



Wasser
Cluster
Lunz



universität
wien

Abschlussbericht

Einfluss von Nassbaggerungen auf die Oberflächen- und Grundwasserqualität

Auftragnehmer:

Universität Wien, Department für Umweltgeowissenschaften
Univ.-Prof. Dr. Thilo **Hofmann** und Mag. Christian **Müllegger**

in Zusammenarbeit mit:

WasserKluster Lunz – Biologische Station GmbH

BERG (Biofilm and Ecosystem Research Group)
Univ.-Prof. Dr. Tom J. **Battin**, Mag. Andreas **Weilhartner**

LIPTOX (Lipid and Toxicology Research Group)
Priv. Doz. Dr. Martin **Kainz**, Francine **Mathieu**, MSc

Wien, November 2011



vienna university
environmental geosciences

Auftraggeber:



Forum mineralische Rohstoffe im
Fachverband der Stein- & keramischen
Industrie



Land Niederösterreich, Amt der NÖ
Landesregierung, Abteilung Wasserwirtschaft



Land Oberösterreich, Amt der OÖ
Landesregierung, Direktion Umwelt und
Wasserwirtschaft, Abteilung Grund- und
Trinkwasserwirtschaft



Land Steiermark, Amt der STMK
Landesregierung, Fachabteilung 19A –
Wasserwirtschaftliche Planung und
Siedlungswasserwirtschaft



lebensministerium.at

mit finanzieller Beteiligung des
Bundesministeriums für Land- und
Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft

Steuerungsgruppe:

- Mag. Dr. Michael **Ferstl** (Land Steiermark, Amt der STMK Landesregierung, Fachabteilung 19A – Wasserwirtschaftliche Planung und Siedlungswasserwirtschaft)
- Mag. Dr. Robert **Holsteiner** (Bundesministerium für Wirtschaft, Familie und Jugend, Sektion/Abteilung: IV/7)
- Mag.^a Ursula **Huber-Wilhelm** (Forum mineralische Rohstoffe im Fachverband der Stein- & keramischen Industrie)
- HR Dipl.-Ing. Ludwig **Lutz** (Land Niederösterreich, Amt der NÖ Landesregierung, Abteilung Wasserwirtschaft)
- Dr. Wolfgang **Mörth** (Forum mineralische Rohstoffe im Fachverband der Stein- & keramischen Industrie)
- Dipl.-Ing. Alfred **Nadlinger** (Land Oberösterreich, Amt der OÖ Landesregierung, Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung Grund- und Trinkwasserwirtschaft),
- MR Dipl.-Ing. Michael **Samek** (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft - Abteilung VII/4)
- MR Dipl.-Ing. Dr. Otto **Vollhofer** (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft - Abteilung VII/4)
- Dipl.-Ing. Bernd **Wanivenhaus** (Forum mineralische Rohstoffe im Fachverband der Stein- & keramischen Industrie)
- Mag. Robert J. **Wasserbacher** (Forum mineralische Rohstoffe im Fachverband der Stein- & keramischen Industrie)
- Univ.-Prof. Dr. Leopold **Weber** (Bundesministerium für Wirtschaft, Familie und Jugend, Sektion/Abteilung: IV/7)

Ausführliche Zusammenfassung

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 des Projekts 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. Eine Abschätzung des Verhaltens ausgewählter organischer Schadstoffe wurde auf Basis einer Literaturlauswertung vorgenommen.

Grundlagen

Durch Nassbaggerungen werden die Grundwasserverhältnisse im Umfeld des Baggersees verändert. Das Grundwasserspiegelgefälle versteilt sich an- und abstromig des Sees, die Grundwasserneubildungsrate wird verändert, sowie die Grundwasserströmung im Umfeld des Baggersees beeinflusst. Zusätzlich wird die Grundwassertemperatur abstromig des Baggersees deutlich verändert. Im Verlauf der Alterung eines Baggersees kommt es zu einer natürlichen Abdichtung des Sees gegenüber dem Grundwasserleiter.

Durch die Stoffumsätze im Baggersee sowie an den Grenzflächen des Baggersees werden Nährstoffe und redoxensitive Parameter im Grundwasserabstrom im Vergleich zum Zustrom verändert. Diese Reaktionen werden vorwiegend durch mikrobielle Gemeinschaften verursacht, welche die Grenzflächen besiedeln, sowie durch Mikroorganismen und höhere Organismen im See. Der gelöste organische Kohlenstoff ist hierbei die primäre Energiequelle für diese Reaktionen. Seesedimente können eine Quelle oder Senke für Nährstoffe und Schadstoffe sein. Durch die Untersuchung von Sedimentkernen kann man Einblicke in die Historie dieser Stoffumsätze bekommen.

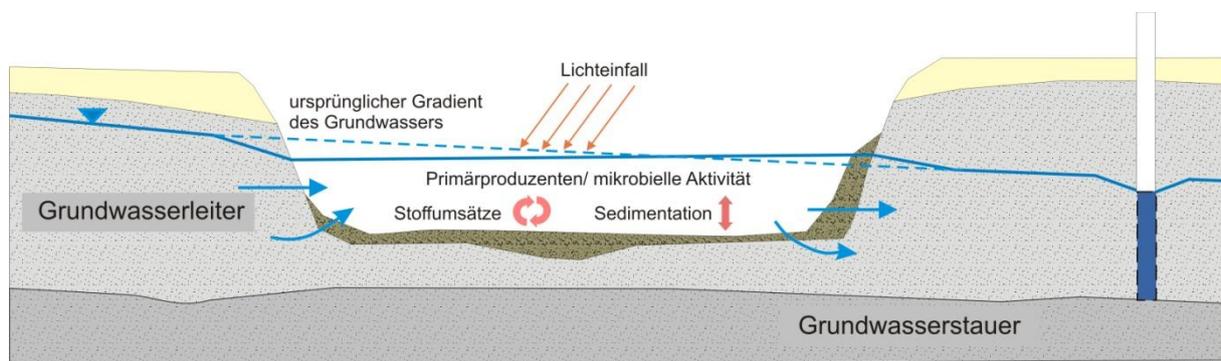


Abb. 1: System Baggersee

Untersuchungsobjekte und Vorgehensweise

Für diese Studie wurden Baggerseen ausgewählt, die nur extensiv genutzt wurden, die über keinen Oberflächenzufluss verfügten, nicht im Einzugsgebiet von Altlasten lagen, keinem Hochwassereinfluss unterlagen sowie nicht teilverfüllt waren. Es wurden 29 Seen auf Basis der zur Verfügung gestellten Daten ausgewertet und davon 12 Seen vor Ort besichtigt. Aus diesen wurden zusammen mit den Auftraggebern fünf Baggerseen für die Untersuchung ausgewählt. Die untersuchten Baggerseen befinden sich in Tillmitsch (Steiermark), Hörsching (Oberösterreich), Grafenwörth, Persenbeug und Pframa (Niederösterreich).

Die untersuchten Baggerseen wiesen eine Größe von 3,8 bis 16,4 ha 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. Dadurch konnten sowohl größen- als auch altersspezifische Einflüsse der Baggerseen auf die Grundwasserqualität untersucht werden. Bei allen Seen wurden zusätzliche Grundwassermessstellen eingerichtet und eine Bathymetrie durchgeführt.

In den Wasserproben der Baggerseen sowie den der Grundwassermessstellen wurden neben den physikalisch-chemischen Summenparametern die Hauptanionen und Hauptkationen, Schwermetalle, Nährstoffe und Mikrocytin zu vier Zeitpunkten (April, Juli, September, Dezember 2009) gemessen. Im Seewasser wurden außerdem Seebiota in verschiedenen Größenklassen, Chlorophyll-a und mehrfach ungesättigte Fettsäuren untersucht. An den Grenzflächen der Seen wurden der Metabolismus von Biofilmen, das physiologische Profil der mikrobiellen Gemeinschaften sowie die mikrobielle Abundanz bestimmt. Zusätzlich wurden in den Seesedimenten Schwermetalle und Biomarker untersucht.

Um die Einflüsse von Nassbaggerungen auf die Grundwasserqualität auf Basis der Ergebnisse bereits publizierter Studien auszuwerten wurde eine datenbankgestützte Metaanalyse durchgeführt. Das Ziel der Metaanalyse war es, einen detaillierten Einblick in existierende Studien zu erhalten und die Ergebnisse dieser Studien wissenschaftlich strukturiert auszuwerten. Insgesamt wurden 128 Studien, die den Auswahlkriterien der untersuchten Baggerseen weitgehend entsprachen, in die Metadatenbank aufgenommen und analysiert.

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.

Einfluss der Baggerseen auf die Hydrochemie und auf die Ökologie

Der Abbau organischen Materials an der Grenzfläche zwischen See und Grundwasser (Seesediment) bewirkt eine Sauerstoffzehrung. Diese Sauerstoffzehrung ist unabhängig vom Alter des Baggersees in den abstromigen Grundwassermessstellen beobachtet worden. Durch die CO_2 -Aufnahme der Primärproduzenten bei der Photosynthese kommt es zu einer Erhöhung des pH-Wertes im Seewasser, die gedämpft in den abstromigen Grundwassermessstellen weiterverfolgt werden kann. Durch die biogene Erhöhung des pH-Wertes werden Carbonate ausgefällt. Die Ausfällung von Carbonaten und die biogene Aufnahme von

Calcium und Magnesium führen zu einer Verminderung der Calcium-, Magnesium-, sowie Hydrogencarbonatkonzentration im Seewasser und im abstromigen Grundwasser. Die elektrische Leitfähigkeit nimmt, vorwiegend durch die biogene Entkalkung und den Nährstoffrückhalt im See, ab. Die jahreszeitlich bedingten Schwankungen der Seewassertemperatur können, je nach Fließrate des Grundwassers, zeitverzögert und gedämpft im Grundwasserabstrom beobachtet werden. Es konnte kein gerichteter Einfluss auf die Konzentrationen der Kationen Natrium und Kalium sowie der Anionen Sulfat und Chlorid festgestellt werden. Die beobachteten hydrochemischen Veränderungen haben keinen negativen Einfluss auf die Grundwasserqualität. Die Veränderung der Grundwassertemperatur im Abstrom eines Baggersees kann die mikrobielle Aktivität verändern.

Es konnte ebenfalls kein Einfluss der Baggerseen auf die Konzentration der Schwermetalle Cadmium, Zink, Chrom, Kupfer, Nickel, Blei und Aluminium im Abstrom der Seen festgestellt werden. Eine Erhöhung der Eisen- und Mangankonzentration war in abstromigen Grundwassermessstellen feststellbar wenn anoxische Bedingungen vorlagen und resultiert aus der Lösung von geogenen Eisen- und Manganoxiden aus dem Sediment des Grundwasserleiters, bzw. aus dem durchströmten Seesediment der Unterwasserböschungen.

In den untersuchten Baggerseen sind die Nitrat- und Phosphatkonzentrationen im abstromigen Grundwasser verringert, die Kohlenstoffkonzentration hingegen wird nicht signifikant verändert. Dieser Einfluss ist positiv im Hinblick auf die Grundwasserqualität zu werten. Die untersuchten Baggerseen sind Senken für Nitrat und Phosphat und in Abhängigkeit vom See, Senken oder Quellen für Kohlenstoff. Ammonium wird vor allem im See generiert, es kommt zu einem leicht erhöhten Austrag ins abstromige Grundwasser (< 0,15 mg/l). Es wird kein Nitrit ins abstromige Grundwasser ausgetragen.

Die Grenzflächen der Baggerseen weisen mikrobielle Gemeinschaften mit unterschiedlichen physiologischen Profilen auf. Die Nettoprimärproduktion dieser mikrobiellen Gemeinschaften an den Grenzflächen leistet einen wesentlichen Beitrag zum Nährstoff- und Kohlenstoffumsatz in Baggerseen. Die Abundanz der Mikroben stieg im Seewasser an und blieb auch im abstromigen Grundwasser erhöht. Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) ist wesentliches Substrat des mikrobiellen Metabolismus und wird speziell an den Grenzflächen der Baggerseen wie auch im

Seewasser selbst auf- und abgebaut. Die vorliegende Studie zeigte, dass es zu keinem nachhaltig signifikanten Austrag von DOC aus den Baggerseen kam. Lediglich bei den jüngeren Baggerseen kam es zu einem geringen Austrag von DOC in das abstromige Grundwasser. Baggerseen generieren eine große Menge an Biomasse. Ob ein See Quelle oder Senke für Kohlenstoff ist, wird vom Alter des Baggersees sowie von der Verweilzeit des Seewassers beeinflusst. Mit zunehmendem Alter tendieren Baggerseen dazu, weniger DOC aus Biomasseabbau an das abstromige Grundwasser abzugeben; d.h., sie verhalten sich zunehmend als vom Grundwasser isolierte Systeme.

Die gemessenen physikalisch-chemischen Parameter (Wassertemperatur, gelöster Sauerstoff, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit und Chlorophyll-a) zeigten, dass alle untersuchten Baggerseen in der Regel gut durchmischt und sauerstoffreich waren. Durch höhere biologische Aktivität im Sommer sanken die Sauerstoffkonzentrationen leicht mit zunehmender Tiefe, während die Chlorophyll-a Konzentrationen leicht anstiegen. Die biochemische Qualität der Nahrungskette (Algen bis Zooplankton) war in allen Seen hoch und mit Seen guter Wasserqualität gleichzusetzen.

Biomarker werden in der Seesedimentforschung verwendet, um Änderungen der biochemischen Zusammensetzung festzustellen. Die Signatur der stabilen Isotope von Kohlenstoff gibt hierbei einen Richtwert für die Kohlenstoffherkunft an. Die Isotopensignatur ($\delta^{13}\text{C}$) des organischen Materials zeigte, dass bei älteren Baggerseen dieses vorwiegend see-intern erzeugt wurde (z.B. Algen, Makrophyten, Bakterien), bei den jüngsten Baggerseen bestand die organische Materie aus see-internem sowie terrestrischem Material.

Mikrocystin (MC) wurde als Variante MC_{LR} (Mikrocystin mit Leucin und Arginin) gemessen. Die Internationale Weltgesundheitsbehörde (WHO) gibt als Gefährdungspotential für die menschliche Gesundheit eine MC_{LR} –Konzentration von 1 $\mu\text{g/l}$ an. Die gemessenen MC_{LR} –Konzentrationen in den Seesedimenten und im Seston waren weit unter gesundheitsgefährdenden Konzentrationen. Im See- und Grundwasser konnte kein Mikrocystin nachgewiesen werden. Da Mikrocystin schnell abgebaut wird, kann nicht ausgeschlossen werden, dass zu anderen Zeitpunkten möglicherweise höhere Konzentrationen vorlagen. Durch den raschen Abbau von Mikrocystin im Seewasser, den Grenzflächen und Seesedimenten durch

Mikroorganismen ist es jedoch unwahrscheinlich, dass Mikrocystin in toxischen Konzentrationen in das abstromige Grundwasser gelangt.

Schwermetalle zeigten unbedenkliche, geringe Konzentrationen und keine vertikale Akkumulation in den Seesedimenten. Untersuchungen von Biomarkern in Sedimentschichten ($\delta^{13}\text{C}$, C/N und Fettsäuren) wiesen darauf hin, dass alle untersuchten Sedimente stabil waren und keiner wind-induzierten Durchmischung unterlagen.

Atmosphärischer Eintrag

Aus Literaturdaten konnte abgeleitet werden, dass im Baggersee und an den Grenzflächen durch die erhöhte mikrobiologische Aktivität und den unterschiedlichen mikrobiologischen Habitaten der biologische Abbau von Pestiziden gefördert wird. Dies kann die Wasserqualität verbessern, wenn sich Pestizide bereits im anstromigen Grundwasser befinden. Der Eintrag über die Windverfrachtung und den Oberflächenabfluss bei der Anwendung von Pestiziden in unmittelbarer Nähe eines Baggersees stellt jedoch ein Gefährdungspotential dar (spontaner Eintrag in das System, mitunter fehlen spezialisierte Mikroorganismen, die die Pestizide abbauen). Die Gefährdung durch atmosphärische Einträge oder Oberflächenzuflüsse kann durch die Anlage dichter Vegetationsgürtel und bauliche Maßnahmen verringert werden.

Ein signifikant erhöhter diffuser atmosphärischer Eintrag von Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen und BTEX in Baggerseen ist zurzeit in Österreich nach Auswertung der angeführten Literatur nicht gegeben. Ein erhöhter diffuser atmosphärischer Eintrag von Schwermetallen in Baggerseen ist nach Auswertung der angeführten Literatur ebenfalls nicht zu befürchten.

Langfristige Auswirkung

Langfristig werden sich Baggerseen von einem zumeist oligotrophen Gewässer zu einem eutrophen Gewässer entwickeln. Dieser Prozess ist ein natürlicher Vorgang und kann bis zur Verlandung des Sees führen. Wie lange dieser Prozess dauert hängt von einer Vielzahl von Faktoren ab (z.B. Klima, Nährstoffeintrag, Größe und Tiefe des Gewässers, Anbindung an den Grundwasserleiter, etc.) und kann im Detail nicht prognostiziert werden. Nachnutzungskonzepte sollten eine mögliche zukünftige Eutrophierung jedoch einbeziehen.

Nach Auswertung der internationalen Literatur und auf Basis der vorliegenden Projektergebnisse gehen auch von eutrophen, grundwassergespeisten Baggerseen keine Gefahren in Bezug auf die Grundwasserqualität aus, sofern bei der Anlage und bei der Nachnutzung die jeweiligen Schutzziele berücksichtigt werden.

Monitoring

Auf Basis der Literatur und Expertenwissen wurde ein Monitoringkonzept entwickelt, um die langfristige Entwicklung von Baggerseen zu dokumentieren. Es liegen jedoch keine wissenschaftlich fundierten Studien zu Monitoringkonzepten vor. In der Initialphase (Auskiesung + 2 Jahre) wird eine häufigere Probenahme und ein erweiterter Parameterkatalog empfohlen, um den Zustand des Systems und dessen Dynamik zu erfassen und zu verstehen. Nach dieser Initialphase kann auf einen reduzierten Parameterkatalog und eine geringere Probenahmefrequenz gewechselt werden, sofern definierte Schwellenwerte nicht überschritten werden. Die regelmäßige Kontrolle der Nachnutzung des Baggersees sowie die Interpretation der erhobenen Daten wird von den Autoren als wesentliches Element des vorsorgenden Grundwasserschutzes gesehen.

Empfehlungen zu Anlage und Nachnutzung von Baggerseen

Auf Basis der Literatursauswertung werden von den beteiligten Autoren Empfehlungen zur Anlage und Nachnutzung von Baggerseen gegeben. Diese kann nur in Abhängigkeit von den Schutzzielen konkret geplant werden und bedarf immer einer

Einzelfallbetrachtung. Neben wissenschaftlich ableitbaren Empfehlungen zum Schutz des Grundwassers sind insbesondere Raumordnungskriterien sowie die langfristige Sicherung der Rohstoffversorgung zu berücksichtigen, diese waren jedoch nicht Gegenstand des vorliegenden Forschungsprojektes und müssen dementsprechend an anderer Stelle diskutiert werden.

Sowohl die Anlage eines Baggersees, als auch die Nachnutzung haben einen Einfluss auf die Qualität des Seewassers sowie des abstromigen Grundwassers. Viele der möglichen Varianten wurden bisher nicht wissenschaftlich fundiert untersucht. Einige Aspekte konnten im Rahmen dieser Studie betrachtet werden, andere wurden aus der Literatur, bzw. aus dem Expertenwissen der einzelnen Arbeitsgruppen abgeleitet.

Die vorliegende Studie liefert unter Berücksichtigung der untersuchten Seen keine Hinweise, dass Tiefe und Oberfläche der Baggerseen einen wesentlichen Einfluss auf physikalisch-chemische sowie biotische Bedingungen im abstromigen Grundwasser haben. Eine notwendige Mindestgröße, bzw. -tiefe für Baggerseen in Bezug auf den Grundwasserschutz konnte auch aus der nationalen und internationalen Studienlage nicht abgeleitet werden.

Die horizontale Einspiegelung der Seenfläche sowie die fortschreitende Abdichtung der Unterwasserböschungen beeinflussen die Grundwasseroberfläche und die Strömungsverhältnisse, was in ungünstigen Fällen zu einem Überlaufen des Sees führen kann. Dieser Effekt kann durch die zunehmende Abdichtung des Sees im Laufe der langjährigen Seenalterung verstärkt werden. Sollen Grundwasserstandsänderungen möglichst gering gehalten werden, ist die Längsachse von Baggerseen möglichst quer zur Grundwasserfließrichtung anzulegen. Ob hierdurch das Einzugsgebiet in Bezug auf das anstromige Grundwasser vergrößert wird (verbunden mit der Gefahr des Eintrages möglicher anstromiger Kontaminationen), hängt vom Grundwasserspiegelgefälle und dem Verhältnis der Längs- zur Querersteckung des Sees ab. Dies muss im Einzelfall in die Planung einbezogen werden.

