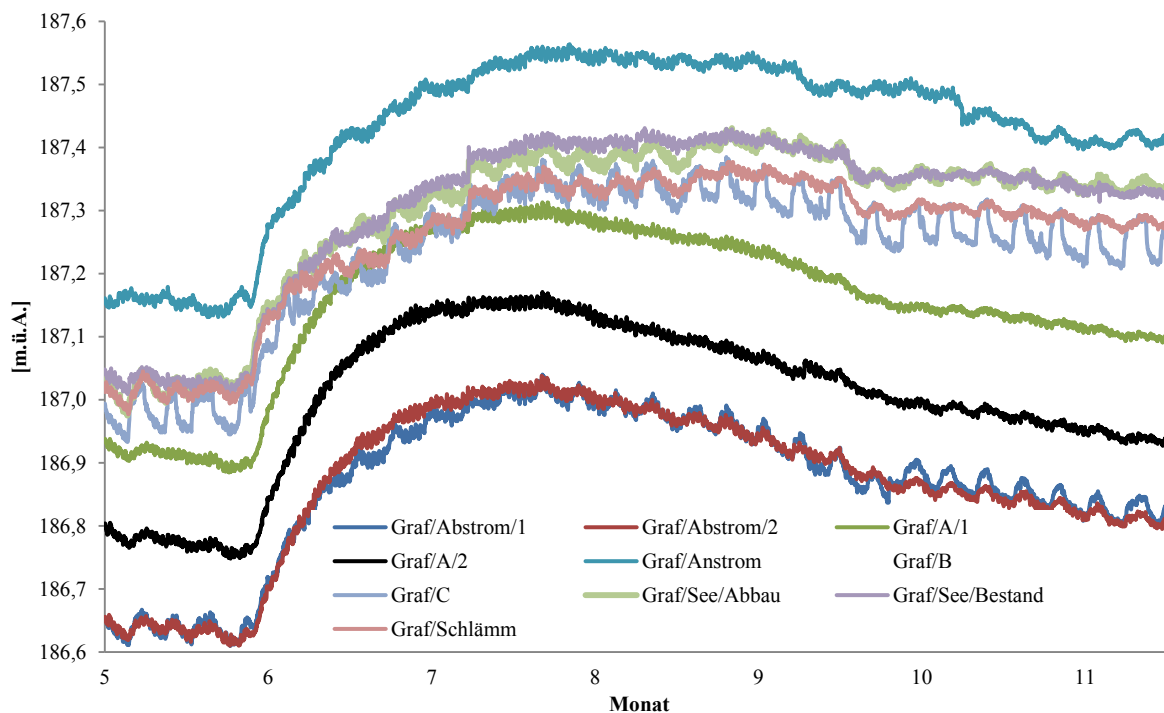


Abb. A26: Ganglinien der Grund- und Seewasserspiegel in Grafenwörth (Mai - Dez.2009), Aufzeichnung mittels Drucksonden

Die in unmittelbarer Nähe zum Baggersee abgeteufte Grundwassermessstellen zeigten am 15.06.2009 Uhr nachfolgenden Grundwasserspiegel (Tab. A34).

Tab. A34: Standrohrspiegelhöhen sowie Seespiegel zum 15.06.2009, Untersuchungsgebiet Grafenwörth [m.ü.A.]

Messstelle	Grundwasserspiegel
Graf/Anstrom	187,14
Graf/C	187,01
Graf/B	186,97
Graf/A1	186,91
Graf/A2	186,78
Graf/Abstrom 1	186,66
Graf/Abstrom 2	186,64
Graf/See/Abbau	187,04
Graf/See/Bestand	187,03
Graf/Schlamm	187,03
Kamp	187,54
Jettsdorf	187,25

In einer zweiten Modellversion wurde das Grundwassersystem bei eingeschalteter Grundwasserförderung nachgebildet. Über das Betriebsjahr (16.02.2009 – 04.12.2009) wurden laut Werkswasseruhr (Tab. A35) ca. 85.000 m³ Grundwasser gefördert und wieder

versickert. Das entspricht einer durchschnittlichen Förderung von ca. 300 m³ pro Tag (inklusive werksfreier Tage). Diese durchschnittliche Förderleistung wurde für das Modell übernommen.

Tab. A35: Grundwasserförderung für die Sand und Kieswäsche in Grafenwörth

Zeitraum	Förderung [m ³]	Durchschnitt pro Tag [m ³]
16.02.2009 – 06.04.2009	14142	295
06.04.2009 – 03.06.2009	16520	285
03.06.2009 – 24.07.2009	16588	325
24.07.2009 – 11.09.2009	14264	291
11.09.2009 – 29.10.2009	14916	311
29.10.2009 – 04.12.2009	8510	236

Bezug: Cemex Austria AG, 2009

Nach Tillmanns und Hoffmann (2007) weisen die bei Nassabgrabungsverfahren gewonnenen Kiese und Sande durchschnittliche 5% Haftwasser sowohl vor, als auch nach der Kieswäsche auf. Dementsprechend wird die für die Kieswäsche eingesetzte Wassermenge im Schlammbecken annähernd ohne Verluste wieder versickert. Ausgenommen sind jene Mengen die im Zuge des Aufbereitungsprozesses bereits dem Grundwasser durch Versickerung zufließen, bzw. verdunsten. Da konkrete Zahlen im Rahmen dieses Projektes nicht erhoben werden konnten wurde in der Modellumsetzung die entnommene Wassermenge wieder im Schlammbecken versickert.