Die Längsachse von flachgründigen Baggerseen sollte möglichst nicht in Hauptwindrichtung liegen, da nährstoffreiches Seesediment durch Wellenbewegung

aufgewirbelt werden kann und dies mitunter zu einer vorzeitigen Eutrophierung des Gewässers führt.

Hydraulisch und hydrochemisch wirksame Trennhorizonte (Grundwasserstauer) dürfen bei der Rohstoffgewinnung in keinem Fall durchörtert werden.

Das Einleiten von nicht aufbereitetem Kieswaschwasser in den Baggersee kann zur vorzeitigen Abdichtung gegenüber dem Grundwasserleiter führen. Dies kann gewünschte (geringe Austauschraten in sensiblen Grundwasserbereichen) und nicht gewünschte Effekte (vorzeitige Eutrophierung des Baggersees) haben.

Die Anlage eines Baggersees in Überflutungsbereichen kann zum Eintrag von kontaminierten Oberflächenwässern und Sedimenten führen, dies wurde jedoch in dieser Studie nicht dezidiert untersucht. Liegen Baggerseen in sensiblen Grundwasserbereichen, so wird empfohlen, durch bauliche Maßnahmen eine Überflutung in Abhängigkeit von den Schutzzielen zu verhindern. Die periodische Überflutung von Baggerseen in Auegebieten kann hingegen auch den naturnahen Lebensraum fördern. In diesem Zusammenhang ist auch die Renaturierung bzw. Anbindung von Austrukturen an Flusslandschaften zu sehen. Diese Art der Nassbaggerung war nicht Gegenstand des vorliegenden Projektes und bedarf dementsprechend einer gesonderten Betrachtung.

Steile Unterwasserböschungen ermöglichen eine höhere Grundwasser-Seewasser Interaktion und wirken der Eutrophierung entgegen. Flache Unterwasserböschungen fördern hingegen die Abdichtung gegenüber dem Grundwasserleiter. Die Anlage der Böschung muss somit für jeden Baggersee spezifisch die geplante Nachnutzung sowie die lokale Bedeutung des vorsorgenden Grundwasserschutzes berücksichtigen. Flachwasserzonen haben bei tiefen Baggerseen einen ökologisch positiven Effekt durch die Erhöhung der Habitatvielfalt und der Zonen mit ausreichend viel Licht für die Primärproduktion. Jedoch sollten Inseln oder Flachwasserzonen in der Mitte des Sees vermieden werden, da hierdurch die natürliche Frühjahrs- und Herbstzirkulation des Gewässers beeinträchtigt und der natürliche Austausch von Nährstoffen, Kohlenstoff und Sauerstoff unterbunden werden kann.

Die Schaffung eines dichten Vegetationsgürtels gegenüber agrarisch genutzten Gebieten verringert den möglichen Eintrag von z.B. Pestiziden durch Winddrift.

Die Neuanlage von Baggerseen im Einzugsgebiet von kontaminierten Grundwässern bedarf einer Einzelfallbetrachtung.

Die Empfehlungen zur Wiederverfüllung bzw. Teilverfüllung von Baggerseen mit ortsfremdem Material wurden aus internationalen Studien abgeleitet. Die Heterogenität jedes ortsfremden Verfüllungsmaterials und die große Bandbreite möglicher Kontaminanten macht eine lückenlose Kontrolle des einzubringenden Materials nahezu unmöglich. Es besteht immer ein Restrisiko, dass kontaminiertes Material, trotz vorschriftsgemäß genommener Stichproben, unentdeckt bleibt und zur Verfüllung gelangt. In Gebieten, die für die Trinkwassergewinnung genutzt werden (oder zukünftig genutzt werden sollen) sollten Verfüllungen mit ortsfremdem Material im Sinne des vorsorgenden Grundwasserschutzes nicht erfolgen.

Die jeweilige Nachnutzung eines Baggersees stellt ein individuell zu beurteilendes Risiko des Oberflächen- und Grundwassers dar. Aus Sicht des vorsorgenden Grundwasserschutzes ist die Nachnutzung des Baggersees als Landschaftsteich ohne anthropogene Einflüsse wie z.B. Fischerei oder Badebetrieb, eindeutig zu präferieren.

English Summery

Objectives

Sand and gravel are essential resources, which are obtained mainly by dry and wet dredging. The latter causes changes of biological, organic and inorganic parameters that can positively or negatively affect groundwater quality. The public interest in protecting the groundwater, in particular for the protection of drinking water supply, can be at odds with the interest of using these resources by wet dredging operations.

The aim of the project was to investigate the effects of gravel pit lakes on the long-term development of the quality of groundwater discharged from the gravel pit lakes and to evaluate the in- and output of substrates from the atmosphere, groundwater interactions, and sediments. Moreover, it was investigated which substrate turnover of gravel pit lakes can be expected based on generated data from field measurements and literature reviews, and which effects gravel pit lakes may have on groundwater quality. An assessment of the behavior of selected organic pollutants was done on the basis of a literature review.

Basic information

Gravel pit lakes affect the hydrodynamic conditions in the surrounding of the lake. The hydraulic gradient of the groundwater table gets steeper at the in- and outflowing section, the groundwater recharge is affected as well as the groundwater flow in the vicinity of the lake. In addition, the influence of lake water significantly changes groundwater temperature. With increasing age of gravel pit lakes the groundwater–surface water interaction is reduced due to sedimentation processes.

The substrate turnover rates of gravel pit lakes, especially at the sediment-water interfaces cause changes of nutrients and redox-sensitive parameters compared to the groundwater recharged by the lakes. These reactions are caused mainly by microbial communities at the interfacial areas as well as by microorganisms and higher organisms in the lake. Dissolved organic carbon is the primary source of

energy for these reactions. Lake sediments can be a source or sink for nutrients and pollutants. Studying sediment cores can provide an insight into the history of the lake.

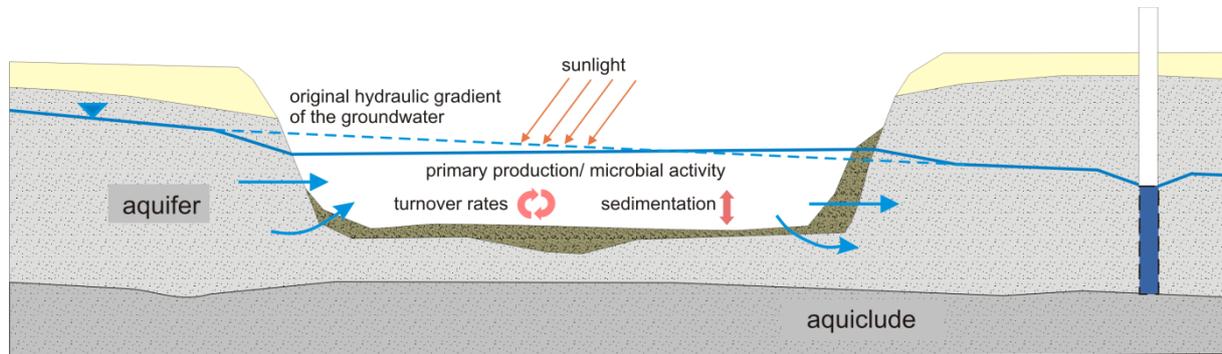


Abb. 2: Schematic view of a gravel pit lake

Study sites and methods

In this project only gravel pit lakes of minor usage were examined (no swimming, no fishery). The gravel pit lakes had no surface water inflow, were not located in contaminated zones, had no known threats of flooding and were not partly refilled. Out of a series of 29 pilot surveyed gravel pit lakes, 12 lakes were visited and, in accordance with the stakeholders, 5 gravel pit lakes were chosen as study sites. These chosen lakes were characteristic for the respective provinces. The investigated lakes are located in Tillmitsch (Styria), Hörsching (Upper Austria), Grafenwörth, Persenbeug and Pframa (Lower Austria).

The lakes ranged in size (3.8 -16.4 hectares), depth (5 - 10 m), and age (1 - 28 years), which allowed the investigation of the effects of both size and age on the groundwater quality. At all gravel pit lakes, groundwater wells were installed and bathymetric measurements conducted.

In all lake systems and groundwater wells the following parameters were measured in April, July, September and December 2009: physico-chemical parameters, anions and cations, heavy metals, nutrients and microcystin. In addition, lake biota, chlorophyll-a and unsaturated fatty acids (used as biomarkers) were analyzed. At the sediment-water interface of inflowing groundwater and outflowing lake water metabolic processes and microbial abundance of biofilms were examined. Finally, heavy metals and biogeochemical biomarkers (i.e., stable isotopes and fatty acids) of sediment profiles were investigated.

In order to evaluate the effects of gravel pit lakes on the groundwater quality based on the results of previously published studies, a database-driven meta-analysis was performed. The aim of the meta-analysis was to obtain detailed insight into existing studies and to evaluate the results scientifically. In total, based on criteria pertinent to the study lakes, 128 studies were included in the database.

A numerical groundwater model (for mean groundwater table) was constructed to assess the mean residence times of lake water. Results of this model were independently verified using stable isotope analysis ($\delta^{18}\text{O}$). Both methods yielded matching results. Mean residence times of the studied lakes ranged from 0.2 to 1.5 years.

Effects of gravel pit lakes on hydrochemistry and ecology

The degradation of organic material at the sediment water interface causes oxygen depletion in the outflowing groundwater. Oxygen consumption by microorganisms was observed independent of the age of the gravel pit lake. CO_2 uptake by primary producers (photosynthesis) in the lake caused pH to increase, which could still be detected in the outflowing groundwater, although microbial respiration in the sediments decrease the pH in comparison to the lake water. Biogenic decalcification (CO_2 uptake by primary producers) as well as biotic uptake decreases the concentration of calcium, magnesium and hydrogen carbonate in lake and groundwater. Electric conductivity of the lake water decreased primarily due to decalcification and nutrient retention. The seasonal variations in lake water temperature could be observed, depending on the flow velocity, with a time lag in the outflowing groundwater. No effect was observed on the concentrations of sodium and potassium or of sulfate and chloride. The detected hydrochemical changes have no negative effects on groundwater quality. However, increasing groundwater temperature can change microbial activities.

There was no influence of gravel pit lakes on the concentration of heavy metals such as cadmium, zinc, chromium, copper, nickel, lead and aluminum found in the outflowing groundwater. Increasing iron and manganese concentrations in anoxic groundwater samples were the result of the solution of geological iron and manganese oxides from sediments.

Both nitrate and phosphate concentrations were reduced in the outflowing groundwater, whereas the DOC concentration remained largely unchanged. This effect seems positive with respect to the groundwater quality. The study gravel pit lakes are sinks for nitrate and phosphate, and depending on the lake, sinks or sources for DOC. Ammonium is largely generated in the lakes themselves, with a slightly increased export into the outflowing groundwater. No nitrite is released to the outflowing groundwater.

The interfaces of gravel pit lakes have microbial communities that differ in their physiological profile. The net primary production of these microbial communities greatly affects nutrient and carbon fluxes in the lakes. The abundance of the microbial cells was elevated both in the lakes and in the outflowing groundwater. DOC is a key factor for the microbial metabolism and is generated and, at the same time, also degraded at the microbial interfaces. The present study showed that there was no significant export of DOC from the lakes, except in the younger lakes. Gravel pit lakes may generate substantial biomass, and both residence time and age of the lake influence the fate of this biomass.

The measured physico-chemical parameters (water temperature, dissolved oxygen, pH, conductivity, and chlorophyll-a) indicated that all study lakes were generally well mixed and oxygenated. Due to high biological activity during the summer, oxygen concentrations of lake water decreased with lake depth, yet chlorophyll-a concentrations increased slightly. The biochemical quality of the food chain (algae and zooplankton) was high and comparable with lakes of high water quality.

In sediment research, biomarkers are commonly used to assess changes of biochemical sedimentary composition. Stable isotope signatures of carbon provide information about carbon sources. The isotopic signatures ($\delta^{13}\text{C}$) showed that organic matter of the investigated older lakes was mostly produced within the lakes (e.g., algae, macrophytes, bacteria), whereas organic matter of the younger lakes were of both internal and external (terrestrial) origin.

Microcystin (MC) was measured as MC_{LR} (i.e., microcystin with leucine and arginine). The World Health Organization (WHO) suggests 1 $\mu\text{g/l}$ as threshold value for ingested MC_{LR} by humans, above which human health may be negatively affected. The measured MC_{LR} concentrations of lake sediments and seston were far below the

WHO threshold value. In lake- and groundwater, no microcystin could be detected, demonstrating that the investigated gravel pit lakes were no hazard for groundwater receiving water from these lakes.

The presence of microcystin is strongly dependent on the increase of cyanobacteria. Because microcystin gets quickly degraded, it is possible that microcystin concentrations may have been higher at other times. Due to the rapid degradation of microcystin within the lake water, the sediment-water interface, and the lake sediments, the potential of microcystin being a hazard for human health is considered low.

Heavy metals showed no vertical accumulation within the studied lake sediments. Results of biomarkers ($\delta^{13}\text{C}$, C/N, and fatty acids) within sediment layers showed that these sediments were not perturbed or mixed.

Atmospheric input

Based on literature data, it was inferred that high microbial activity zones as well as different microbial habitats particularly at the sediment-water interface promote the biodegradation of pesticides. This can improve water quality, if pesticides are present in the inflowing groundwater. The atmospheric deposition of pesticides with wind drift or the runoff from agricultural areas, however, represents a potential hazard. The hazard potential caused by wind drift or surface water inflows can be reduced by a dense vegetation belt (trees/ shrubs) and structural measures.

According to existing literature, increased atmospheric input of polycyclic aromatic hydrocarbons and BTEX (benzene, toluene, ethyl benzene, and xylenes) in Austria is not reported and, to date, not expected. Following data analysis of the scientific literature no increased diffusive input of heavy metals from the atmosphere to gravel pit lakes is expected.

Long-term impacts on groundwater

In the long-term gravel pit lakes will develop from an initial mostly oligotrophic to eutrophic status. This process is a natural development and finally leads to siltation of

the lake. Due to a large number of factors involved in such long-term processes (e.g. climate, nutrient input, area and depth of lakes, connectivity to groundwater, ...) the siltation of a lake and the future behavior cannot be predicted in detail. However, usage concepts have to include the possible eutrophication of the lake.

According to current scientific knowledge and the results of this project, negative impacts on the groundwater quality from eutrophic groundwater-fed gravel pit lakes are not likely as long as the respective protection goals are considered.

Monitoring

A monitoring concept was developed based on literature and scientific knowledge to document long-term development of gravel pit lakes. However, as yet, there are no scientific studies on such monitoring concepts. After gravel pit lakes have been created (up to 2 years) it is recommended to frequently survey these lakes including measurements of an extended series of parameters to well document and understand the status and dynamics of the system. After two years, a reduced sampling frequency can be pursued, if the data do not exceed defined threshold values.

Regular controls of gravel pit lake usage as well as the interpretation of the generated data are considered crucial for protecting groundwater.

Recommendations for gravel pit lake installation and usage

Based on literature reviews, the authors provide recommendations for the creation and subsequent usage of gravel pit lakes. Lake usage can only be planned in accordance with the protection goals and always requires a single case evaluation. In addition to scientific recommendations to protect groundwater, particular attention needs to be paid on criteria regarding spatial planning as well as long-term protection of resource supply, all of which needs to be discussed accordingly.

Both, the construction and usage of gravel pit lakes affect the quality of lake water and outflowing groundwater. As yet, a number of such possible causes have not been investigated scientifically. Some aspects could be examined in this study,

others were derived from literature studies and scientific expertise of the working groups.

The present study provides no evidence that lake depth and lake areas affect physico-chemical and biotic conditions of the outflowing groundwater. Based on national and international studies, a required minimal lake area or lake depth was not possible to identify with respect to water protection.

The horizontal surface of the lake water and the progressive sealing of the underwater slopes affect the hydraulic gradient of the groundwater and the flow conditions, which may eventually cause lake water to overflow. Such effect may become more pronounced with increasing age of gravel pit lakes. If changes of groundwater levels need to be kept minimal, it is advised to position the longitudinal axis of gravel pit lakes perpendicularly to the flow direction of the groundwater. The difference of groundwater levels and the ratio of longitudinal to latitudinal axes both affect the groundwater drainage area that may also be linked to a potential risk of contaminants by changes of the catchment area. Such scenarios need to be investigated individually during the planning of new gravel pit lakes.

The longitudinal axis of shallow gravel pit lakes should not be aligned with the main wind direction as wind-induced wave action may resuspend nutrient-rich lake sediments, which may eventually cause the onset of early lake eutrophication.

Hydraulic and hydrochemically important barriers (aquicludes) must not be damaged during excavation activities.

The discharge of water used for washing gravel into gravel pit lakes may lead to early clogging, which can result in desirable (poor groundwater exchange rates in vulnerable groundwater areas) and less desirable (early onset of eutrophication) effects.

The excavation of gravel pit lakes in flooding areas may be prone to input of contaminated water and sediments. If gravel pit lakes are located in highly sensitive groundwater areas, it is recommended, that protection measures are put in place to comply with protection goals. Periodical flooding of gravel pit lakes in flood plains may, however, improve natural habitats. Such wet excavation effects were not the objective of this present study and require additional attention.

Steep slopes of gravel pit lakes favor high groundwater-lake water interaction and counteract eutrophication. Shallow lake slopes, however, favor clogging toward the groundwater in- and outflow. Thus, the installation of gravel pit lake slopes needs to be planned according to specific lake usage and groundwater protection goals. Shallow water areas have positive ecological effects in deep gravel pit lakes as they increase habitat diversity and primary production. However, it is recommended to avoid islands and shallow areas in the center of gravel pit lakes because they may inhibit water circulation naturally occurring during spring and fall, which will subsequently prevent exchange of nutrients, carbon and oxygen.

The planting of a dense vegetation belt between agriculturally used areas and gravel pit lakes reduces potential input of, e.g., airborne pesticides.

The installation of new gravel pit lakes in the area of contaminated groundwater requires individual evaluation.

The recommendations concerning full or partial refilling of gravel pit lakes with non-local material was derived from studying the international literature. The heterogeneity of each non-local material and the wide range of possible contaminants make a complete control of the refilling material unlikely or even impossible. Even if all government regulations are taken into account (e.g. number of samples, test parameters), there is still a remaining risk that contaminated material remains undetected. In areas where the groundwater is used for drinking water (or intended to be used in future) refilling of gravel pit lakes with non-local material should not be carried out.

The subsequent usage of a gravel pit lake poses risks for open- and groundwater and needs to be evaluated individually. Based on preventive groundwater protection it is clear that subsequent usage of gravel pit lakes as lakes without anthropogenic disturbance, such as fishing and swimming, is preferred.