Abb. A27 zeigt die Umsetzung der Randbedingungen und die Lage der Grundwassermessstellen. Aus dem zweijährigen Mittelwert der Grundwasserspiegel der Messstellen (337022 Kamp; 303172 Jettsdorf) wurde im westlichen Bereich dem Festpotential ein Grundwasserspiegel von 187,7 m.ü.A. und im östlichen Bereich von 185,5 m.ü.A. zugewiesen.

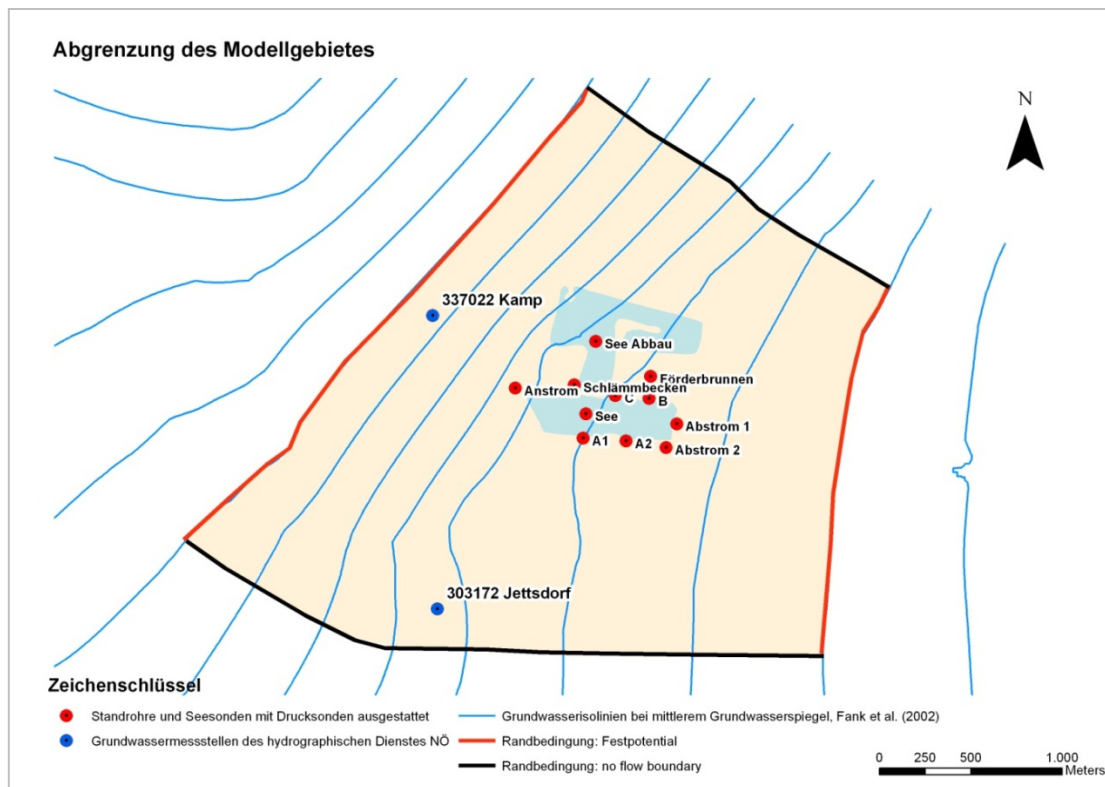


Abb. A27: Abgrenzung des Modellgebietes in Grafenwörth

Durchlässigkeitsbeiwerte

Der Durchlässigkeitsbeiwert für den Grundwasserleiter im Untersuchungsgebiet wird nach Schuch (1973, in Meyer 1997) mit $5 \cdot 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$ angegeben. Die Auswertung der Bohrprofile der für das Projekt abgeteufte Grundwassermessstellen zeigte einen homogenen Aufbau des Grundwasserleiters mit Feinkies bis Mittelkies. Vereinzelt konnten im Bohrprofil Stein- und Sandlagen erfasst werden. Der Durchlässigkeitsbeiwert für das Versickerungsbecken wurde aufgrund des hohen Feinkornanteiles des Kieswaschwassers mit 10^{-6} m s^{-1} abgeschätzt.

Grundwasserstauer

Die Angaben über die Tiefenlage und Verbreitung des Grundwasserstauers wurde vom Land Niederösterreich bezogen (Grundwasserströmungsmodell „Kremser Bucht“, Fank et al., 2002). Der Grundwasserstauer fällt von Nord 180,5 m.ü.A. nach Süd 174,5 m.ü.A., bzw. Südost 178 m.ü.A. ab.