Inhaltsverzeichnis

Ausführliche Zusammenfassung	III
English Summery	XIII
Inhaltsverzeichnis	XXI
1 Einleitung und Ziele	1
2 Einführung in die Dynamik von Baggerseen	4
2.1 Hydrodynamischer Einfluss	4
2.2 Hydrochemie	7
2.3 Bedeutung der mikrobiellen Gemeinschaften an den Grenzflächen	9
2.4 Bedeutung des Metabolismus von gelöstem organischem Kohlenstoff.....	10
2.5 Physiologisches Profil der mikrobiellen Gemeinschaften an den Grenzflächen	10
2.6 Sedimente als Quelle und Senke – Biota von Baggerseen	11
3 Vorauswahl der Baggerseen.....	12
4 Untersuchungsgebiete	20
4.1 Tillmitsch/ Steiermark	20
4.2 Hörsching/ Oberösterreich.....	23
4.3 Grafenwörth/ Niederösterreich	26
4.4 Persenbeug/ Niederösterreich.....	30
4.5 Pframa/ Niederösterreich.....	33
5 Instrumentierung der Baggerseen.....	36
5.1 Abteufung der Grundwassermessstellen	36
5.2 Lage der Grundwassermessstellen	38
6 Bathymetrie	44
7 Untersuchungsparameter und Probenahme	50
7.1 Hydrochemie	50
7.1.1 Messnetz und Parameterumfang	50
7.1.2 Beprobung	51
7.1.3 Verwendete Labormethoden	53
7.1.4 Probenahmezeitpunkte.....	54
7.2 Grenzflächen und Mikroorganismen	55
7.2.1 Metabolismus von Biofilmen an den an- und abstromigen Grenzflächen.....	55
7.2.2 Massenbilanzierung.....	56
7.2.3 Kohlenstoffflüsse	57
7.2.4 Physiologisches Profil der mikrobiellen Gemeinschaften.....	57
7.2.5 Bakterielle Sekundärproduktion.....	59
7.2.6 Bioverfügbarer gelöster organischer Kohlenstoff (BDOC)	60
7.2.7 Mikrobielle Abundanz	60

7.3	Sedimente und Seebiota	61
7.3.1	Beprobungen	61
7.3.2	Biochemische Analysen	64
8	Metaanalyse.....	66
9	Mittlere Verweilzeit des Seewassers und Grundwasserbilanz.....	68
9.1	Numerische Modellierung der hydraulischen Interaktion zwischen Grund- und Seewasser ...	68
9.1.1	Diskussion der Eingangsparameter für die numerische Grundwasserströmungsmodellierung	69
9.1.2	Modellierung der hydraulischen Interaktion zwischen Grund- und Seewasser.....	73
9.1.3	Mittlere Verweilzeit des Seewassers	74
9.2	Alternative Erfassung der mittleren Verweilzeit des Seewassers mit Hilfe der Sauerstoffisotope $^{16}\text{O}/^{18}\text{O}$	75
9.3	Ergebnisteil: Mittlere Verweilzeit des Seewassers	80
10	Einfluss der untersuchten Baggerseen auf die hydrochemische Beschaffenheit des Grundwassers	82
10.1	Charakteristik und Einteilung der Grundwassertypen der Untersuchungsgebiete.....	83
10.2	Auswahl der Grundwassermessstellen	84
10.3	Einfluss der Baggerseen auf die abstromige Grundwasserqualität	88
10.3.1	Ergebnis der statistischen Auswertung: In situ Parameter	91
10.3.2	Ergebnis der statistischen Auswertung: Hauptkationen	102
10.3.3	Ergebnis der statistischen Auswertung: Hauptanionen.....	114
10.3.4	Diskussion der Calcium- Hydrogencarbonatkonzentration sowie des pH-Wertes.....	123
10.3.5	Schwermetallkonzentration der Grund- und Seewasserproben.....	124
10.4	Zusammenfassung Hydrochemie.....	128
11	Grenzflächen, Mikroorganismen und Stoffumsätze.....	130
11.1	Jahreszeitliche Muster der Untersuchungsparameter.....	130
11.2	Massenbilanzierung.....	133
11.3	Metabolismus	135
11.4	Jährliche Kohlenstoffproduktion und Konsumation	135
11.5	Physiologisches Profil der mikrobiellen Gemeinschaften an den anstromigen und abstromigen Grenzflächen	137
11.6	Literaturauswertung Grenzflächen und Mikroorganismen	139
11.7	Zusammenfassung Grenzflächen, Mikroorganismen und Stoffumsätze	141
12	Seesedimente und Seebiota	149
12.1	Resultate der Multisonden-Messungen der Wassersäulen.....	150
12.2	Saisonale Veränderungen von Seewassertemperatur, Chlorophyll-a, gelöstem Sauerstoff, elektrischer Leitfähigkeit und pH-Wert in Baggerseen	158
12.3	Primärproduktion	158
12.4	Mikrocystin in Baggerseen	158
12.4.1	Mikrocystinkonzentrationen in Sedimenten der Baggerseen	160
12.4.2	Mikrocystin-Konzentrationen im Plankton (Futter für Friedfische)	163
12.5	Seesedimente.....	166
12.5.1	Rücklösung von Phosphat aus Seesedimenten.....	166
12.5.2	Biomarker in Seesedimenten (stabile Isotope des Kohlenstoffs und Fettsäuren)	166

12.5.3 Schwermetallkonzentrationen der Seesedimente	167
12.5.4 Zusammenfassung Seesedimente	174
13 Eintrag und Verhalten von Pestiziden in Baggerseen	177
13.1 Einleitung	177
13.2 Charakterisierung von organischen Schadstoffen/ Pestiziden	178
13.3 Situation in Österreich	180
13.4 Mögliche Eintragspfade von Pflanzenschutzmitteln in Baggerseen	181
13.4.1 Windverfrachtung (Spray Drift)	182
13.4.2 Grundwasserzustrom	183
13.4.3 Oberflächenabfluss	184
13.5 Ergebnisse der vom Land Niederösterreich initiierten Pestiziduntersuchungen	185
13.6 Zusammenfassung Pestizide	186
14 Atmosphärischer Eintrag von Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen und BTEX	188
14.1 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)	188
14.2 Zusammenfassung atmosphärischer Eintrag PAK	191
14.3 BTEX	191
14.4 Zusammenfassung atmosphärischer Eintrag BTEX	192
15 Atmosphärischer Eintrag von Schwermetallen	193
15.1 Blei-Konzentration im Jahr 2009 im PM10 sowie der langfristige Trend	194
15.2 Cadmium-Konzentration im Jahr 2009 im PM10 sowie der langfristige Trend	194
15.3 Nickel-Konzentration im Jahr 2009 im PM10 sowie der langfristige Trend	195
15.4 Blei und Cadmium im Staubbiederschlag	196
15.5 Schwermetallhintergrundbelastung der atmosphärischen Deposition der UNECE ICP Integrated Monitoring Messstelle Zöbelboden – langfristiger Trend	197
15.6 Zusammenfassung atmosphärischer Eintrag Schwermetalle	197
16 Langfristige Entwicklung von Baggerseen	199
16.1 Hydrodynamische Entwicklung	199
16.2 Hydrochemische Entwicklung	200
16.3 Grenzflächen, Mikroorganismen und Stoffumsätze	201
16.4 Mikrocystin in Baggerseen und Grundwasser	201
17 Monitoringkonzept	203
18 Anlage und Nachnutzung von Baggerseen	208
19 Übertragbarkeit der vorliegenden Studie	218
20 Literatur	220
Glossar	228
Tabellenverzeichnis	231
Abbildungsverzeichnis	234

Anhang: siehe gesonderte Dokumente

1 Einleitung und Ziele

Kurzfassung: 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 des Projekts 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. Eine Abschätzung des Verhaltens ausgewählter organischer Schadstoffe wurde auf Basis einer Literaturlauswertung vorgenommen.

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 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 und im Sediment,
3. Stoffeintrag und Austausch zwischen Atmosphäre und offenem Wasserkörper,
4. Stoffaustrag aus dem Baggersee in das abstromige Grundwasser.

Die Ergebnisse dieser Studie wurden in Zusammenarbeit der Universität Wien, Department für Umweltgeowissenschaften, Arbeitsgruppe Prof. Hofmann, als Auftragnehmer mit dem Department für Limnologie, Arbeitsgruppe Prof. Battin sowie dem WasserKluster Lunz, Arbeitsgruppe Dr. Kainz, als Kooperationspartner erarbeitet.

An der Universität Wien, Arbeitsgruppe Prof. Hofmann wurde die hydrogeologische Beschreibung der Untersuchungsgebiete (Kapitel 4) verfasst, sowie die mittlere Verweilzeit des Seewassers und die Grundwasserbilanz (Kapitel 9), der Einfluss der

untersuchten Baggerseen auf die hydrochemische Beschaffenheit des Grundwassers (Kapitel 10), der Eintrag und das Verhalten von Pestiziden in Baggerseen, der atmosphärische Eintrag von Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen, BTEX und Schwermetallen (Kapitel 13, 14 und 15) erarbeitet.

Die Instrumentierung der Untersuchungsgebiete (Kapitel 5) wurde zusammen mit der Gruppe Prof. Battin ausgearbeitet.

Grenzflächen, Mikroorganismen und Stoffumsätze (Kapitel 11) wurde von der Arbeitsgruppe Prof. Battin bearbeitet.

Seesedimente und Seebiota (Kapitel 12) wurde von der Arbeitsgruppe Dr. Kainz bearbeitet.

Die Einführung in die Dynamik von Baggerseen (Kapitel 2), die Vorauswahl der Baggerseen (Kapitel 3), die Bathymetrie (Kapitel 6), die langfristige Entwicklung von Baggerseen (Kapitel 16), das Monitoringkonzept (Kapitel 17), die Aussagen zur Anlage und Nachnutzung der Baggerseen (Kapitel 18) sowie die Übertragbarkeit der Ergebnisse dieser Studie auf andere Systeme (Kapitel 19) auf Basis der Metaanalyse (Kapitel 8) wurde von allen Gruppen zusammen verfasst.

2 Einführung in die Dynamik von Baggerseen

Kurzfassung: *Durch Nassbaggerungen werden die Grundwasserverhältnisse im Umfeld des Baggersees verändert. Das Grundwasserspiegelgefälle versteilt sich an- und abstromig des Sees, die Grundwasserneubildungsrate wird verändert, sowie die Grundwasserströmung im Umfeld des Baggersees beeinflusst. Zusätzlich wird die Grundwassertemperatur abstromig des Baggersees deutlich verändert. Im Verlauf der Alterung eines Baggersees kommt es zu einer natürlichen Abdichtung des Sees gegenüber dem Grundwasserleiter.*

Durch die Stoffumsätze im Baggersee sowie an den Grenzflächen des Baggersees werden Nährstoffe und redoxensitive Parameter im Grundwasserabstrom im Vergleich zum Zustrom verändert. Diese Reaktionen werden vorwiegend durch mikrobielle Gemeinschaften verursacht, welche die Grenzflächen besiedeln, sowie durch Mikroorganismen und höhere Organismen im See. Der gelöste organische Kohlenstoff ist hierbei die primäre Energiequelle für diese Reaktionen. Seesedimente können eine Quelle oder Senke für Nährstoffe und Schadstoffe sein. Durch die Untersuchung von Sedimentkernen kann man Einblicke in die Historie dieser Stoffumsätze bekommen.

2.1 Hydrodynamischer Einfluss

Baggerseen entstehen durch Abgrabung von Kiesen und Sanden, deren Abbau unter dem Grundwasserspiegel erfolgt. Die durch die Freilegung des Grundwassers entstandenen Seen stehen in Wechselwirkung mit dem Grundwasser und der Atmosphäre. Eine wesentliche Charakteristik dieser Seen ist das fast vollständige Fehlen von oberflächlichen Zu- und Abflüssen. Neben der Verdunstung über offenen Wasserflächen bewirkt vor allem der hydrodynamische Austausch zwischen Baggersee und Grundwasser eine physikalische, chemische und biologische Beeinflussung des abströmenden Grundwassers.

Das Grundwasserspiegelgefälle wird durch Baggerseen wegen 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 Grundwasserspiegelgefälles. Durch diese Versteilung kann sich das regionale Einzugsgebiet des Grundwassers im Bereich des Baggersees verändern.

Im Verlauf der Alterung von Baggerseen kommt es zu einer natürlichen Abdichtung der Ufer- und Seegrundbereiche. Dadurch wird die Einströmung des Grundwassers in den See reduziert, der See entkoppelt sich hydraulisch immer mehr von der Grundwasserströmung. Abb. 3 zeigt einen schematischen Schnitt durch einen Baggersee. Die horizontale Einspiegelung der Seeoberfläche bewirkt, dass der Grundwasserstand im anstromigen Bereich abgesenkt, im abstromigen Bereich erhöht wird.

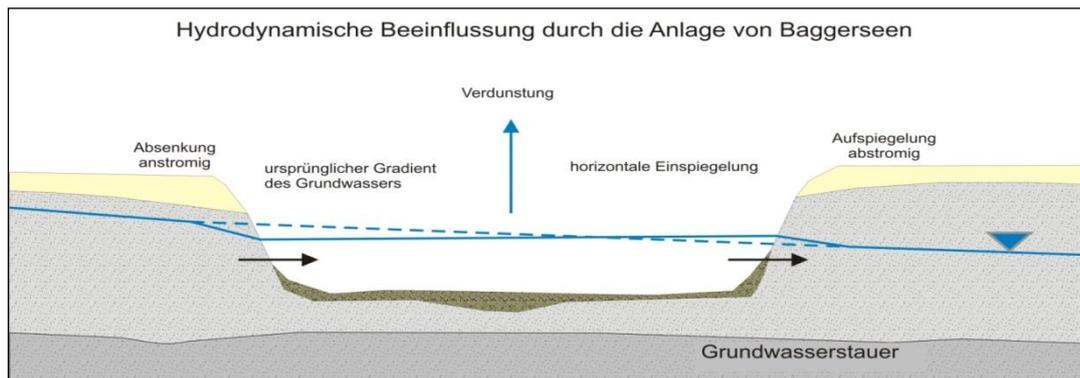


Abb. 3: Hydrodynamische Beeinflussung durch die Anlage von Baggerseen

Die Auswirkungen auf Einzugsgebiete sollen durch folgende numerische Modellrechnung verdeutlicht werden (Abb. 4). Modelliert wurde ein Baggersee, der bis zum Grundwasserstauer ausgekieset wurde und bei dem noch keine Abdichtung durch abgelagerte Seesedimente stattgefunden hat.

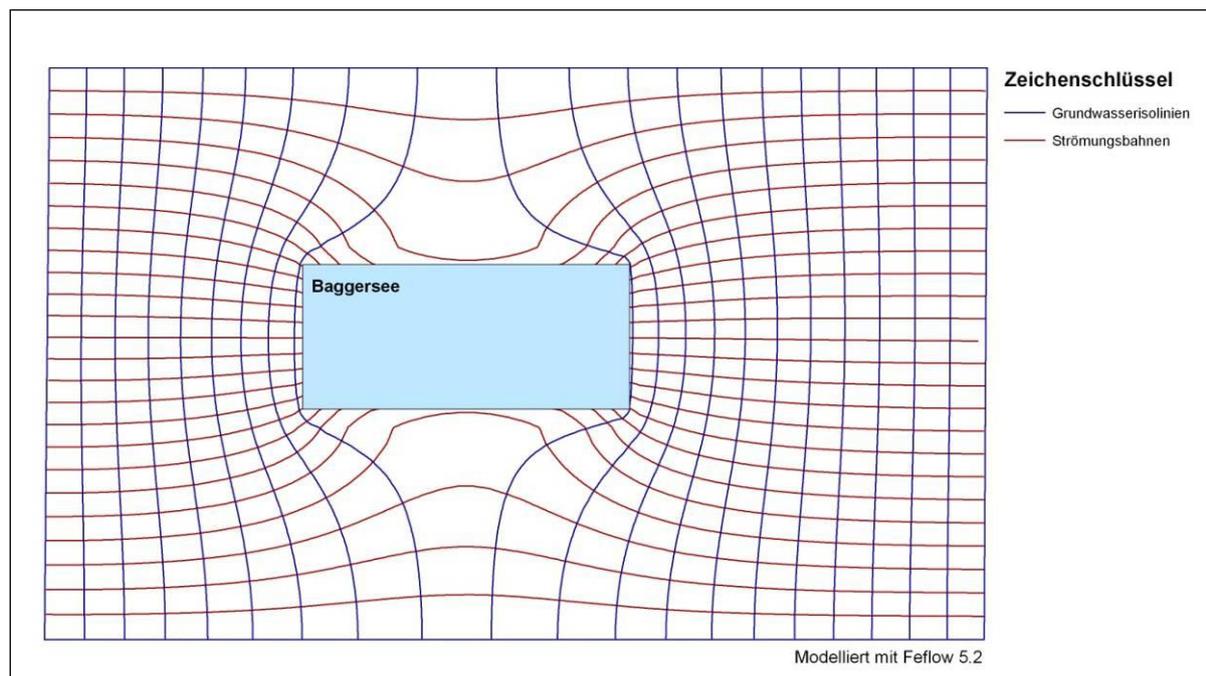


Abb. 4: Grundwasserisohypsen und Strömungsbahnen eines Modellbaggersees

Die Erweiterung des Einzugsgebietes wird durch die Strömungsbahnen in Abb. 4 ersichtlich. Durch die Verteilung des Grundwasserspiegelgefälles werden die Strömungsbahnen anstromig zum Baggersee hin gelenkt, abstromig ist der gegenteilige Effekt zu beobachten.

Der geöffnete Grundwasserkörper ist den jahreszeitlichen atmosphärischen Temperaturschwankungen stärker ausgesetzt und die Temperaturkompensation ist geringer als jene von Grundwasser im gewachsenen Boden. Das abstromige Grundwasser spiegelt diesen jahreszeitlichen Temperaturgradienten, je nach Anbindung an den Baggersee in einer stärkeren Abkühlung, bzw. Erwärmung verglichen mit dem unbeeinflussten Grundwasser wider.

2.2 Hydrochemie

In diesem Projekt wurden neben den Hauptwasserinhaltsstoffen (Anionen und Kationen) die physikalisch/chemischen Parameter untersucht. Neben den konservativen Ionen, wie Chlorid und Natrium, geben Calcium, Kalium und Magnesium mit den zugehörigen Anionen (insbesondere Hydrogencarbonat und Sulfat) einen Aufschluss über Lösungs-/Fällungs- und Abbauprozesse, sowie ggf. atmosphärische Einträge. Stickstoffverbindungen (Nitrat, Nitrit, Ammonium) werden vorwiegend durch mikrobielle Prozesse umgesetzt und in den Kapiteln zum Nährstoffumsatz behandelt.

Schwermetalle stellen aufgrund ihrer konzentrationsabhängigen Toxizität ein Gefährdungspotential sowohl für die Wasserqualität des Baggersees an sich, als auch für das abströmende Grundwasser dar (Tab. 1). Im Rahmen des Projekts wurden die Schwermetalle Chrom, Mangan, Eisen, Nickel, Kupfer, Zink, Cadmium und Blei sowohl im Seewasser, als auch im an- und abströmenden Grundwasser untersucht. Obwohl Eisen und Mangan auch zu den Hauptwasserinhaltsstoffen gerechnet werden können, werden diese Elemente unter den Schwermetallen subsumiert, da diese sehr eng mit Ausfällungs- bzw. Lösungsprozessen der anderen Schwermetalle verbunden sind. Aluminium mit einer geringen Dichte von $2,7 \text{ g/cm}^3$ fällt nicht in die Definition von Schwermetallen (Dichte $> 5 \text{ g/cm}^3$), wird jedoch aufgrund ähnlicher Verhaltensweisen gemeinsam mit den Schwermetallen diskutiert.

Tab. 1: Hauptcharakteristika von Schwermetallen und Aluminium im aquatischen Milieu in Bezug auf die Nutzung als Trinkwasser und die Toxizität für den Menschen

Element	Grenzwert im Trinkwasser nach BGBL. II, 304/2001 ^(*)	Essentielles Spurenelement ⁽⁻⁾ (Tagesbedarf)	Toxizität ⁽⁻⁾ (Mensch - Auswahl)	Anreicherung im Trinkwasser (Auswahl) ⁽⁻⁾	Konzentration in unbelasteten Grundwässern ^(#)
Chrom	50 µg/l	25 – 35 µg/d	Schädigung der Atmungsorgane, krebserregend	Verwitterung von Farben und Lacken, Lederverarbeitung, niedriger pH-Wert	< 1,5 µg/l
Mangan	50 µg/l	2 mg/d	eher Mangel als Überschuss	reduzierendes Milieu	< 1 mg/l in reduzierten Wässern
Eisen	0,2 mg/l	15 mg/d	eher Mangel als Überschuss	reduzierendes Milieu	1 – 10 mg/l in reduzierten Wässern

Element	Grenzwert im Trinkwasser nach BGBL. II, 304/2001 ⁽⁺⁾	Essentielles Spurenelement ⁽⁻⁾ (Tagesbedarf)	Toxizität ⁽⁻⁾ (Mensch - Auswahl)	Anreicherung im Trinkwasser (Auswahl) ⁽⁻⁾	Konzentration in unbelasteten Grundwässern ^(#)
Nickel	20 µg/l	25 – 35 µg/d	Allergien, Müdigkeit, krebserregend, fruchtschädigend	Produktionsprozesse und Verwendung, fossile Brennstoffe, niedriger pH-Wert	< 5 µg/l
Kupfer	2 mg/l	2 – 5 mg/d	eher Mangel als Überschuss	Auswaschung aus landwirtschaftlichen Böden	< 10 µg/l
Zink	2 mg/l	6,5 – 11 mg/d	eher Mangel als Überschuss	Lösung mitunter aus Rohr und Filtermaterial, Verbrennung fossiler Rohstoffe, niedriger pH-Wert	< 117 µg/l
Cadmium	5µg/l	nein	Nierenfunktionsstörungen, Osteoporose	Produktionsprozesse und Verwendung, Müllverbrennung, niedriger pH-Wert,	0,1 – 0,3 µg/l
Blei	25 µg/l (ab 2013 10 µg/l)	nein	Störung der kognitiven Entwicklung bei Kindern	Bleileitungen, Auswaschung aus kontaminierten Böden bei niedrigem pH-Wert	5 – 20 µg/l
Aluminium	0,2 mg/l	nein	Nerven- und Zellgift (lange Exposition)	niedriger pH-Wert, Wasseraufbereitung	bei niedrigen pH-Werten mehrere 100 µg/l

⁽⁺⁾ Österreichische Trinkwasserverordnung Bundesgesetzblatt II Nr. 304/2001, BGBl. II Nr. 254/2006 und BGBl. II Nr. 121/2007.

^(*) Indikatorparameter, bei dessen Überschreitung die Ursache zu prüfen ist und gegebenenfalls Maßnahmen zur Aufrechterhaltung einer einwandfreien Wasserqualität ergriffen werden müssen. Natürliche Gehalte sind vor unerwünschten Veränderungen zu schützen, auch wenn diese weit unter dem jeweiligen Grenzwert liegen.

⁽⁻⁾ (Merian et al., 2004),

^(#) (Kunkel, 2004)

2.3 Bedeutung der mikrobiellen Gemeinschaften an den Grenzflächen

Die Grenzflächen der Baggerseen bestehen im Wesentlichen aus den Unterwasserböschungen sowie dem Seegrund. Das in den Baggersee einströmende Grundwasser passiert aktive mikrobielle Gemeinschaften, welche das Material (Schotter, Sand, Gestein) der Grenzflächen besiedeln. Diese so genannten Biofilme nehmen Nährstoffe auf, metabolisieren gelösten organischen Kohlenstoff und tragen zur Veränderung des Chemismus des in den Baggersee einströmenden Grundwassers und des aus dem Baggersee ausströmenden Seewassers bei. Nach dem Durchströmen der Grenzflächen führt der freigelegte Grundwasserkörper zur direkten Eintragungsmöglichkeit von diversen Stoffen in das Seewasser.

Im freigelegten Wasserkörper siedeln sich durch die neuen Lebensbedingungen Mikroorganismen und höhere Organismen an, die zu einer Veränderung des Wasserchemismus führen können. Derartige mögliche Veränderungen können über Massenbilanzen untersucht werden (Abb. 5). Massenbilanzen helfen abzuschätzen, ob der Baggersee eine Quelle oder Senke für Nährstoffe und Kohlenstoff darstellt. Die Stoffflüsse durch den Baggersee können anhand folgender Formel errechnet werden: $0 = \sum Q_{zu} \cdot K_{Stoff-zu} - \sum Q_{ab} \cdot K_{Stoff-ab} - R$. $\sum Q_{zu}$ und $\sum Q_{ab}$ beschreiben die Wasserbilanz des Baggersees. $K_{Stoff-zu}$ und $K_{Stoff-ab}$ beschreiben die Stoffkonzentrationen (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , DOC), die in den Baggersee eingebracht werden bzw. den Baggersee verlassen. R beschreibt das Residuum und gibt Auskunft, ob der Baggersee eine Quelle oder Senke für einen gegebenen Stoff darstellt.

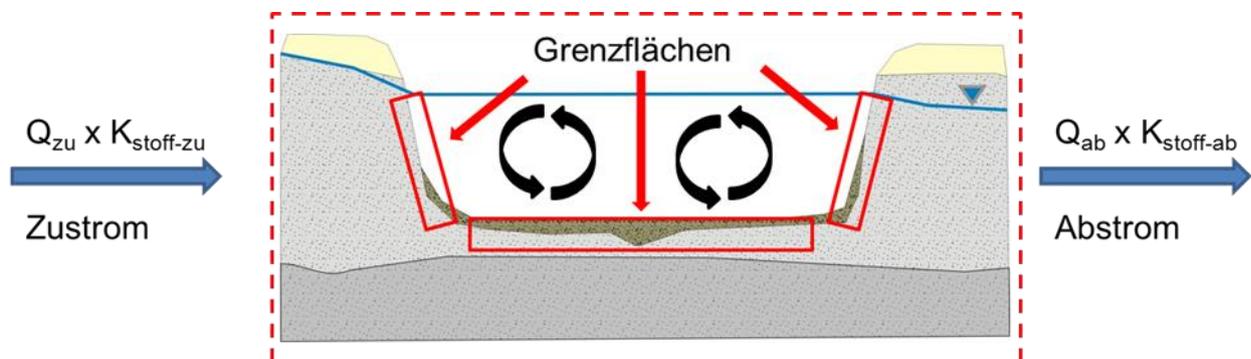


Abb. 5: Stoffflüsse durch den Baggersee.

2.4 Bedeutung des Metabolismus von gelöstem organischem Kohlenstoff

Gelöster organischer Kohlenstoff (Dissolved Organic Carbon, DOC) ist die primäre Energiequelle für heterotrophe Mikroorganismen und kann entweder terrestrischer oder aquatischer Herkunft sein. Biologische und geochemische Prozesse verändern die Zusammensetzung von DOC in der Wassersäule sowie direkt an den Grenzflächen des Baggersees.

In diesem Projekt wurde untersucht, ob der in den Baggersee einströmende DOC stärker terrestrischer Herkunft ist, als jener der den Baggersee abstromig verlässt. Letzterer wurde durch biologische Prozesse stark modifiziert und trägt den „Fingerabdruck“ von Mikroorganismen, Algen und gegebenenfalls von Makrophyten. Die Quelle und Zusammensetzung von DOC ist von wesentlicher Bedeutung um den Metabolismus an den Grenzflächen und in der Wassersäule zu verstehen. Die Arbeitshypothese ist, dass der Metabolismus an den abstromigen Grenzflächen aufgrund einer höheren DOC Konzentration und besseren Bioverfügbarkeit für die mikrobiellen Biofilme höher ist, als im anstromigen Bereich. Im Gegensatz dazu wird angenommen, dass die DOC Konzentration und Bioverfügbarkeit im einströmenden Grundwasser geringer ist.

Nachdem die Herkunft (terrestrisch *versus* aquatisch) und die Bioverfügbarkeit des DOC im Baggersee bestimmt wurde, setzen wir diese Parameter in Relation mit der mikrobiellen Aktivität im Seewasser selbst. Dies erfolgte durch die Messung der mikrobiellen Sekundärproduktion.

2.5 Physiologisches Profil der mikrobiellen Gemeinschaften an den Grenzflächen

Die physiologische Diversität der mikrobiellen Gemeinschaften ist im Wesentlichen abhängig von der chemischen Zusammensetzung und biologischen Verfügbarkeit von DOC. In diesem Projekt wurde untersucht, ob die Kolonisierung der Grenzflächen zu mikrobiellen Gemeinschaften führt, die an das jeweils vorherrschende DOC-Angebot angepasst sind.

Eine Möglichkeit die mikrobiellen Gemeinschaften an den an- und abstromigen Grenzflächen zu charakterisieren, erfolgt über die Erstellung physiologischer Profile. Hier wird die Eigenschaft von heterotrophen Mikroorganismen, unterschiedliche Kohlenstoffverbindungen zu metabolisieren, untersucht.

2.6 Sedimente als Quelle und Senke – Biota von Baggerseen

Seesedimente bestehen aus organischem wie anorganischem Ablagerungsmaterial am Grund der Seen. Sie setzen sich hauptsächlich aus terrestrischen Einträgen, abgestorbener Biomasse und im Sediment lebenden Organismen zusammen. An das Sediment können unter anderem auch Schwermetalle (Zn, Pb, Cu, Cd, Ni, Fe, Mn, Cr, Al) und andere potentielle Schadstoffe gebunden sein. Sedimentkerne dienen somit als „Fenster in die Vergangenheit“ und geben biochemischen Aufschluss über Ablagerungsprozesse. Quellenspezifische Biomarker (stabile Isotopen sowie Lipide von Algen, Bakterien, terrestrischer Kohlenstoff) geben detaillierte Information über historische biochemische Zusammensetzungen und Veränderungen der Wasserqualität von Baggerseen. Durch die Verwendung von Sedimentschichtanalytik kann die Zusammensetzung von Sedimenten identifiziert und Seeablagerungen (z.B. Cyanobakterien) evaluiert werden. Sedimente können aber auch gebundene Nährstoffe ins Seewasser freisetzen (z.B. Stickstoffverbindungen, Phosphat) und wirken sich dadurch auf die Wasserqualität der Baggerseen aus.

Im Rahmen der Forschungsarbeiten wurde untersucht, wie aquatische Organismen die Wasserqualität beeinflussen. Cyanobakterien können Toxine freisetzen (z.B. Mikrozystine), die toxisch auf andere Tiere wirken und möglicherweise auch das abstromige Grundwasser verunreinigen. Des Weiteren werden essentielle Nähr- und Schadstoffmuster in der aquatischen Nahrungskette (von Algen bis zu Fischen) der Baggerseen untersucht. Die biochemische Zusammensetzung der aquatischen Organismen gilt als Maß der Nahrungsqualität von Algen (Produzenten), Zooplankton und Fischen (Konsumenten) und daraus kann das Ausmaß der Kontamination von Fischen der Baggerseen ermittelt werden.

3 Vorauswahl der Baggerseen

Kurzfassung: Für diese Studie wurden Baggerseen ausgewählt, die nur extensiv genutzt wurden, die über keinen Oberflächenzufluss verfügten, nicht im Einzugsgebiet von Altlasten lagen, keinem Hochwassereinfluss unterlagen sowie nicht teilverfüllt waren. Es wurden 29 Seen auf Basis der zur Verfügung gestellten Daten ausgewertet und davon 12 Seen vor Ort besichtigt. Aus diesen wurden zusammen mit den Auftraggebern fünf Baggerseen für die Untersuchung ausgewählt. Die untersuchten Baggerseen befinden sich in Tillmitsch (Steiermark), Hörsching (Oberösterreich), Grafenwörth, Persenbeug und Pframa (Niederösterreich).

Bei dem Projekttreffen der Auftraggeber und Auftragnehmer am 14. 04. 2008 in Lunz am See sind die Auswahlkriterien für die in Frage kommenden Nassbaggerungen festgelegt worden. In der Folge wurde seitens der Auftraggeber am 21.04.2009 ein Kriterienkatalog für die Suche nach geeigneten Baggerseen ausgesandt. Nachfolgend der ausgesandte Kriterienkatalog:

Kriterienkatalog für die Auswahl von Baggerseen:

- *Alter der Baggerseen – möglichst unterschiedlich von „jung“ bis „alt“.*
- *Bestehende Monitoringprogramme – mindestens eine Grundwassermessstelle im anstromigen und abstromigen Bereich, sowie die Messung der Wasserqualität des Baggersees. Kenntnis der Tiefe und Angabe der Größe.*

Ideal: mindestens vier Messungen pro Jahr, möglichst umfangreicher Parameterkatalog (insbesondere: Stickstoffverbindungen (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+), Phosphatverbindungen (Totalphosphor TP, Orthophosphat-Phosphor PO_4^{4-}), gelöster Sauerstoff (DO), Chlorophyll-a, Schwermetalle (Zn, Pb, Cu, Cd, Ni, Fe, Mn, Cr, Al), Temperatur, Leitfähigkeit, sowie Hauptanionen und Hauptkationen)

- *Nutzung: möglichst keine „intensive“ Nutzung als Bade- oder Fischteich – Wildbadende, bzw. „natürlicher“ Fischbestand (ohne künstliche Nachbesetzung) sind jedoch aufgrund der ansonsten geringen Auswahlmöglichkeit mit in die Liste auf zu nehmen. Allfällige weitere Nutzung ist zu dokumentieren.*

- *Keine Zuflüsse aus Oberflächengewässern, bzw. unmittelbare Beeinflussung von Oberflächengewässern.*
- *Nicht im Hochwassereinzugsbereich von Flüssen (HQ 100), bzw. keine dokumentierten Überflutungen.*
- *Keine Altlasten im Einzugsbereich der Baggerseen, bzw. im Baggersee selbst (z.B.: illegale Deponie, Ablagerungen von Bauschutt, etc.).*
- *Keine Verfüllung der Baggerseen über den Rahmen des „normalen“ Kiesabbaues hinaus.*
- *Die Baggerseen sollten aus Wien bzw. Lunz am See möglichst gut erreichbar sein.*

Zunächst wurden möglichst viele Baggerseen mit unterschiedlichen Standortbedingungen betrachtet und hieraus 10 - 12 Seen für eine Besichtigung ausgewählt, von denen schlussendlich 4 – 6 in die nähere Untersuchung aufgenommen wurden.

Vonseiten der Steiermärkischen Landesregierung wurde das Leibnitzer Feld als potentielleres Untersuchungsgebiet an die Auftragnehmer vermittelt. Dieses Gebiet sei repräsentativ für die Situation in der Steiermark und wurde bereits in mehreren Studien behandelt. Die Informationsgrundlage sei dementsprechend gut und das aktuelle Projekt würde auf diese Studien aufbauen können.

Von den Landesregierungen Nieder- und Oberösterreich wurde jeweils eine Liste mit in Frage kommenden Baggerseen übermittelt. Die Schwierigkeit bestand darin, extensiv genutzte Baggerseen zu finden, die darüber hinaus den Vorgaben des Kriterienkataloges entsprechen. Zum Zeitpunkt des ersten Informationstreffens standen folgende Baggerseen zur Auswahl (Tab. 2):

Tab. 2: Liste der von den Bundesländern vorgeschlagenen Baggerseen (Stand: 8. Oktober 2008)

Baggersee	Alter [Jahre]	Tiefe [Meter]	Größe [ha]	Nutzung	Umfeld	Besitzer	Kriterien
NÖ/ Pframa - Marchfeld	1	3 – 4	3,2	Sportfischerei	LW	Gemeinde – Zusage erteilt	geringe Größe, NB gerade fertig gestellt, hydrodynamisch weitgehend unbeeinflusste Lage, reich strukturierte Geomorphologie
NÖ/ Gigging – nördl. Tullnerfeld	~15	6 - 7	~3	Sportfischerei	LW	Privat Zusage erteilt	geringe Größe, weiterer Baggersee angrenzend
NÖ/ Grafenwörth – nördl. Tullnerfeld	~ 5	3 -15	~18	Sportfischerei	LW, aktive Nassbaggerung	Gemeinde	Schlemmbecken anstromig, Beeinfl. durch Grundwasserentnahme, Ausführung der Nassbaggerung nach Stand der Technik
NÖ/ Hummer – südl. Tullnerfeld			5	Sportfischerei	LW	Privat	Erweiterung in Planung
NÖ/ Reiterer – südl. Wiener Becken		3 (NGW)	3,8	Jetski, Sportfischerei	LW, Schotterabbau	Privat	Jetski, Erweiterung in Planung
NÖ/ Begonien- u. Chrysantemensee – südl. Wiener Becken		3 (NGW)	> 5	Sportfischerei, Badeteich	LW	Privat	Gartensiedlung in Planung
NÖ/ Salmhof – Marchfeld		3 (NGW)	ca. 15	Sportfischerei	LW	Gemeinde	Strömungsverhältnisse unklar, sehr seicht
Wehsinger – südl. Wiener Becken		ca. 3,5	ca. 3	Sportfischerei	LW	Privat, Zusage nicht erteilt	geringe Größe
NÖ/ Ornding – Pöchlarn Feld	40	4,8 - max:12	1,8	Sportfischerei	LW Autobahn	in Stiftung - Zusage unwahrscheinlich	geringe Größe
NÖ/ Frank – südl. Tullnerfeld		> 3	10	Fischteich und geringe Badenutzung	LW		Verhüttelung in Planung

Baggersee	Alter [Jahre]	Tiefe [Meter]	Größe [ha]	Nutzung	Umfeld	Besitzer	Kriterien
Stkm/ Tillmitsch till9 – Leibnitzer Feld	~10	2 – 3 max. 5	5,9	Sportfischerei	LW, Kiesabbau, Autobahn	In Stiftung Zusage erteilt	geringe Tiefe, jedoch repräsentativ für steiermärkische Nassbaggerungen (geringere Schottermächtigkeit)
Stkm/ Tillmitsch till 10 – Leibnitzer Feld	15	2 - 5	8,9	Sportfischerei	LW, Kiesabbau, Autobahn	Privat Zusage erteilt	Beeinflussung durch anstromig liegenden See
Stkm/ Tillmitsch till 5 – Leibnitzer Feld	< 10	2 - 4	8,9	Sportfischerei,	LW, Kiesabbau, Autobahn	Privat	Nachbaggerung in Planung
Stkm/ Tillmitsch till 12 – Leibnitzer Feld		3 - 4	10,2	Sportfischerei	LW, Kiesabbau, Autobahn	Privat	Beeinflussung durch Seenkette
OÖ/ Horsching	34	3 - 7	8,6	Sportfischerei	Wald, Siedlung, LW	Gemeinde Zusage erteilt	sehr geringe Badenutzung, ähnliches Umfeld und Ausprägung wie Pucking, kleiner Teich westlich angrenzend
OÖ/ Pucking	34	3 - 7	6	Sportfischerei, Badenutzung	LW, Siedlung, Autobahn	Gemeinde	Badenutzung, ähnliches Umfeld und Ausprägung wie Horsching, jedoch geringere Größe
OÖ/ RSK, Regau				aktive Nassbaggerung	LW		aktive Nassbaggerung
OÖ/ Fraham	26	5	10,5		LW, Kiesabbau		Umfeld durch Nassbaggerungen beeinflusst
OÖ/ SSK, Pfaffstätt				Sportfischerei	LW		Seespiegelschwankungen um die 8 Meter
OÖ/ Fellner & Ranftl, Mühlheim				aktive Nassbaggerung	LW		aktive Nassbaggerung
OÖ/ Fellner, Mining				aktive Nassbaggerung	LW		aktive Nassbaggerung

Aus dieser Liste wurden vonseiten des Departments für Umweltgeowissenschaften und des WasserKluster Lunz nach einer Vorselektion jene Seen ausgewählt, die vor Ort besichtigt werden sollten. Nach der Besichtigung und Diskussion wurden folgende Baggerseen für das Projekt vorgeschlagen (Tab. 3):

Tab. 3: Vonseiten der Auftragnehmer vorgeschlagene Baggerseen (Stand: 8. Oktober 2009)

Baggersee	Pframa	Gigging	Hörsching	Pucking	Tillmitsch
Alter [Jahre]	1	~15	34	34	10
Tiefe [Meter]	3 – 4	6 - 7	3 - 7	3 - 7	2 – 3
Größe [ha]	3,2	~5	8,6	6	5,9
Nutzung	Sportfischerei	Sportfischerei	Sportfischerei, extensive Badenutzung	Sportfischerei, extensive Badenutzung	Sportfischerei
Umfeld	Landwirtschaft	Landwirtschaft	Wald, Siedlung, Landwirtschaft	Landwirtschaft, Siedlung, Autobahn	Landwirtschaft, Kiesabbau, Autobahn

Bei dem 2. Informationstreffen am 08. Oktober 2008 wurden aufgrund der geringen Größe dieser Baggerseen nach erneuter Vorerhebung der Bundesländer und der Arge Forum mineralische Rohstoffe im Fachverband der Stein- & keramischen Industrie zusätzlich zu der bereits bestehenden Liste folgende Baggerseen in die Vorauswahl aufgenommen (Tab. 4):

Tab. 4: Liste der von den Bundesländern und Arge Forum mineralische Rohstoffe im Fachverband der Stein- & keramischen Industrie zusätzlich vorgeschlagenen Baggerseen (Stand: 4. November 2008)

Baggersee	Alter [Jahre]	Tiefe [Meter]	Größe [ha]	Nutzung	Umfeld	Besitzer	Kriterien
NÖ/ Poppenteich	20	10	20	sehr extensiv	LW		hohe Grundwasserspiegelschwankungen – 2,3 ha des Sees könnten bei NGW trocken fallen - bestehender Bescheid, dass diese Bereiche nachgebaggert werden müssen, bis vor ca. einem Jahr Einleitung von Oberflächengewässer (beeinflusste Sedimente)
NÖ/ Persenbeug – Ybbs Scheibe	~20	> 3	~5	Sportfischerei	LW Donau	Malaschofsky GmbH Zusage erteilt	In Auswertung
NÖ/ Hasenöhrl - Ennstal	~17	3 - 5	6,8	Sportfischerei	LW Autobahn	Hasenöhrl GmbH Zusage erteilt	In Auswertung
NÖ/ Lasselsberger – Pöchlarn Feld		>3	7	Sportfischerei		Privat	NB und teilweise Verfüllungen im Randbereich, Einleitung von Kieswaschwässern
NÖ/ Schroll – nördl. Tullner Feld	~12	3 - 12	10	Sportfischerei	LW Siedlung	Privat	Beeinflussung des Grundwassers durch vorher durchströmten See
Burgenland/ Halbturn	0	6,5	25	aktive Nassbaggerung		Privat Zusage erteilt	aktive Nassbaggerung
Salzburg/ Walls II	0	48	~17	aktive Nassbaggerung			aktive Nassbaggerung
Salzburg/ Weitwörth	2	8 - 10	Teich 2 12,3	Landschaftsteich			Beeinflussung des Grundwassers durch vorher durchströmten See, in Auswertung

Seitens der Auftraggeber und Auftragnehmer wurden beim Informationstreffen am 4. November 2008 folgende Baggerseen für das Projekt ausgewählt:

- Stmk: Tillmitsch (repräsentativ für die Steiermark)
- NÖ: Grafenwörth (mit entsprechendem Monitoring geeignet)
- NÖ: Persenbeug
- OÖ: Hörsching (größter extensiv genutzter Baggersee in Oberösterreich, der weitgehend dem Kriterienkatalog entspricht).
- S: Weitwörth (trotz der größeren Entfernung aufgrund der weitgehenden Erfüllung des Kriterienkataloges Aufnahme in das Projekt)

Der Baggersee in Weitwörth (Salzburg) konnte erst am Tag des Informationstreffens (8. November 2008) von den Auftraggebern als in Betracht kommendes Untersuchungsgebiet genannt werden, eine grundlegende Recherche konnte nicht mehr durchgeführt werden. Aufgrund der Größe und Lage wurde dieser See vonseiten der Auftragnehmer für geeignet gehalten. Nach Recherchen, Vor-Ort-Besichtigungen und der Kontaktabklärung mit dem Land Salzburg, Fachabteilung 6/6 Wasserwirtschaft zeigte sich jedoch, dass durch das Projekt "Sanierung untere Salzach – Detailprojekt Sohlabstufung FKM 51,9" das Einzugsgebiet, bzw. das hydraulische Regime des Baggersees während des Projektzeitraumes beeinträchtigt wird. So soll neben der Sohlhebung der Salzach auch die Uferbefestigung dieser entlang des beabsichtigten Projektgebietes teilweise entfernt werden, um den Auwald wieder an die Salzach anzuschließen. Die Auswirkungen dieser Veränderungen werden zurzeit in diversen Projekten seitens der Landesregierung Salzburg erforscht und betreffen auch den Baggersee. Aufgrund der Beeinflussung des Systems konnte der Baggersee in Weitwörth nicht in die Untersuchung aufgenommen werden.