H5.1.2 Güte der Modellierung

Zum Zeitpunkt des Stichtages zeigen die gemessenen gegenüber den modellierten Grundwasserspiegeln eine normierte Abweichung von 0,5%. Abb. A28 und Tab. A36 zeigen die Unterschiede zwischen den gemessenen und den modellierten Grundwasserspiegeln der Grundwassermessstellen in Grafenwörth.

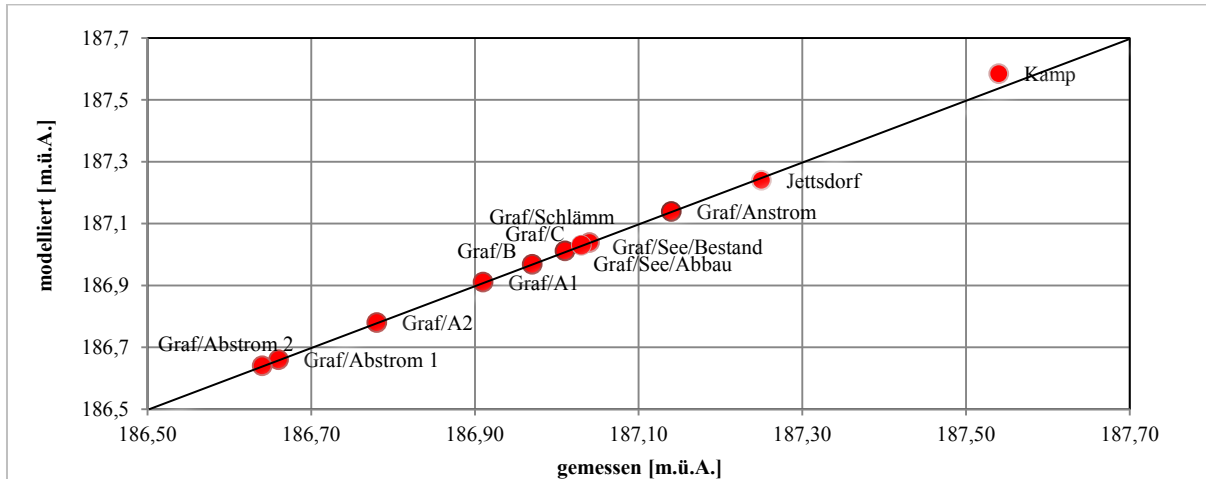


Abb. A28: Vergleich der gemessenen gegenüber den modellierten Grundwasserspiegeln der Grundwassermessstellen in Grafenwörth

Tab. A36: Vergleich der gemessenen gegenüber den modellierten Grundwasserspiegeln der Grundwassermessstellen in Grafenwörth [m.ü.A.]

Messstelle	gemessen	modelliert	Differenz
Graf/Anstrom	187,14	187,14	0,00
Graf/C	187,01	187,01	0,00
Graf/B	186,97	186,97	0,00
Graf/A1	186,91	186,91	0,00
Graf/A2	186,78	186,78	0,00
Graf/Abstrom 1	186,66	186,66	0,00
Graf/Abstrom 2	186,64	186,64	0,00
Graf/See/Abbau	187,04	187,04	0,00
Graf/See/Bestand	187,03	187,03	0,00
Graf/Schlamm	187,03	187,03	0,00
337022 Kamp	187,54	187,58	0,04
303172 Jettendorf	187,25	187,24	-0,01

Die Anpassung der gemessenen gegenüber den modellierten Grundwasserspiegeln zeigt eine gute Übereinstimmung. Die Grundwasserspiegel der Grundwassermessstellen im Nahbereich

des Baggersees konnten nachgebildet werden. Eine geringe Abweichung ist bei den Grundwassermessstellen 337022 Kamp und 303172 Jettsdorf zu verzeichnen.

Sensitivitätsanalyse

Bei der Variation der Durchlässigkeitsbeiwerte des Modellgebietes reagierte das Grundwasserströmungsmodell sensitiv. Die mittlere Verweilzeit des Seewassers erhöht sich bei der Variation um $\pm 25\%$ auf 3 Jahre, bzw. reduziert sich auf 1,8 Jahre (Tab. A37). Die Abweichung zwischen gemessenen und modellierten Grundwasserspiegeln der Grundwassermessstellen zeigt jeweils eine schlechtere Anpassung.

Das Modell reagiert robust auf die Variation der potentiellen Verdunstung des Sees. Unterschiedliche potentielle Verdunstungen werden über den Grundwasserzufluss ausgeglichen, der Grundwasserabstrom ändert sich kaum.

Ohne Kolmation stiege der Grundwasserabstrom auf $2.880 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ an, die mittlere Verweilzeit des Seewassers betrüge ca. 1 Jahr.

Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse sind in Tab. A37 verzeichnet. In Tab. A38 sind die gemessenen und modellierten Grund- und Seewasserspiegel der einzelnen Modellversionen vermerkt.