Nach Absprache mit den Auftraggebern wurde aufgrund dieser Beeinträchtigungen dem Baggersee in Pframa (Niederösterreich) gegenüber dem Baggersee Weitwörth (Salzburg) der Vorzug gegeben.

Die letztlich für das Projekt ausgewählten Baggerseen werden vorrangig nicht intensiv genutzt und zeigen hinsichtlich der Größe, als auch des Alters einen deutlichen Gradienten. Die Altersabfolge der Baggerseen ermöglicht es, langjährige

Prozesse zu erforschen, was innerhalb der Projektlaufzeit von 3 Jahren ansonsten nur bedingt möglich wäre. Abb. 6 fasst die wesentlichen Charakteristika der einzelnen Baggerseen zusammen. Durch die Erstellung von Tiefenkarten, bzw. umfangreicher Erhebungen sind Angaben hinsichtlich der Tiefe, der Größe, bzw. des Alters präzisiert worden und in nachfolgender Tabelle bereits berücksichtigt.

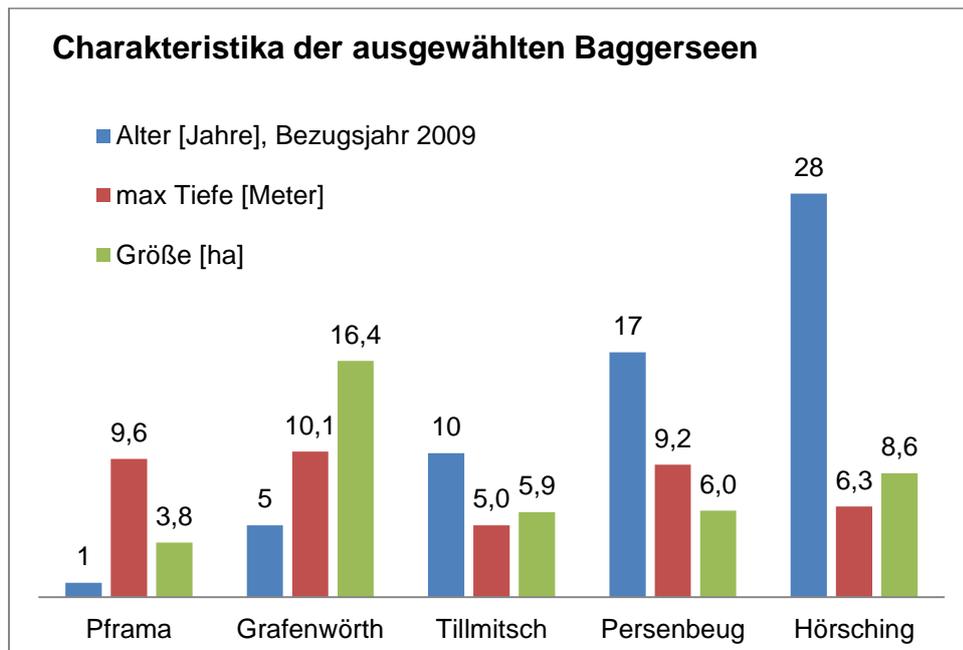


Abb. 6: Charakteristika der in das Forschungsprojekt aufgenommenen Baggerseen

4 Untersuchungsgebiete

Kurzfassung: Die untersuchten Baggerseen wiesen eine Größe von 3,8 bis 16,4 ha 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. Dadurch konnten sowohl größen- als auch altersspezifische Einflüsse der Baggerseen auf die Grundwasserqualität untersucht werden. Bei allen Seen wurden zusätzliche Grundwassermessstellen eingerichtet und eine Bathymetrie durchgeführt.

4.1 Tillmitsch/ Steiermark

Der intensive Kies- und Schotterabbau im Leibnitzer Feld führte zu einer Vielzahl von Baggerseen. Abb. 7 zeigt das Untersuchungsgebiet. Der Baggersee befindet sich nördlich von Tillmitsch, zwischen den Orten Jöb und Bachsdorf. Die Mur fließt in ca. 1 km Entfernung östlich des Baggersees in südwestliche Richtung.

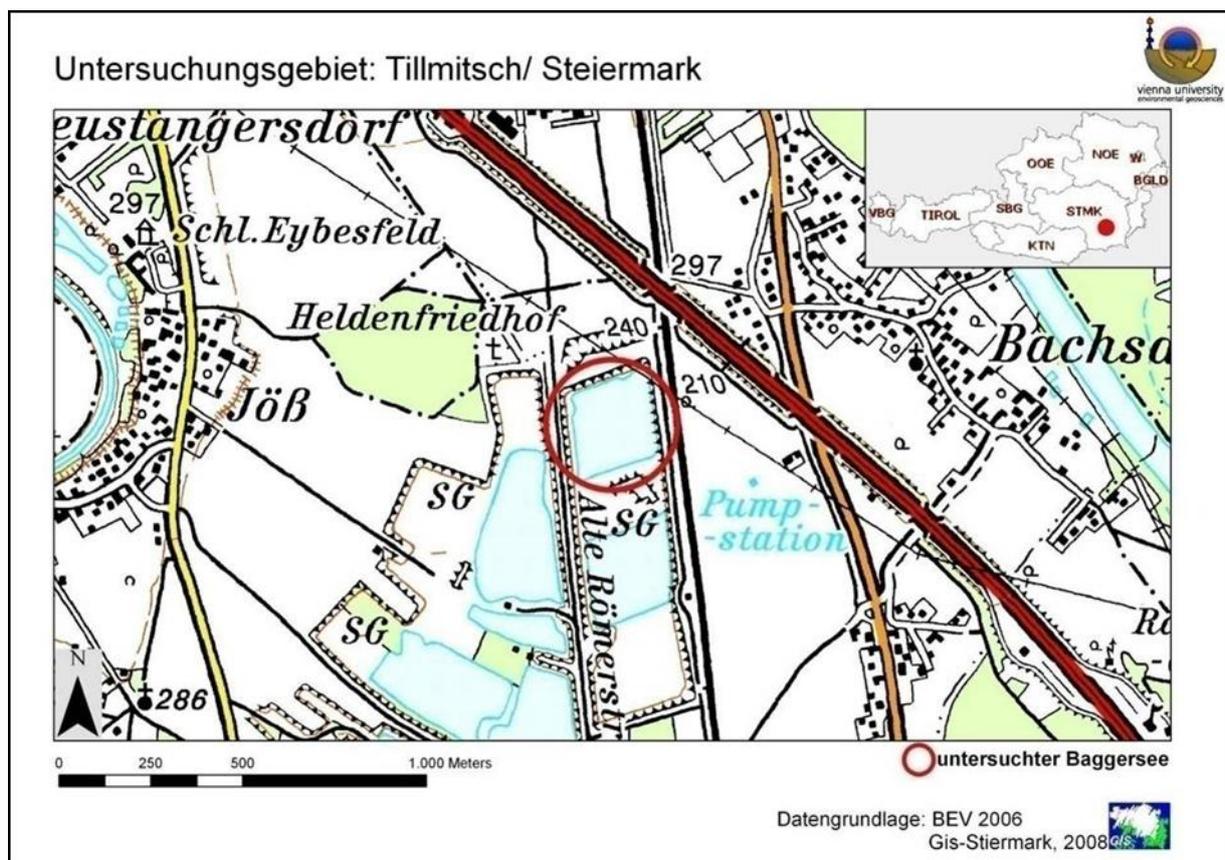


Abb. 7: Untersuchungsgebiet: Tillmitsch/ Steiermark

Der grundwasseranstromig gelegene nördlichste Baggersee im Untersuchungsgebiet wurde in das Projekt aufgenommen, um eine Beeinflussung der Ergebnisse durch andere vorgeschaltete Seen zu verringern. Trotz der geringen Tiefe des Baggersees ist dieser repräsentativ für die Region, die geringe Tiefe spiegelt die geringmächtigen quartären Schotter wider. Tab. 5 zeigt die wesentlichen Charakteristika dieses Baggersees.

Tab. 5: Charakteristika des Baggersees in Tillmitsch

Baggersee	Tillmitsch
Größe	5.9 ha
Tiefe	max. 5 Meter, mittlere Tiefe 2,3 m
Geomorphologie	wannenförmige Ausbildung, steile Uferböschungen
Vegetation	Uferbewuchs mit Pappeln, Eschen, Weiden,...
Alter	Ende der Auskiesung ca. 1998
Nutzung	Sportfischerei
Umfeld	Wald, Landwirtschaft, Kiesabbau, Autobahn

Geologie

Der Grundwasserleiter besteht aus fluvioglazialen Sedimenten des Quartärs und baut sich hauptsächlich aus Kiesablagerungen mit eingeschalteten Sandlinsen auf. Die Kiesablagerungen setzen sich aus gut gerundeten paläozoischen Kristallin- und Karbonatgeröllen zusammen. Als Grundwasserstauer wirken Tertiärsedimente, vorwiegend Tonmergel, Tone und Schluffe (Sampl, 1995).

Nutzung

Die Nachnutzung des Baggersees zeichnete sich vorwiegend durch Sportfischerei aus. Anfüttern der Fische war behördlich untersagt. Der Baggersee war komplett eingezäunt und über zwei abgesperrte Tore erreichbar.

Grundwasserisohypsen bei mittlerem Grundwasserspiegel im Untersuchungsgebiet Tillmitsch

Abb. 8 zeigt die Grundwasserisohypsen und Grundwassermächtigkeiten bei mittlerem Grundwasserspiegel im Untersuchungsgebiet (Stichtag 26.03.1999). Die Grundwasserisohypsen wurden mit Hilfe einer numerischen Grundwassermodellierung erstellt (Fank, 2005).

Die Grundwasserströmungsrichtung ändert sich von Südost nach Süden. Das Grundwasser zeigt im Anstrombereich ein erhöhtes Grundwasserspiegelgefälle, das einerseits auf den direkten Einfluss der Baggerseenkette selbst, andererseits auf den Einfluss des Begleitstromes der Mur (östlich) zurück zu führen ist (Fank, 2005). Der in die Untersuchung aufgenommene Baggersee zeigt nach den vorliegenden Isohypsen eine Anströmung in den nördlichen/ nordwestlichen Bereichen. Im unmittelbaren Abstrombereich (ca. 40 m) befindet sich ein weiterer Baggersee.

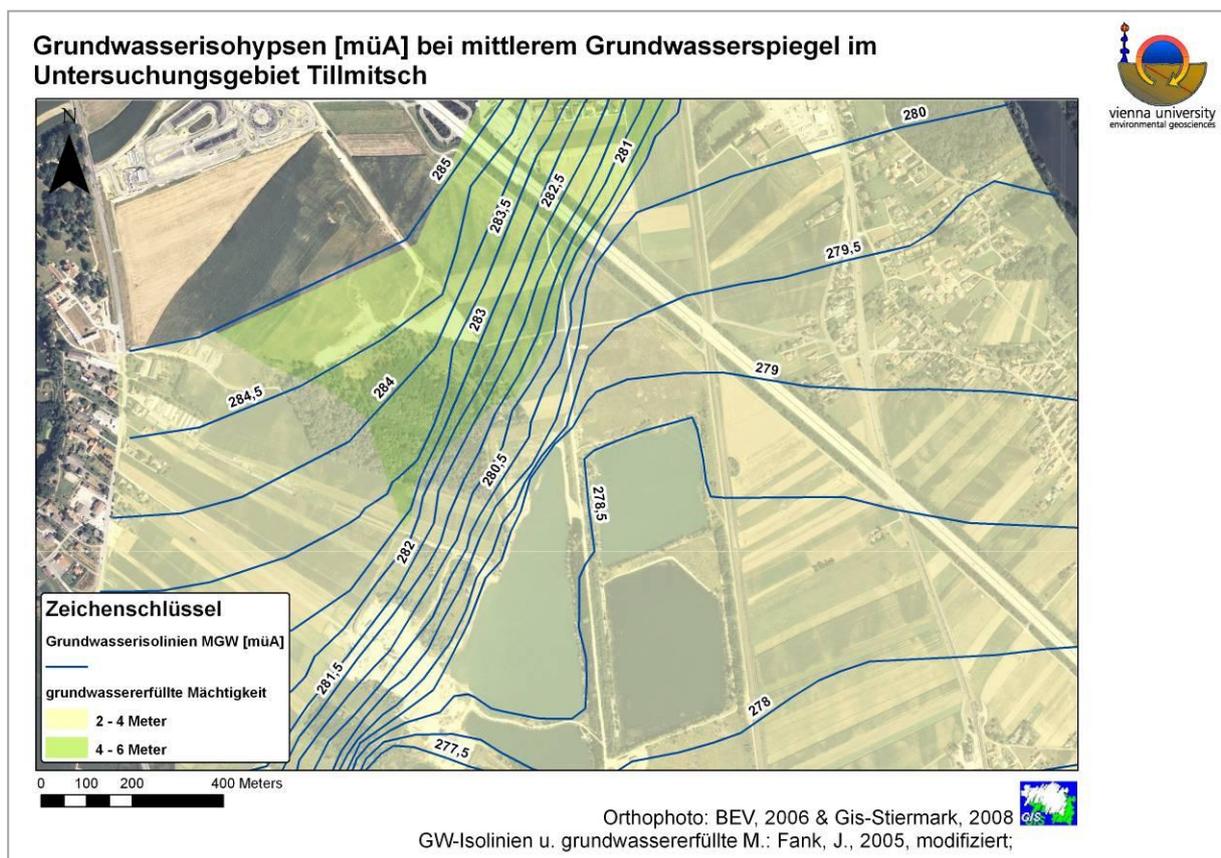


Abb. 8: Grundwasserisohypsen des Untersuchungsgebietes in Tillmitsch bei mittlerem Grundwasserspiegel (Stichtag: 26.03.1999)

4.2 Hörsching/ Oberösterreich

Das Untersuchungsgebiet befindet sich in Oberösterreich, 3 km südlich von Hörsching, in der Ortschaft Rudelsdorf. Südlich des Baggersees befindet sich die Traun. Abb. 9 zeigt das Untersuchungsgebiet. Im Westen, durch einen Damm getrennt, befindet sich ein weiterer kleinerer Abgrabungssee.

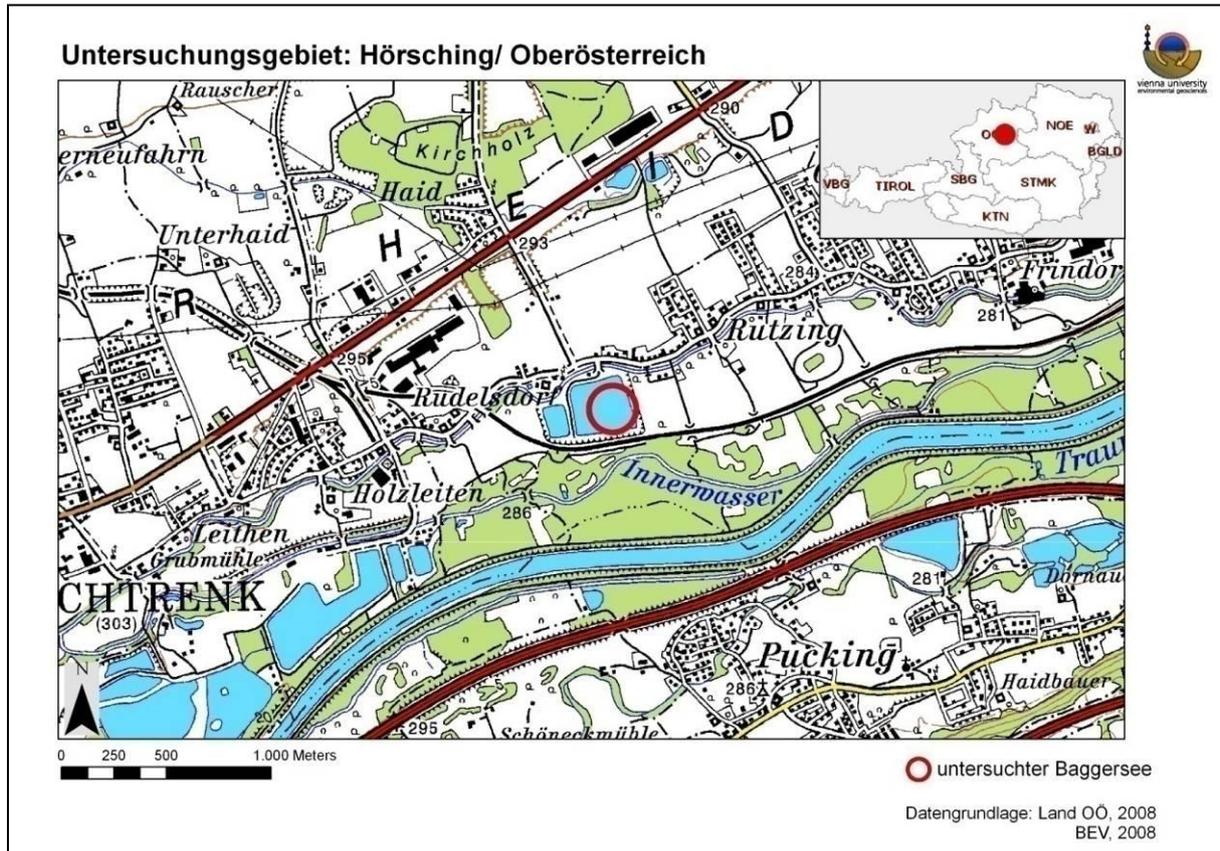


Abb. 9: Untersuchungsgebiet: Hörsching/ Oberösterreich

Die Charakteristika des Baggersees in Hörsching sind in Tab. 6 wiedergegeben. Das Ende der Auskiesung erfolgte im Jahre 1981.

Tab. 6: Charakteristika des Baggersees in Hörsching

Baggersee	Hörsching
Größe	8.6 ha
Tiefe	max. 6,3 Meter, mittlere Tiefe 4,2 m
Geomorphologie	wannenförmige Ausbildung
Vegetation	Uferbewuchs mit Laubbäumen und Sträuchern
Alter	Ende der Auskiesung 1981
Nutzung	Sportfischerei (keine Anfütterung), extensive Badenutzung
Umfeld	Landwirtschaft, Wald

Geologie

Der Baggersee befindet sich im Grundwasserkörper des unteren Trauntals. Deutlich ausgeprägt ist der Terrassenaufbau des Schotterkörpers, die Lage des Baggersees entspricht der Austufe (Cermak, 2007). Die als Schlier bezeichneten Ablagerungen des Tertiärmeeres bestehen hauptsächlich aus Schluffen und Tonen und wirken als Grundwasserstauer. Der eigentliche Grundwasserkörper wird aus fluvioglazialen Kiesen, dem „Quartärschotter“ aufgebaut und besteht überwiegend aus gut gerundeten Karbonatgesteinen. Die durchschnittlichen Durchlässigkeitsbeiwerte streuen im unmittelbaren Untersuchungsgebiet zwischen $1 - 1,5 \cdot 10^{-2}$ m/s (Amt der OÖ Landesregierung, 2004). Die grundwassererfüllte Mächtigkeit beträgt im Umfeld des Baggersees in etwa 6 – 7 m.

Nutzung

Der Baggersee wurde für die Sportfischerei, eine angrenzende Liegewiese wurde als Erholungsraum genutzt. Diverse Sportarten wurden auf ebenfalls angrenzenden Sportplätzen ausgeübt.

Grundwasserisohypsen bei mittlerem Grundwasserspiegel im Untersuchungsgebiet HÖrsching

Abb. 10 zeigt die Grundwasserisohypsen bei mittlerem Grundwasserspiegel (Grundwasserschichtenplan Welser Heide, Stand: Dez. 2006, Bezug: Amt der OÖ. Landesregierung, Abteilung Wasserwirtschaft, Grund- und Trinkwasserwirtschaft, 2008). 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. Der nördlich unmittelbar angrenzende Mühlbach wird künstlich dotiert, zeichnet sich durch gleichbleibende Wasserführung aus und ist gegenüber dem Umfeld komplett abgedichtet (mündl. Mitteilung: Ing. Gerald Wild, Marktgemeinde HÖrsching).



Abb. 10: Grundwasserisohypsen des Untersuchungsgebietes in HÖrsching bei mittlerem Grundwasserspiegel, Amt der OÖ. Landesregierung, Abteilung Wasserwirtschaft, Grund- und Trinkwasserwirtschaft, 2008

4.3 Grafenwörth/ Niederösterreich

Das Untersuchungsgebiet (Abb. 11) befindet sich in Niederösterreich und liegt zwischen den Orten Grafenegg und Grafenwörth. Nördlich des Baggersees befinden sich eine aktive Nassbaggerung und ein Schlammbecken. Ferner ist der Baggersee, der gegen das Umland mit ca. 3 m hohen Böschungen abgegrenzt ist, von Ackerland umgeben.

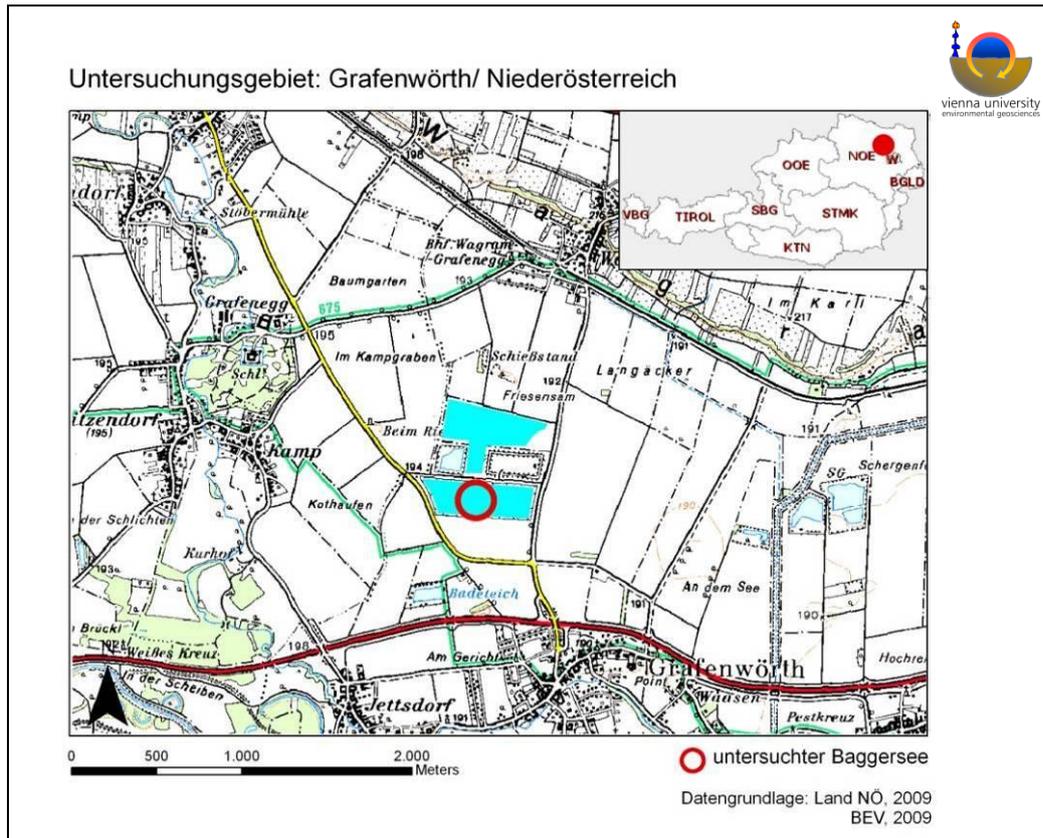


Abb. 11: Untersuchungsgebiet: Grafenwörth/ Niederösterreich

Die Charakteristika des Baggersees in Grafenwörth sind in Tab. 7 wiedergegeben. Der Baggersee von Grafenwörth ist mit ca. 16 ha der flächenmäßig größte Baggersee im vorliegenden Projekt. Die Rekultivierungsmaßnahmen wurden ca. 2004 abgeschlossen.

Tab. 7: Charakteristika des Baggersees in Grafenwörth

Baggersee	Grafenwörth
Größe	16,4 ha
Tiefe	max. 10,1 Meter, mittlere Tiefe 6,4 m
Geomorphologie	wannenförmige Ausprägung, Steinwurf als Uferbefestigung

Baggersee	Grafenwörth
Vegetation	Uferbewuchs mit Laubbäumen und Sträuchern
Alter	Ende der Auskiesung 2004
Nutzung	Sportfischerei, 100 kg/ha Fischbesatz
Umfeld	Landwirtschaft, aktive Nassbaggerung

Geologie

Der Grundwasserleiter befindet sich geologisch innerhalb der Molassezone. Quartäre Donausedimente mit einer Mächtigkeit von 12 – 16 m bilden den Grundwasserleiter, der durch die gegenseitige Beeinflussung von Traisen, Kamp und Krems 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 $5 \cdot 10^{-3}$ m/s angegeben.

Nutzung

Die Nachnutzung des Baggersees war sehr extensiv, es erfolgte vorwiegend ein Besatz mit Karpfen. Andere Nutzungsformen, wie als Erholungsraum, Badesee oder für die Ausübung von Sportarten waren nicht bekannt und wurden durch den erschwerten öffentlichen Zugang unterbunden. Der Baggersee war nahezu vollständig eingezäunt.

Derzeitige Situation der angrenzenden Nassbaggerung

Die nördlich angrenzende Nassbaggerung ist in einem fortgeschrittenen Stadium der Auskiesung (Abb. 12). Im April 2009 ist ein schmaler Streifen für die Versorgung des Schwimmgreifbaggers noch erhalten geblieben, die Auskiesung geht vorwiegend in die Tiefe. Für die Aufbereitung der Sande und Kiese werden aus dem Grundwasser pro Jahr ca. 1 Mio. m³ Wasser gefördert und anschließend im Schlammbecken wieder versickert (mündl. Mitteilung: Dipl.-Ing. Bernd Wanivenhaus, Cemex Austria AG).

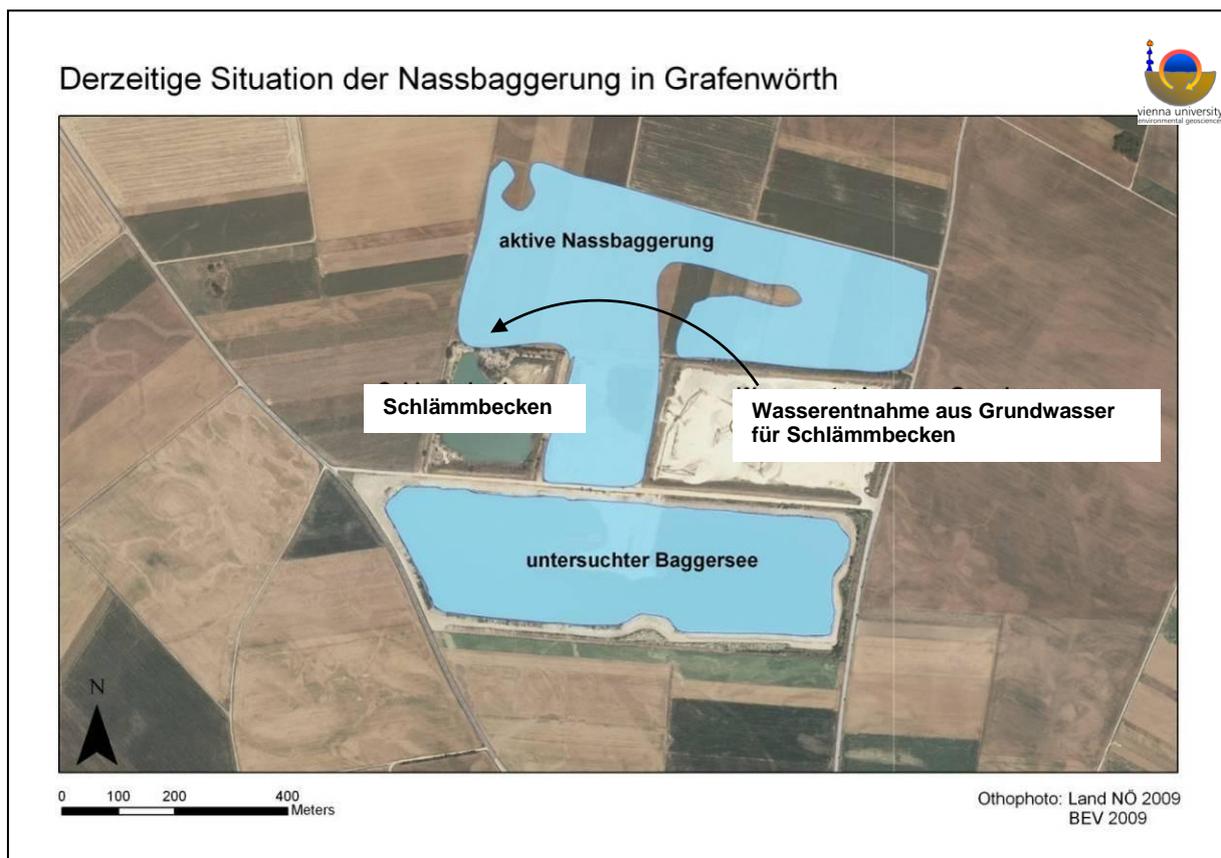


Abb. 12: Derzeitige Situation der Nassbaggerung in Grafenwörth (April, 2009)

Grundwasserisohypsen bei mittlerem Grundwasserspiegel im Untersuchungsgebiet Grafenwörth

Auf Grundlage des Grundwassermodells Kremser Bucht (Fank, 2002) wurden die Grundwasserisohypsen im Untersuchungsgebiet abgeleitet (Abb. 13). Die Grundwasserisohypsen repräsentieren den Grundwasserstand zum Stichtag am 01.06.1995. Der Grundwasserstrom schwenkt im Untersuchungsgebiet von Südost nach Ost-südost. 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. 13: Grundwasserisohypsen des Untersuchungsgebietes in Grafenwörth bei mittlerem Grundwasserspiegel (Stichtag: 01.06.1995)

4.4 Persenbeug/ Niederösterreich

Der Baggersee in Persenbeug befindet sich in Niederösterreich auf der Ybbser Scheibe (Abb. 14). Die Ybbser Scheibe wird von der Donau U-förmig umflossen, am südlichen Donauufer befindet sich die Mündung der Ybbs. Durch den Kraftwerksbau zwischen Persenbeug und Ybbs in den 1950ern wurde die „Böse Beuge“ erweitert, bis dahin war dieser Abschnitt des Strudengaus eine Donauengstelle. Westlich des von Ackerland umgebenen Baggersees befand sich eine aktive Nassbaggerung.

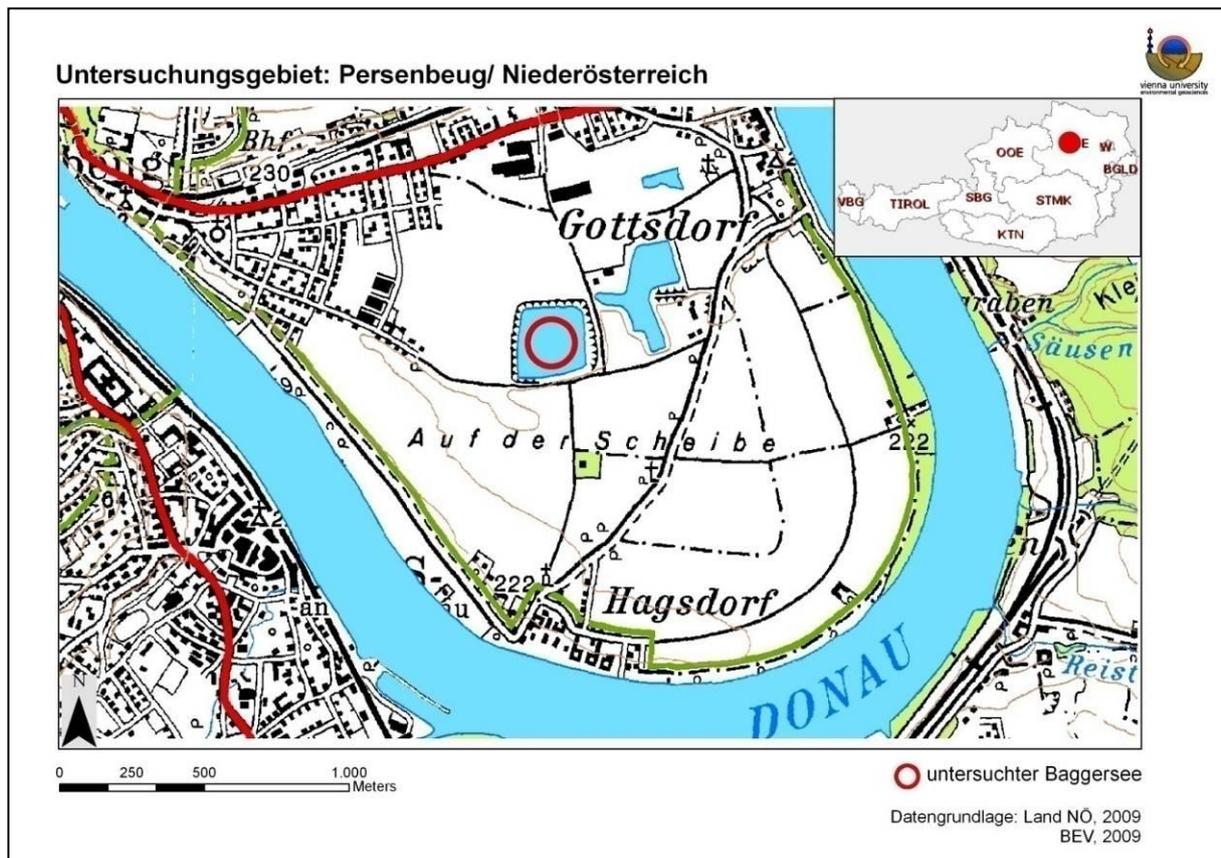


Abb. 14: Untersuchungsgebiet: Persenbeug/ Niederösterreich

Tab. 8 zeigt wichtige Überblicksinformationen über den Baggersee in Persenbeug. Das Ende der Auskiesung war vor 17 Jahren.

Tab. 8: Charakteristika des Baggersees in Persenbeug

Baggersee	Persenbeug
Größe	6 ha
Tiefe	max. 9,2 Meter, mittlere Tiefe 5,6
Geomorphologie	wannenförmige Ausbildung mit teilweisen flachen Uferzonen
Vegetation	Uferbewuchs mit Pappeln, Eschen, Weiden,...
Alter	Ende der Auskiesung 1992
Nutzung	Sportfischerei
Umfeld	Landwirtschaft

Geologie

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 wieder, der durch Schliersedimente (Schluffe und Tone) aufgebaut wird. Typisch sind in diesem Abschnitt Konglomeratbänke, die von den quartären Schottern überlagert werden (Scheidleder, 2005).

Nachnutzung

Der Baggersee wurde für die Sportfischerei genutzt mit einem maximalen Besatz von 150 kg/ha und Jahr. Ein dichter Gehölzgürtel umgab den Baggersee. Der Baggersee war komplett eingezäunt und nur über ein versperrtes Tor erreichbar.

Grundwasserisohypsen bei mittlerem Grundwasserspiegel im Untersuchungsgebiet Persenbeug

Abb. 15 zeigt die Grundwasserisohypsen bei mittlerem Grundwasserspiegel (Amt der NÖ Landesregierung, 2009). Die Grundwasserisohypsen repräsentieren den Grundwasserspiegel zum Stichtag am 17.03.1996. Der Einfluss des Baggersees ist bei diesen Grundwasserisohypsen noch nicht berücksichtigt. Die Fließrichtung des Grundwassers ist im Nahbereich des Baggersees südost gerichtet. Die Grundwasserabstandsgeschwindigkeit wird mit 2 m/d angegeben (Amt der NÖ Landesregierung, 1994). 300 m südlich des Baggersees befindet sich die Wasserversorgung der Marktgemeinde Persenbeug-Gottsdorf mit einem Höchstentnahmekonsens von 80 l/s, bei max. Konsensentnahme befindet sich der Baggersee im Zustrombereich der Trinkwasserfassung (Amt der NÖ Landesregierung, 1994). Die Ybbser Scheibe wird von der Donau U-förmig umschlossen.

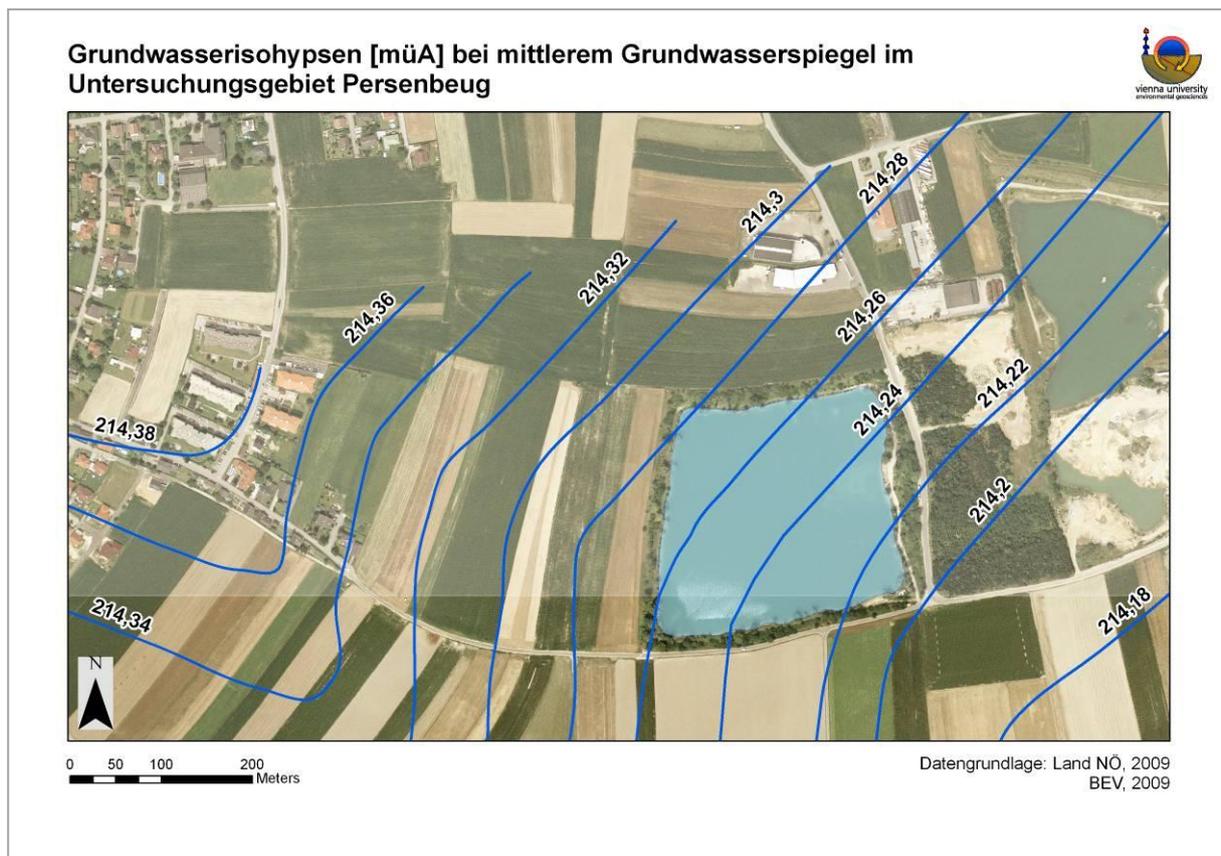


Abb. 15: Grundwasserisohypsen des Untersuchungsgebietes in Persenbeug bei mittlerem Grundwasserspiegel (Stichtag: 17.03.1996)

4.5 Pframa/ Niederösterreich

Der zu untersuchende Baggersee befindet sich in Niederösterreich im Porengrundwasserkörper des Marchfeldes (Abb. 16). Er liegt zwischen den Ortschaften Wagram an der Donau, Pframa und Eckartsau.