Tab. A37: Sensitivitätsanalyse Grafenwörth – Ergebnisteil

Variation der Modellparameter	Ausgangsmodell	Durchlässigkeitsbeiwerte des Modellgebietes Ausgangsmodell = 100%		Niederschlag minus potentieller Verdunstung (Seefläche)		ohne Abdichtung
		-25%	+25%	0 mm a ⁻¹	-190 mm a ⁻¹	
normierte Abweichung [%]	0,5	0,6	1,6	0,5	0,7	10,0
Niederschlag minus potentieller Verdunstung (Seefläche) [m ³ d ⁻¹]	-43	-43	-43	0	-85	-43
Grundwasserabstrom [m ³ d ⁻¹]	1330	970	1650	1335	1315	2880
mittlere Verweilzeit Seewasser [d]	795	1090	641	792	804	367

Tab. A38: Sensitivitätsanalyse Grafenwörth – modellierte See- und Grundwasserspiegel [m.ü.A.]

Messstelle	gemessen	Ausgangsmodell	Durchlässigkeitsbeiwerte des Modellgebietes Ausgangsmodell = 100%		Niederschlag minus potentieller Verdunstung (Seefläche)		ohne Abdichtung
			-25%	25%	0 mm a ⁻¹	-190 mm a ⁻¹	
Graf/Anstrom	187,14	187,14	187,14	187,13	187,14	187,14	187,07
Graf/C	187,01	187,01	187,01	187,00	187,01	187,01	186,94
Graf/B	186,97	186,97	186,97	186,96	186,97	186,96	186,93
Graf/A1	186,91	186,91	186,91	186,92	186,91	186,91	186,93
Graf/A2	186,78	186,78	186,78	186,79	186,78	186,78	186,92
Graf/Abstrom 1	186,66	186,66	186,66	186,67	186,66	186,66	186,89
Graf/Abstrom 2	186,64	186,64	186,64	186,65	186,64	186,64	186,85
Graf/See/Abbau	187,04	187,04	187,04	187,03	187,04	187,03	186,97
Graf/See/Bestand	187,03	187,03	187,03	187,03	187,03	187,03	187,03
Graf/Schlamm	187,03	187,03	187,04	187,02	187,03	187,03	186,96
337022 Kamp	187,54	187,58	187,58	187,58	187,58	187,58	187,57
303172 Jettsdorf	187,25	187,24	187,24	187,23	187,24	187,24	187,24

H5.1.3 Zustrom-Bedingungen und mittlere Verweilzeit des Seewassers

Die Grundwasserisohypsen bei mittlerem Grundwasserspiegel (Abb. A29) zeigen eine Verteilung des Grundwasserspiegelgefälles abstromig des Baggersees, anstromig ist dies in geringerem Maße festzustellen. Die Gleichgewichtslinie des untersuchten Baggersees wird durch die Beeinflussung der aktiven Nassbaggerung in südliche Richtung gedreht.

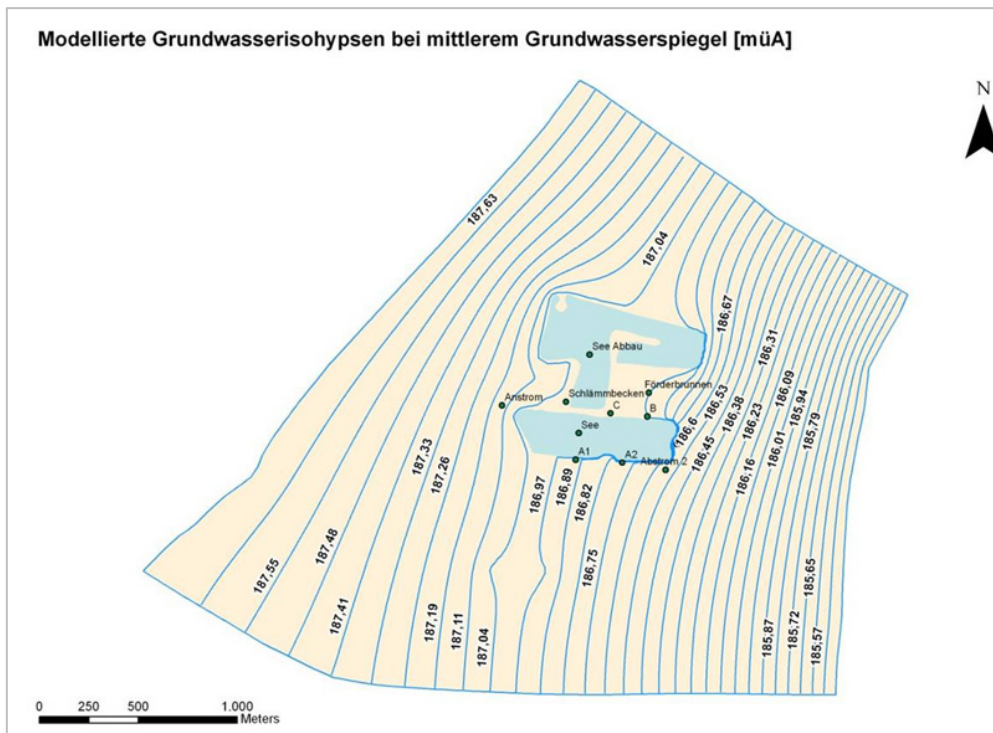


Abb. A29: Modellierte Grundwasserisohypsen bei mittlerem Grundwasserspiegel [m.ü.A.] in Grafenwörth

Der aus dem Grundwasserspiegelgefälle abgeleitete Grundwasserzustrom zum See beträgt ca. $1.373 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, die Differenz zwischen potentieller Verdunstung und Niederschlag über der Wasserfläche beträgt $-43 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$. Bei einem Wasservolumen von $1.057.000 \text{ m}^3$ ergibt sich eine mittlere Verweilzeit des Seewassers von ca. 2,2 Jahren. $17 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ strömen von dem sich in Abbau befindlichen Baggersee dem Untersuchungssee zu.