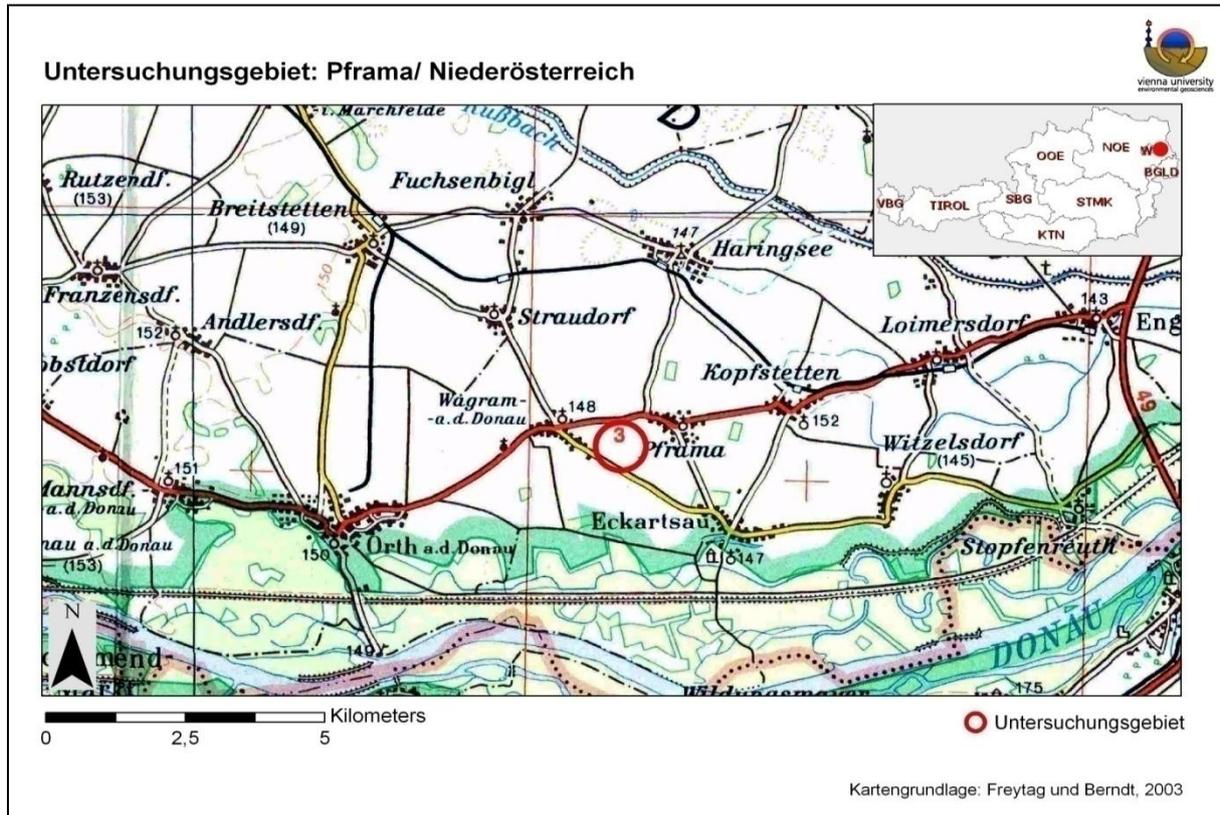


Abb. 16: Untersuchungsgebiet: Pframa/ Niederösterreich

Tab. 9 zeigt die wesentlichen Charakteristika des Baggersees in Pframa. Mit 3,8 ha ist dieser Baggersee der kleinste in der Untersuchung, erreicht aber eine Tiefe von bis zu 10 m.

Tab. 9: Charakteristika des Baggersees in Pframa

Baggersee	Pframa
Größe	3,8 ha
Tiefe	max. 9,6 Meter, mittlere Tiefe 5,3 m
Geomorphologie	strukturiert, Flachwasserbereiche in Ufernähe, Insel
Vegetation	Uferbewuchs mit Eschen, Weiden,... geringere Vegetation in jüngeren Bereichen
Alter	Ausbaggerung gerade abgeschlossen (2008)
Nutzung	Sportfischerei (keine Anfütterung, max. 150 kg/ha Besatz)
Umfeld	Landwirtschaft

Geologie

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-Becken“ 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 zirka 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 Schotter-sedimenten 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.

Nachnutzung

Der Baggersee wurde für die Sportfischerei genutzt mit der Auflage des Anfütterungsverbot und eines Maximalbesatzes an Fischen pro Jahr. Der Baggersee war nur teilweise eingezäunt und ermöglichte so den Zugang von Wildbadenden.

Grundwasserisohypsen bei mittlerem Grundwasserspiegel im Untersuchungsgebiet Pframa

Die Grundwasserisohypsen im Untersuchungsgebiet (siehe Abb. 17) repräsentieren den mittleren Grundwasserspiegel zum Stichtag 01.02.2001 (Fank, 2008). Das Grundwasser im Umfeld des Baggersees strömt von West nach Ost, wobei eine leichte Richtungsänderung nach Süden zu beobachten ist. Bei der makroskaligen Betrachtung des Marchfeldes schätzen Schuch (1977) und Cepuder (1998) Durchlässigkeitsbeiwerte zwischen $2 \cdot 10^{-2}$ und $1 \cdot 10^{-3}$ m/s, welche denen von Kiesen und Sanden entsprechen. Das Untersuchungsgebiet zeichnet sich durch ein relativ flaches Grundwasserspiegelgefälle von ca. 0,3 Promille aus, es ist von einer geringen Abstandsgeschwindigkeit auszugehen.

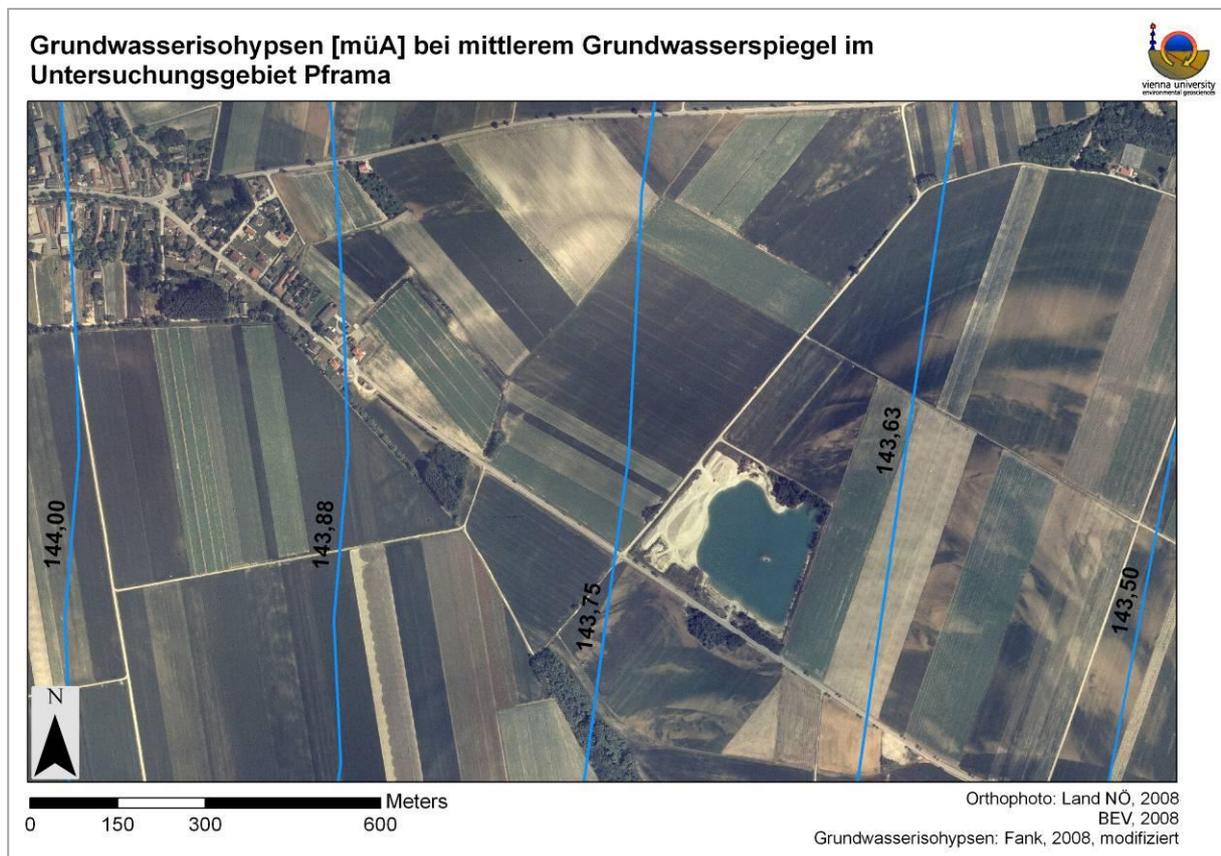


Abb. 17: Grundwasserisohypsen des Untersuchungsgebietes in Pframa bei mittlerem Grundwasserspiegel (Stichtag: 01.02.2001)

5 Instrumentierung der Baggerseen

Kurzfassung: Sofern in anstromigen, bzw. abstromigen Bereichen der Baggerseen keine Grundwassermessstellen existierten, wurden diese vonseiten des Departments für Umweltgeowissenschaften abgeteuft. Bestehende Grundwassermessstellen wurden in das Messnetz aufgenommen wenn diese sich im direkten Einzugsbereich der Baggerseen befanden.

5.1 Abteufung der Grundwassermessstellen

Die Grundwassermessstellen wurden mittels Doppelrohrrammkernsondierung abgeteuft. Diese wurde mit einer Sondierdraupe (GTR780 V, Geotool) ausgeführt (siehe Abb. 18). Das hohle Außenrohr mit einem Durchmesser von 90 mm wurde zusammen mit dem hohlen Innenrohr (\varnothing 80 mm) in den Boden gerammt.



Abb. 18: Bohrraube der Universität Wien für die Abteufung der Grundwassermessstellen (Ort: Baggersee Hörsching)

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). Eine Stauchung des Sedimentes während des Rammvorganges wurde vorwiegend bei bindigen Böden beobachtet, bei sehr locker gelagertem Sediment konnte es zu Kernverlust kommen. Das Sediment wurde unmittelbar im Feld angesprochen (ÖNORM B 4401 3 & ÖNORM B 4401 4), des Weiteren wurden Sedimentproben genommen. Die Bohrprofile und der Ausbau der einzelnen Messstellen sind im Anhang **E** aufgelistet. 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. Mit dieser Technik konnten Tiefen bis zu 17 Meter erreicht werden, bei gutem Rammfortschritt sind, abhängig von der Geologie, größere Tiefen möglich.

Bei Erreichen der gewünschten Endtiefe wurde das Innenrohr gezogen, in das hohle Außenrohr wurden die nötigen Filter- bzw. Vollrohre aus HDPE mit einem Durchmesser von 54 mm (2 Zoll) eingebracht. Das Außenrohr wurde gezogen. Im Grundwasser fiel das Bohrloch sofort in sich zusammen und umgab das Filterrohr, in der ungesättigten Zone blieb das Bohrloch bei bindigen Böden unter Umständen stehen, in diesem Fall wurde das Bohrloch mit autochthonem Material aufgefüllt.

Neben den projektierten Grundwassermessstellen wurden, bei unklaren Strömungsverhältnissen, zusätzliche Grundwassermessstellen, bzw. zur Erfassung der Kippungslinie des Baggersees unvollkommene Peilrohre errichtet. Insgesamt wurden 14 neue Grundwassermessstellen und 3 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.

5.2 Lage der Grundwassermessstellen

Baggersee Grafenwörth

In Grafenwörth bestanden bereits eine anstromige Grundwassermessstelle, zwei abstromige Grundwassermessstellen und eine Grundwassermessstelle unmittelbar abstromig eines Schlammbeckens. Diese wurden in das Messnetz übernommen. Aufgrund der aktiven Nassbaggerung im nördlichen Bereich und der Grundwasserentnahme für die Kieswäsche (siehe Kapitel 4.3) wurde bei diesem Baggersee das Messstellennetz verdichtet, um den Einfluss der aktiven Nassbaggerung auf die Hydrochemie des Sees, bzw. des abströmenden Grundwassers zu erfassen. Abb. 19 zeigt die Lage der Grundwassermessstellen.

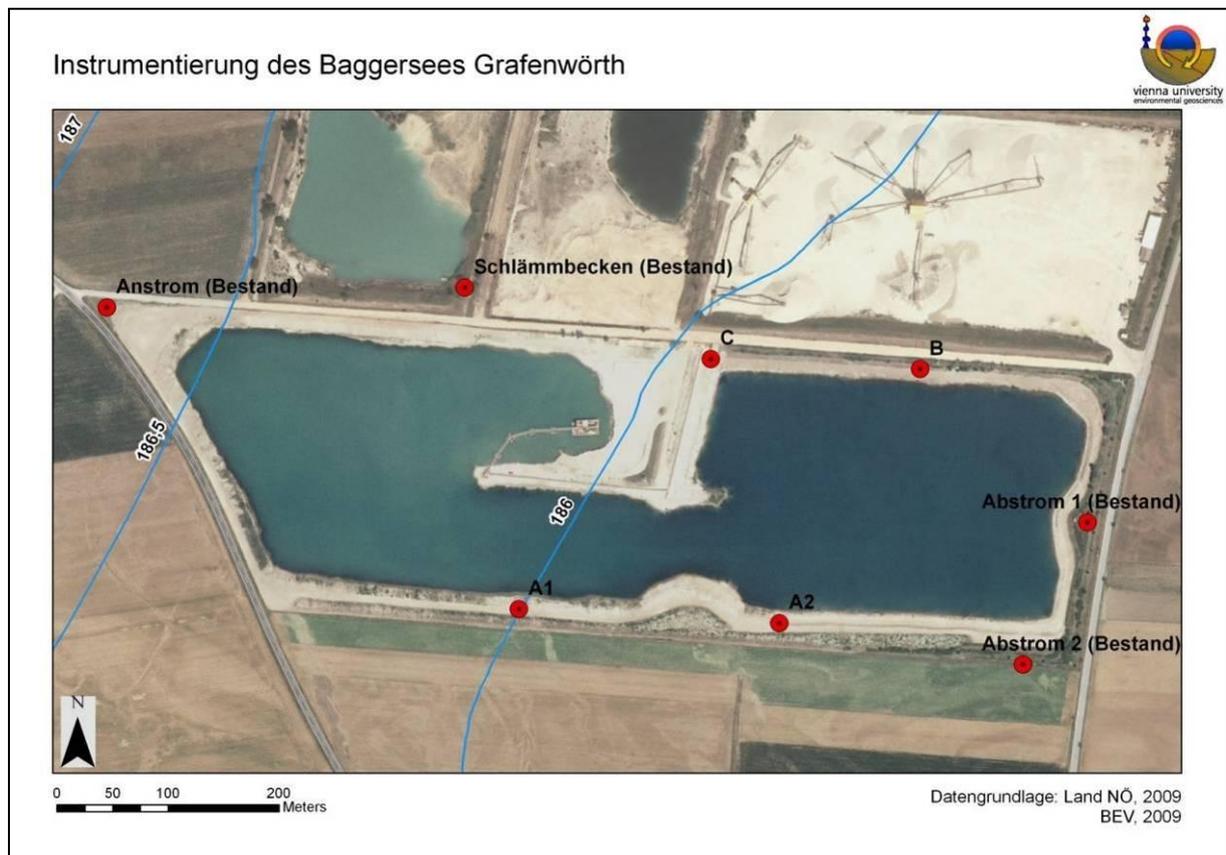


Abb. 19: Instrumentierung des Baggersees Grafenwörth (GW-Isophypsen bei mittlerem GW-Spiegel, siehe Kapitel 4)

Die Grundwassermessstellen C und B wurden für die Erfassung der Hydrochemie des Grundwassers abgeteuft. Die unvollkommenen Peilrohre A1 und A2 wurden zusätzlich für die Erfassung der Kippungslinie des Baggersees errichtet.

Abb. 20 zeigt beispielhaft das Bohrprofil der Grundwassermessstelle Grafenwörth/B, alle weiteren Bohrprofile sind im Anhang E aufgelistet.

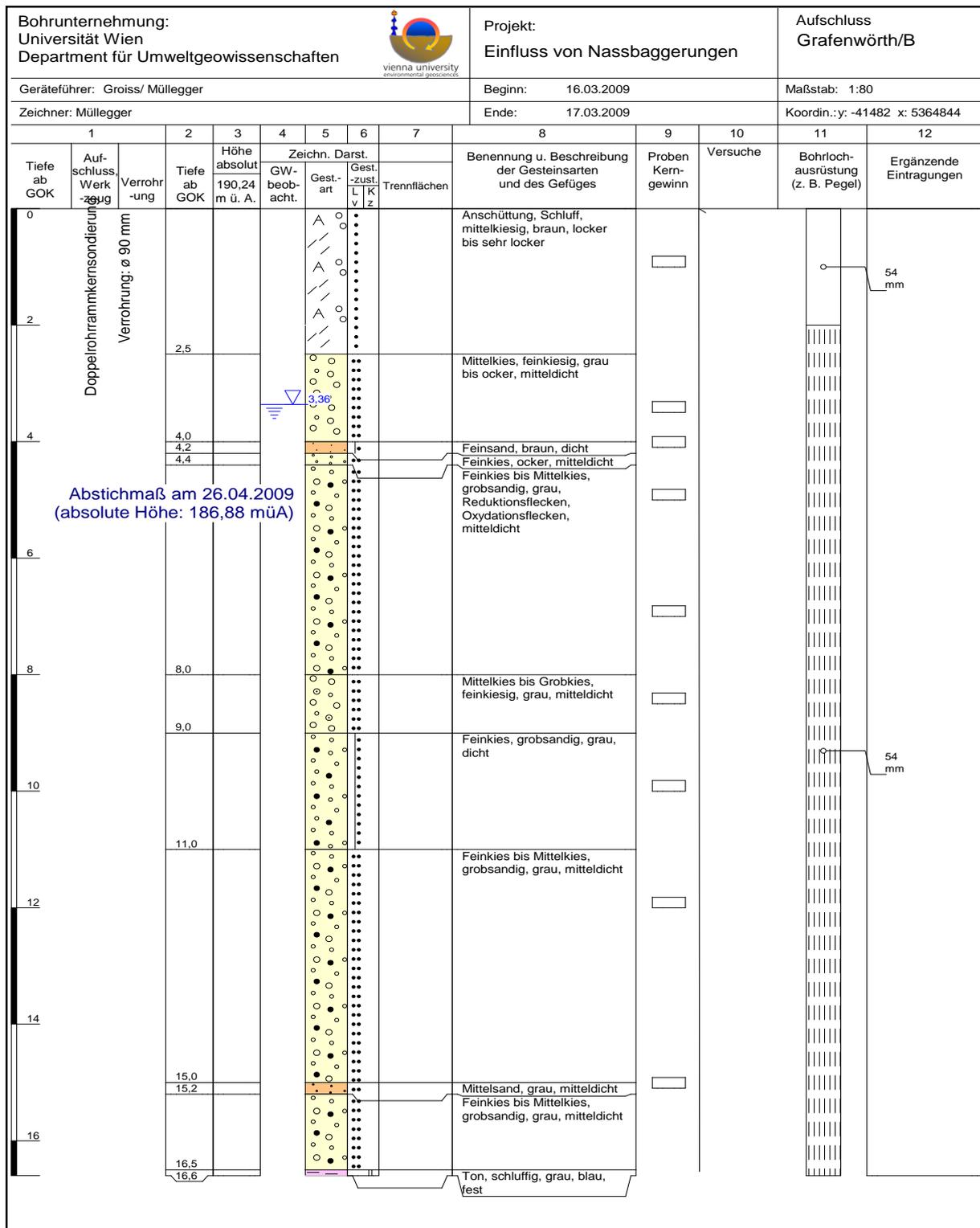


Abb. 20: Bohrprofil der Grundwassermessstelle Grafenwörth/B

Baggersee Hörsching

Für die Instrumentierung des Baggersees in Hörsching wurde eine anstromige Grundwassermessstelle (Hoer/Nord), sowie zwei abstromige Grundwassermessstellen (Hoer/Ost und Hoer/Süd) abgeteuft. Um einerseits die Abdichtung zum westlich gelegenen See, als auch die Hydrochemie zu erfassen, wurde zwischen den beiden Seen eine zusätzliche Grundwassermessstelle (Hoer/West) errichtet (siehe Abb. 21). Die Bohrprofile sind im Anhang E gelistet.



Abb. 21: Instrumentierung des Baggersees Hörsching (GW-Isohypsen bei mittlerem GW-Spiegel, siehe Kapitel 4)

Baggersee Tillmitsch

Für das Untersuchungsgebiet existierte bereits ein Grundwasserströmungsmodell von Fank et. al (2005). Es wurden anstromig (Till/Nord) eine und im Abstrombereich zwei Grundwassermessstellen abgeteuft (siehe Abb. 22). Die Bohrprofile sind im Anhang **E** gelistet.