H5.1.4 Modellierung der Zustrom-Bedingungen bei Werksbetrieb (Kieswäsche)

Die durchschnittliche Grundwasserfördermenge beträgt, in der Betriebszeit von Mitte Februar bis Mitte Dezember, ca. $300 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$. Die entnommene Grundwassermenge wird im Schlammbecken, nordwestlich des Baggersees, nach der Kieswäsche wieder versickert. In der stationären Modellumsetzung wird dieser Durchschnittswert verwendet um die Auswirkungen auf die mittlere Verweilzeit des Seewassers zu erfassen. Abb. A30 zeigt die Grundwasserisohypsen und die Stromlinienbahnen (Einzugsgebiet des Förderbrunnen) bei einer Grundwasserförderung von $300 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$. Die Stromlinienbahnen zeigen, dass das Einzugsgebiet vorwiegend im Bereich der aktiven Nassbaggerung liegt. Durch die Absenkung des Grundwasserspiegels im Umfeld der Grundwasserförderung und dem dadurch einhergehenden steileren Grundwassergradienten erhöht sich der Abstrom aus dem Baggersee. Die mittlere Verweilzeit des Seewassers verkürzt sich dadurch auf 742 Tage, der Grundwasserabstrom steigt auf $1425 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$.

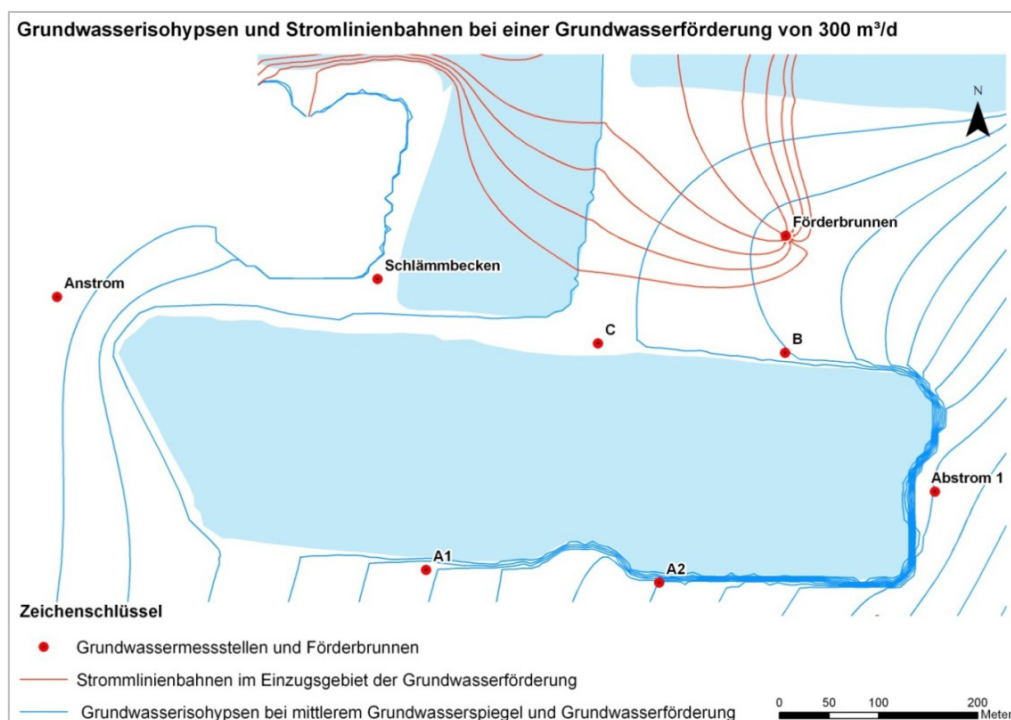


Abb. A30: Grundwasserisohypsen und Stromlinienbahnen bei einer Grundwasserförderung von $300 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ in Grafenwörth

Mittlere Verweilzeit des Seewassers unter Berücksichtigung der Grundwasserförderung

Während der aktiven Abbauphase beträgt der Grundwasserabstrom aus dem Baggersee $1425 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, in der betriebsfreien Zeit (ca. 2 Wintermonate) reduziert sich dieser auf $1330 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$. Die berechnete mittlere Verweilzeit des Seewassers beträgt demnach ca. 750 Tage. Modelliert wurde die Verweilzeit bei einer gemittelten Grundwasserentnahme. Tab. A39 zeigt die bei unterschiedlichen Förderraten modellierte Verweilzeit des Seewassers unter Berücksichtigung der betriebsfreien Zeit.

Tab. A39: Mittlere Verweilzeit des Seewassers bei unterschiedlicher Grundwasserförderung

Grundwasserförderung [$\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$]	0	300	150	500
Grundwasserabstrom aus See [$\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$]	1330	1425	1365	1480
mittlere Verweilzeit Seewasser [d]	795	742	774	714
mittlere Verweilzeit des Seewassers unter Berücksichtigung der betriebsfreien Zeit [d]	795	751	778	728

Zusammengefasst betrachtet zeigt sich, dass der Einfluss auf die Verweilzeit des Seewassers, verursacht durch unterschiedliche Grundwasserförderungen, vernachlässigbar ist. Die bei der Sensitivitätsanalyse durchgeführte Variation der Durchlässigkeitsbeiwerte wies einen bedeutend größeren Einfluss auf die mittlere Verweilzeit des Seewassers auf.

H5.2 Modellierung der mittleren meteorologischen und hydrologischen Bedingungen des Untersuchungsjahres 2009

Aufbauend auf dem numerischen Grundwasserströmungsmodell das in Kapitel H5.1 vorgestellt wurde, werden nachfolgend die angepassten Eingangsparameter für das Bezugsjahr 2009 diskutiert.

H5.2.1 Meteorologische und hydrologische Bedingungen 2009 – Eingangsparameter

Gegenüber den langjährigen mittleren meteorologischen Bedingungen (530 mm a^{-1}) war das Bezugsjahr 2009 mit 686 mm a^{-1} niederschlagsreicher (Abb. A31). Insbesondere Niederschläge in den Sommermonaten führten zu einem Anstieg des Grundwasserspiegels im Untersuchungsgebiet. Die potentielle Evaporation lag geringfügig über dem langjährigen Mittel von 625 mm a^{-1} .

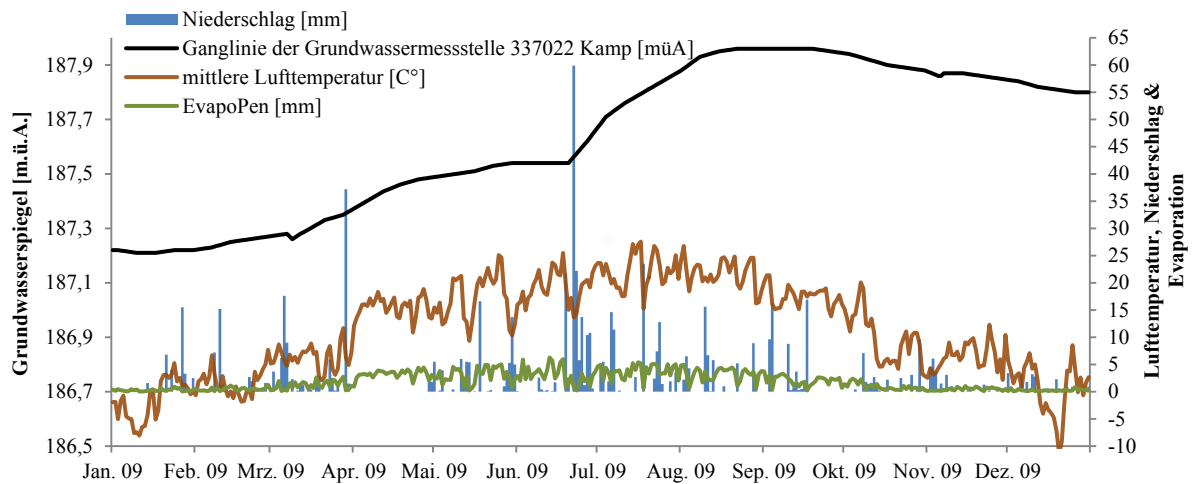


Abb. A31: Meteorologische Daten des Jahres 2009, Untersuchungsgebiet Grafenwörth

Der Stichtag der stationären Modellierung wurde von dem mittleren Grundwasserspiegel der Grundwassermessstelle 337022 Kamp (Bezug: Hydrographischer Dienst NÖ) abgeleitet (Abb. A31). Die für diesen Stichtag ermittelten Grundwasserspiegel der Grundwassermessstellen sind zusammen mit den geänderten Eingangsparametern in Tab. A40 verzeichnet.

Tab. A40: Eingangsparameter des numerischen Grundwasserströmungsmodells Hörsching (Bezugsjahr 2009)

Parameter	
	Evaporation _{Pen} [mm a ⁻¹] 672
	Niederschlag [mm a ⁻¹] 686
Grund- und Seewasserspiegel zum 28.06.2009 [m.ü.A.]	
	Graf/Anstrom 187,29
	Graf/C 187,13
	Graf/B 187,09
	Graf/A1 187,03
	Graf/A2 186,88
	Graf/Abstrom 1 186,75
	Graf/Abstrom 2 186,74
	Graf/See/Abbau 187,21
	Graf/See/Bestand 187,21
	Graf/Schlamm 187,15
	337022 Kamp 187,63
	303172 Jettsdorf 187,92
Randbedingungen[#] [m.ü.A.]	
	westliches Festpotential 187,83
	östliches Festpotential 185,55
	Grundwasserförderung [m³ d⁻¹] 300

[#]) vgl. Kapitel H5.1.1

H5.2.2 Güte der Modellierung

Die normierte Abweichung der gemessenen gegenüber den modellierten Grundwasserspiegeln beträgt 7,6%. Tab. A41 zeigt die Unterschiede zwischen den gemessenen und den modellierten Grundwasserspiegeln der Grundwassermessstellen in Grafenwörth. Es konnte eine gute Anpassung an die gemessenen Grundwasserspiegel im Nahbereich des Baggersees erreicht werden. Die Grundwassermessstelle 303172 Jettsdorf zeigt hingegen eine Abweichung von -0,54 m, diese Abweichung dürfte auf den Einfluss des Kamphochwassers zurückzuführen sein. (vgl. Kapitel H5.1.2).

Tab. A41: Vergleich der gemessenen gegenüber den modellierten Grundwasserspiegeln der Grundwassermessstellen in Grafenwörth [m.ü.A.]

Messstelle	gemessen	modelliert	Differenz
Graf/Anstrom	187,29	187,28	-0,01
Graf/C	187,13	187,13	0,00
Graf/B	187,09	187,08	-0,01
Graf/A1	187,03	187,03	0,00
Graf/A2	186,88	186,89	0,01
Graf/Abstrom 1	186,75	186,76	0,01
Graf/Abstrom 2	186,74	186,74	0,00
Graf/See/Abbau	187,21	187,16	0,00
Graf/See/Bestand	187,21	187,16	0,01
Graf/Schlamm	187,15	187,17	0,02
337022 Kamp	187,63	187,75	0,12
303172 Jettsdorf	187,92	187,38	-0,54

H5.2.3 Grundwasserbilanz und mittlere Verweilzeit des Seewassers (Bezugsjahr 2009)

Die mittlere Verweilzeit des Seewassers ist gegenüber dem langjährigen Mittel im Bezugsjahr 2009 um ca. 130 Tage geringer (Tab. A42). Der Grundwasserzustrom in den Baggersee erhöhte sich auf ca. $1570 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$. Der effektive Eintrag durch den Niederschlag beträgt ca. $6 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$.

Tab. A42: Grundwasserbilanz und mittlere Verweilzeit des Seewassers (Bezugsjahr 2009), Grafenwörth

Parameter	
Grundwasserzustrom [$\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$]	1574
Niederschlag minus mittlere potentielle Evaporation [$\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$]	6
Grundwasserabstrom [$\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$]	1580
mittlere Verweilzeit des Seewassers [a]	1,8

H6 Literatur Grundwassermodellierung

- Amt der NÖ Landesregierung GW-AW. Grundwasserisohypsen Ybbser Scheibe - digitaler Datensatz, 2009.
- Amt der OÖ Landesregierung W, Grund- und Trinkwasserwirtschaft. Kiesleitplan Oberösterreich - Zentralraum, 2004.
- Amt der OÖ Landesregierung W, Grund- und Trinkwasserwirtschaft.
Grundwasserschichtenplan Welser Heide, Stand: Dez. 2006, digitaler Datensatz, 2009.
- Darsow A, Schafmeister MT, Hofmann T. An arcgis® approach to include tectonic structures in point data regionalization. Ground Water 2009; 47: 591-597.
- Fank J, Rock G, Dalla-Via A, Harum T, Ortner G, Poltning W. Grundwassermodell "Kremser Bucht" Endbericht. - Unveröff. Bericht, Inst. f. Hydrologie und Geothermie JOANNEUM RESEARCH, Graz, 2002, pp. 156.
- Fank J, Rock G, Dalla-Via A, Poltning W, Draxler M, Plieschnegger M.
Grundwasserströmungsmodell Marchfeld. Studie im Auftrag der Niederösterreichischen Landesregierung, St. Pölten, unveröffentlichter Bericht, 2008, pp. 117.
- Fank J, Rock G, Partl P, Weisse T, FIGL M, LUGER M, et al. Erfassung des gegenwärtigen Zustandes und Prognose zukünftiger Entwicklungen der Baggerseen im Westlichen Leibnitzer Feld aus hydrologischer, limnologischer und fischereibiologischer Sicht unter Berücksichtigung möglicher nachhaltiger aber auch ökonomischer Nachnutzungsformen. Studie im Auftrag der steiermärkischen Landesregierung (Hrsg.), 2005, pp. 237.
- Gruppe Umwelt und Technik. Wasserwerk Scharlinz - Ausweisung von Schutzzonen, Hydrogeologische Untersuchungen - Darstellung von Gefährdungspotentialen. Studie im Auftrag der Luinz Service GmbH, unveröffentlichter Bericht., 2005.
- Meyer J. Erweiterung und Sanierung einer Nassbaggerung in der KG Grafenwörth - Hydrogeologisches Gutachten. Unveröffentlichtes Gutachten 1997.
- Scheidleder A, Eisenkölb, G., Vincze, G., Lindinger, H., Humer, F., Schramm, C., Stadler, C. Ergebnisbericht - Bestandsaufnahme gemäß Artikel 3 und 5 WRRL, Erstellung von Karten, Tabellen und Texten., Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Sektion VII/1 2005: 27.
- Tillmanns W, Hoffmann R. Erfahrungen zu Untersuchungen über Auswirkungen des im Rahmen der Kieswäsche entnommenen und wieder eingeleiteten Wassers auf die Eigenschaften von Abgrabungsgewässer. Gesteins-Perspektiven 2007; 5: 26 - 30.

Christian Müllegger

E-Mail: christian.muellegger@gmail.com

Curriculum Vitae

Mag. Christian Müllegger

Ausbildung

2008 – 2013: Doktorat am Department für Umweltgeowissenschaften (Universität Wien)

2003 – 2008: Diplomstudium Physische Geographie (Universität Wien)

Diplomarbeit: Numerische Modellierung des Stickstofftransportes im Grundwasserleiter Marchfeld, NÖ

Publikationen (peer-reviewed)

Muellegger C, Weilhartner A, Battin TJ, Hofmann T. Positive and negative impacts of five Austrian gravel pit lakes on groundwater quality. *Science of the Total Environment* 2013; 443: 14-23.

Weilhartner A, Muellegger C, Kainz M, Mathieu F, Hofmann T, Battin TJ. Gravel pit lake ecosystems reduce nitrate and phosphate concentrations in the outflowing groundwater. *Science of the Total Environment* 2012; 420: 222-228.

Präsentationen

15. Steine- und Erdenseminar – Genehmigungsverfahren für die Betriebe der Steine- und Erdenindustrie, 27.-28. Nov. 2012, Ostfildern/ Baden-Württemberg

Wasser 2012 – Jahrestagung der Wasserchemischen Gesellschaft (Fachgruppe in der Gesellschaft Deutscher Chemiker e.V.), 14.-16. Mai 2012, Neu-Ulm/Bayern

Seminar: „Einfluss von Nassbaggerungen auf die Oberflächen- und Grundwasserqualität – Präsentation der Studie“, Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband, 19. Jänner 2012, St. Pölten/Niederösterreich

Österreichische Wasserwirtschaftstagung 2011, St. Pölten/Niederösterreich

NÖ-Geotage „Gefahr – Wasser – Versorgung“, 29.-30. September 2011, Schloss Haindorf bei Langenlois/Niederösterreich

Projekte

Interdisziplinäres Projekt in Zusammenarbeit mit dem WasserKluster Lunz: "Einfluss von Nassbaggerungen auf die Ober- und Grundwasserqualität"

Projekt im Auftrag eines großen Trinkwasserversorgers in Deutschland: "Erfassung möglicher Belastungsquellen im Einzugsgebiet einer durch Uferfiltration beeinflussten Grundwasserförderung"

Relevante Berufspraktika

Bohrtätigkeiten für geomorphologische Untersuchungen in der Schwäbischen Alb, Universität Wien (Holzelfingen, 12. 2007)

Lehrpraktikum bei den Wiener Wasserwerken, MA 31 (Wien, 07. 2007)

Aufnahmen von Bodenprofilen, Geo Risk – Ingenieurgesellschaft für Altlasten- und Risikomanagement GmbH (Linz, 09. 2006)

Freilegen von Fundgegenständen und Vermessungstätigkeiten, Naturhistorisches Museum Wien (Stillfried – Grub, 08. 2006)

Gletschervermessung und Ablationspegel setzen, ZAMG (Wien, 07. - 08. 2005)

Laborerfahrung

Laboraufbau zur Messung der stabilen Wasserisotope $\delta^{18}\text{O}$ und $\delta^2\text{H}$ mittels Cavity Ring-Down Spectroscopy (Picarro L2120-i),

Kationen/ Anionenaalytik (Ionenchromatographie, Photometrie)

Grundwassermodellierung

Numerische Modellierung von Grundwassersystemen, insbesondere Uferfiltration, Grundwasser- Oberflächenwasser-Interaktion, Stofftransport

Felderfahrung

Abteufung und Vermessung von Grundwassermessstellen, Ansprache und Probenahme von Sedimentkernen, Probenahme von Grund- und Oberflächenwasser, Methodenentwicklung im Bereich der Grundwasserprobenahme, Organisation und Durchführung von Feldkampagnen

Lehrtätigkeit

Dozent für ein jährlich stattfindendes angewandtes Gelände- und Laborpraktikum, Betreuung von Bachelor- und Masterarbeiten

Weitere Qualifikationen

Fremdsprachen: Englisch

EDV-Kenntnisse: ArcGIS, ArcView, Feflow, Modflow, PHREEQC, SPSS Statistics, SigmaPlot, CorelDraw, TYPO3, EndNote

Führerschein: Klasse B, B+E

Interessen

Theater, Literatur, Natur, sportliche Aktivitäten