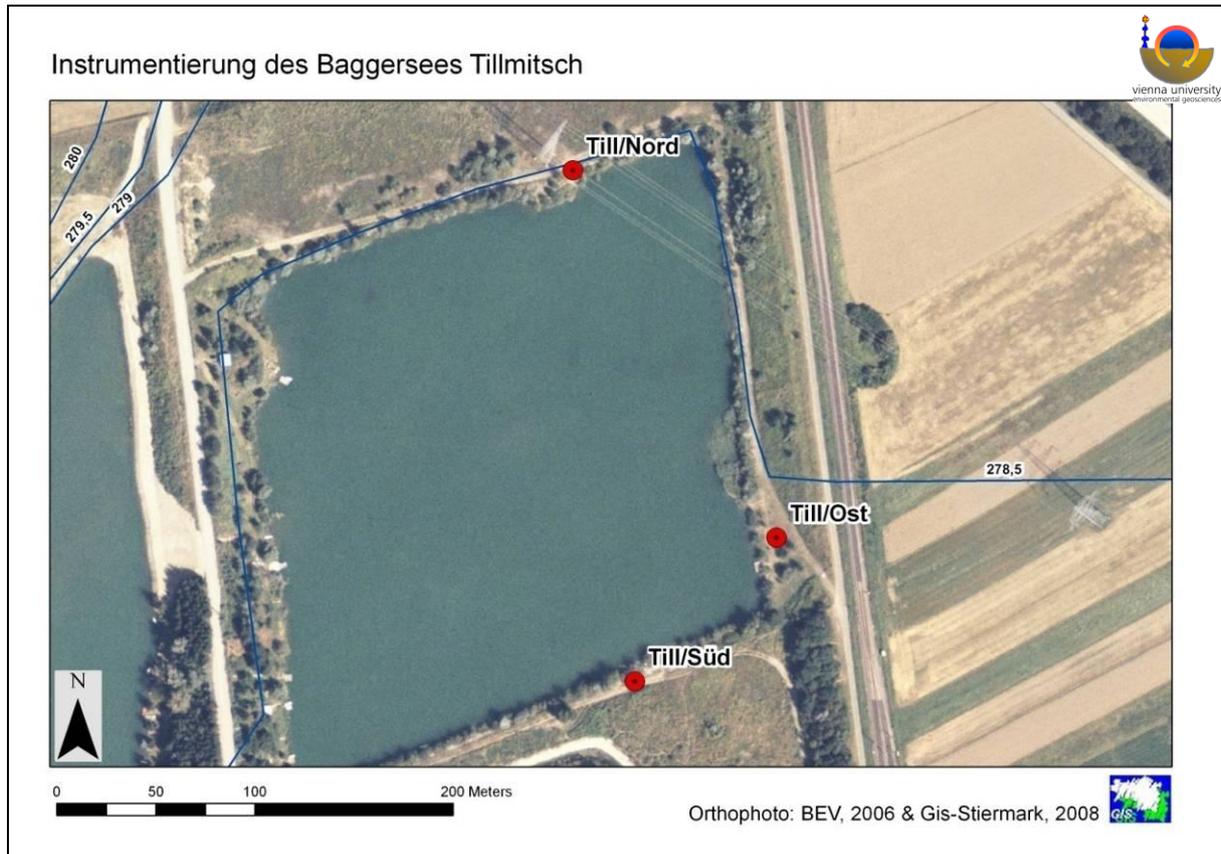


Abb. 22: Instrumentierung des Baggersees Tillmitsch (GW-Isohypsen bei mittlerem GW-Spiegel, siehe Kapitel 4)

Baggersee Pframa

Beim Baggersee in Pframa wurde anstromig (Pframa/West) und abstromig (Pframa/Ost) jeweils eine Grundwassermessstelle errichtet (siehe Abb. 23). Die Grundwassermessstelle (Pframa/Nord) existierte bereits und wurde in das Messstellennetz aufgenommen. Für die Erfassung der Kippungslinie des Baggersees wurde im südlichen Bereich (Pframa/Süd) ein unvollkommenes Peilrohr errichtet. Die Bohrprofile sind im Anhang E gelistet.

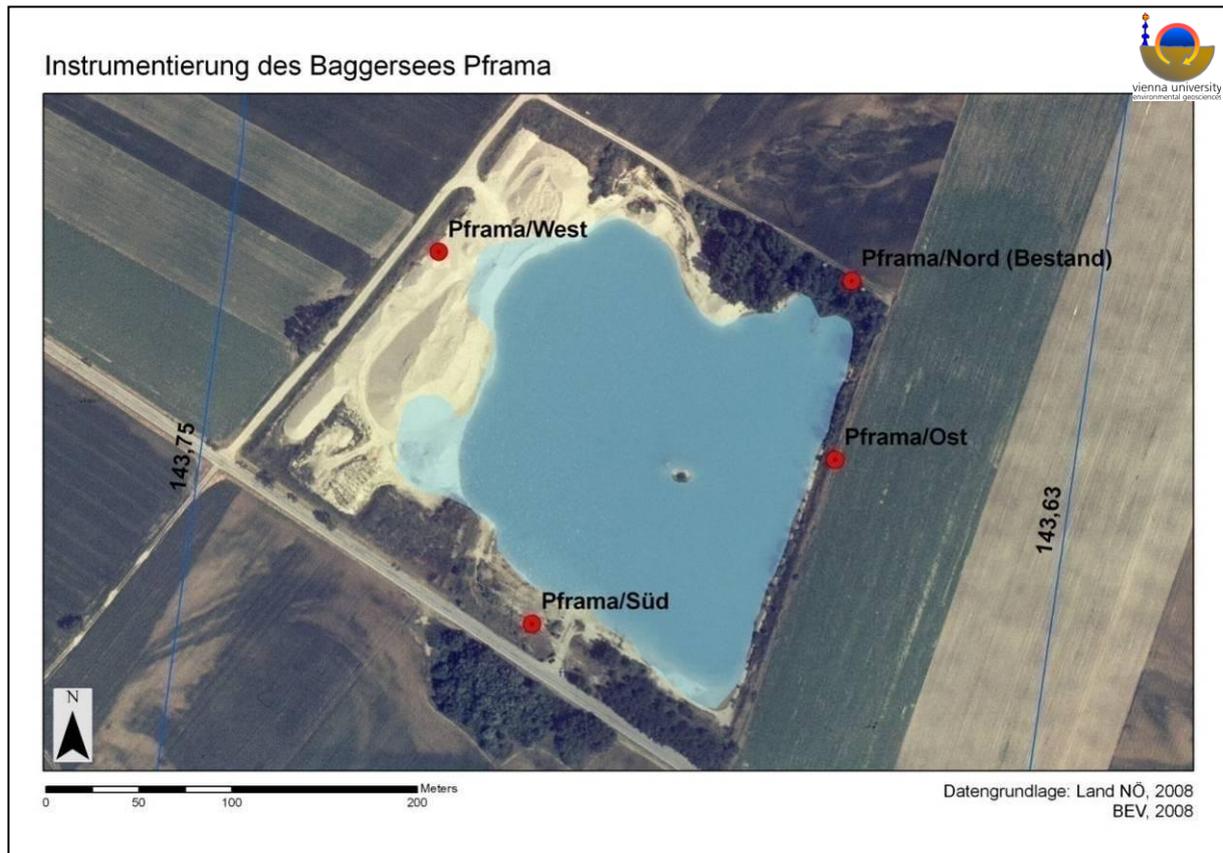


Abb. 23: Instrumentierung des Baggersees Pframa (GW-Isophypsen bei mittlerem GW-Spiegel, siehe Kapitel 4)

Baggersee Persenbeug

Der Baggersee in Persenbeug wurde mit zwei abstromigen Grundwassermessstellen (Pers/Ost, Pers/Süd) und zwei anstromigen Grundwassermessstellen (Pers/West und Pers/Nord) ausgerüstet (siehe Abb. 24). Die Bohrprofile sind im Anhang E gelistet.

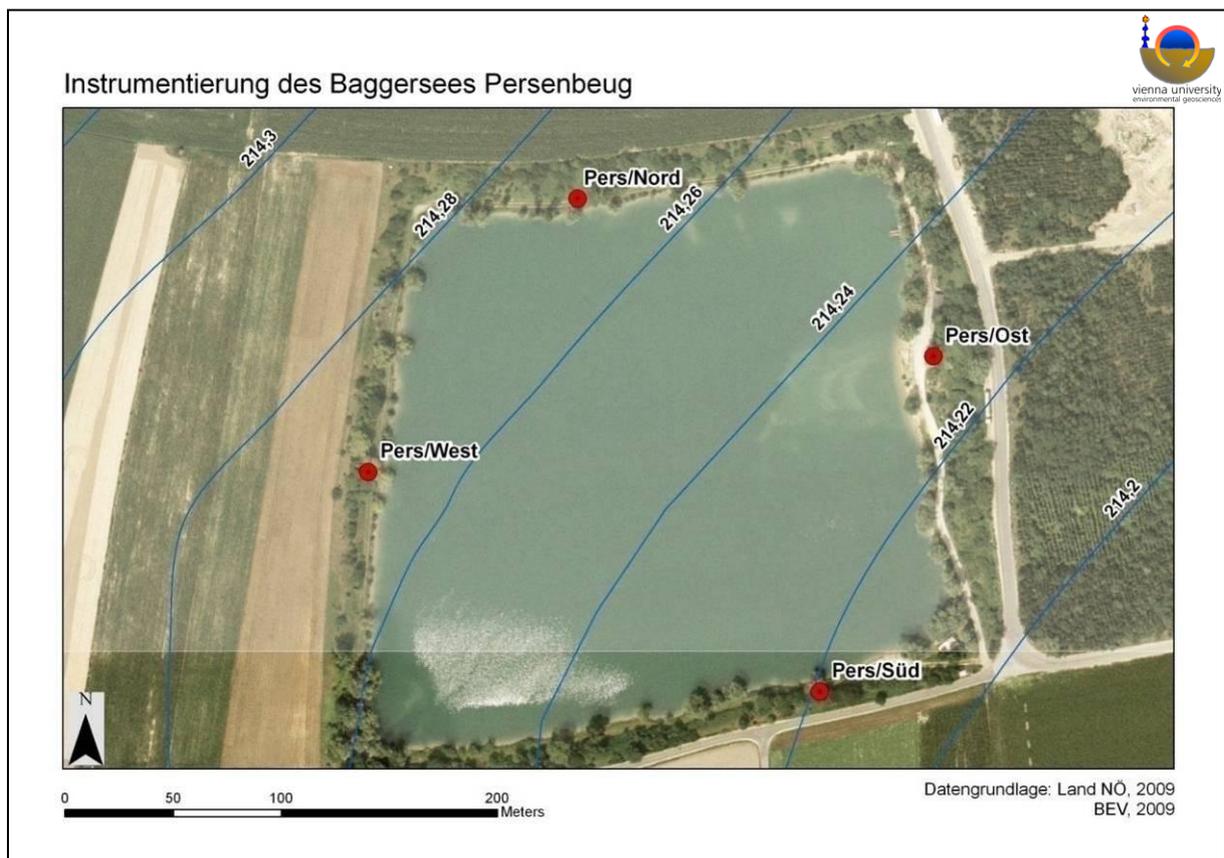


Abb. 24: Instrumentierung des Baggersees Persenbeug (GW-Isohypsen bei mittlerem GW-Spiegel, siehe Kapitel 4)

6 Bathymetrie

Die bathymetrische Vermessung der Baggerseen dient dazu, die Ausformung und Auskiesung eines jeden Sees zu erfassen, um in weiterer Folge die für jeden See geeigneten Probenahmestellen zu identifizieren. Es werden die unterschiedlichen Tiefenzonen erkannt, die speziell in der Erfassung der Sedimentparameter (tiefste Zone) und der Grenzschichtparameter (Flachwasserzone) von Bedeutung sind. Die bathymetrische Vermessung von drei der fünf Baggerseen erfolgte mittels Bootsbesatzung und Echolot-Vermessung (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.

Tab. 10: Seefläche, Wasservolumen sowie berechnete mittlere Wassertiefe der untersuchten Baggerseen bei mittlerem Grundwasserspiegel (Stichtag des mittleren Grundwasserspiegels siehe Kapitel 4)

Baggersee	Fläche [ha]	Wasservolumen [m ³]	mittlere Tiefe [m]	Seewasserspiegel bei mittlerem Grundwasserspiegel [müA]
Hörsching	8,6	358.000	4,2	281,0
Tillmitsch	5,9	135.000	2,3	278,5
Pframa	3,8	200.000	5,3	143,7
Persenbeug	6,0	338.000	5,6	214,2
Grafenwörth	16,4	1.057.000	6,4	187,0

Abb. 25 zeigt die Tiefenzonen der Nassbaggerung in Tillmitsch. Die berechnete Durchschnittstiefe beträgt 2,3 Meter, wobei 70 % der Tiefenzone zwischen 2 und 3 Meter liegen (Fank, 2005).

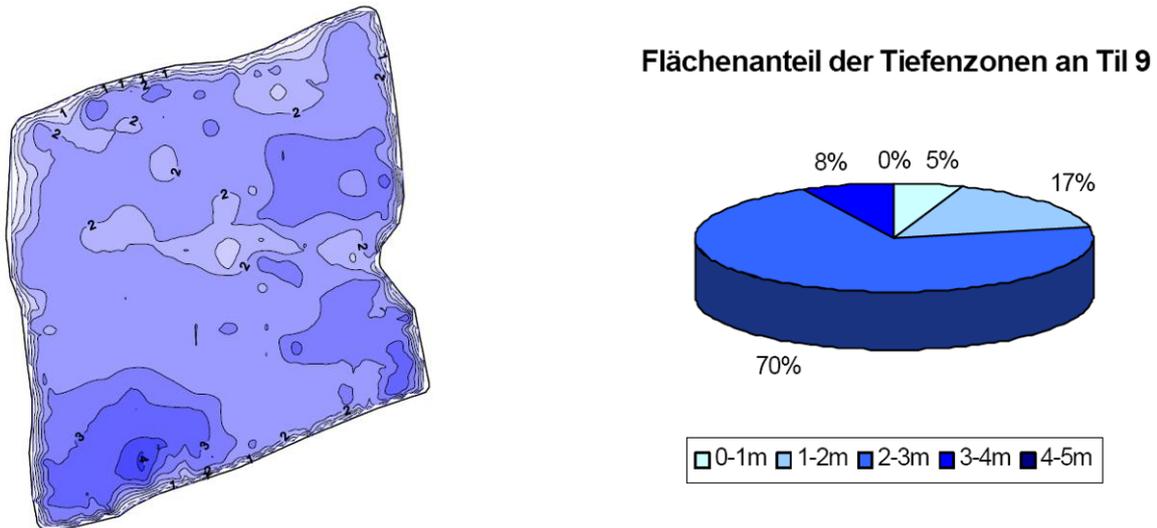


Abb. 25: Bathymetrie und Flächenanteil der Tiefenzonen der Nassbaggerung in Tillmitsch (Fank, 2005).

Abb. 26 zeigt die Tiefenvermessung der Nassbaggerung in Persenbeug. Die tiefste Stelle liegt bei dieser Nassbaggerung bei 9,2 Meter.

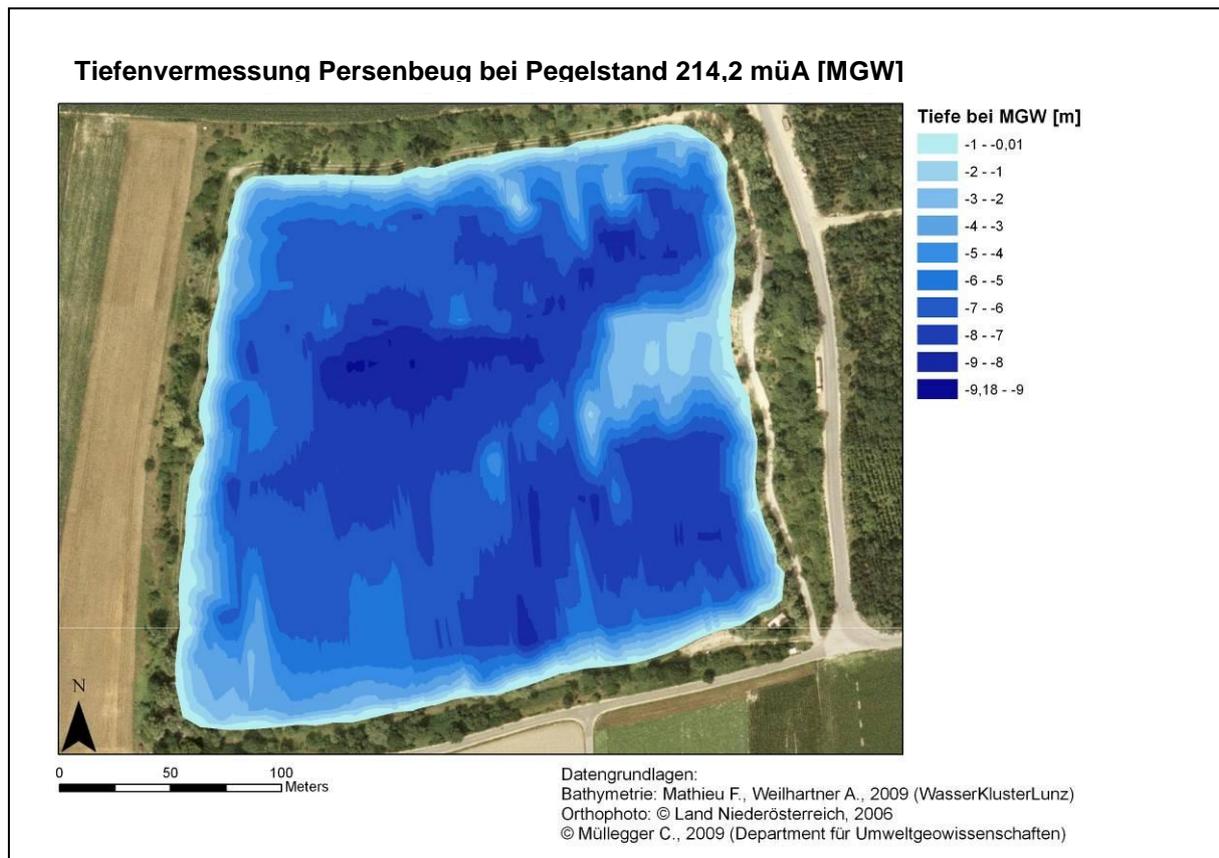


Abb. 26: Bathymetrie der Nassbaggerung in Persenbeug.

Abb. 27 zeigt die Tiefenvermessung der Nassbaggerung in Hörsching. Die tiefste Stelle liegt bei dieser Nassbaggerung bei 6,3 Meter.

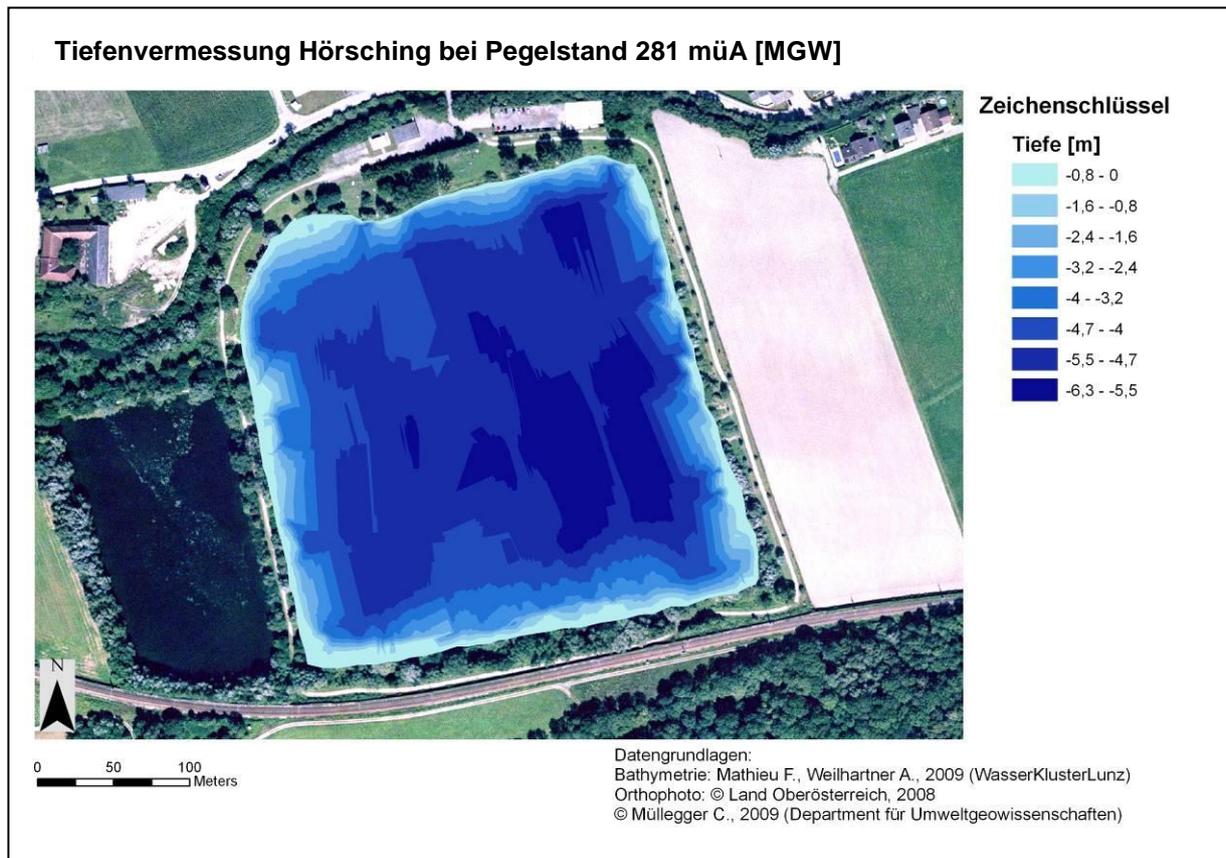


Abb. 27: Bathymetrie der Nassbaggerung in Hörsching.

Abb. 28 zeigt die Tiefenvermessung der Nassbaggerung in Pframa. Die tiefste Stelle liegt bei dieser Nassbaggerung bei 9,6 Meter.

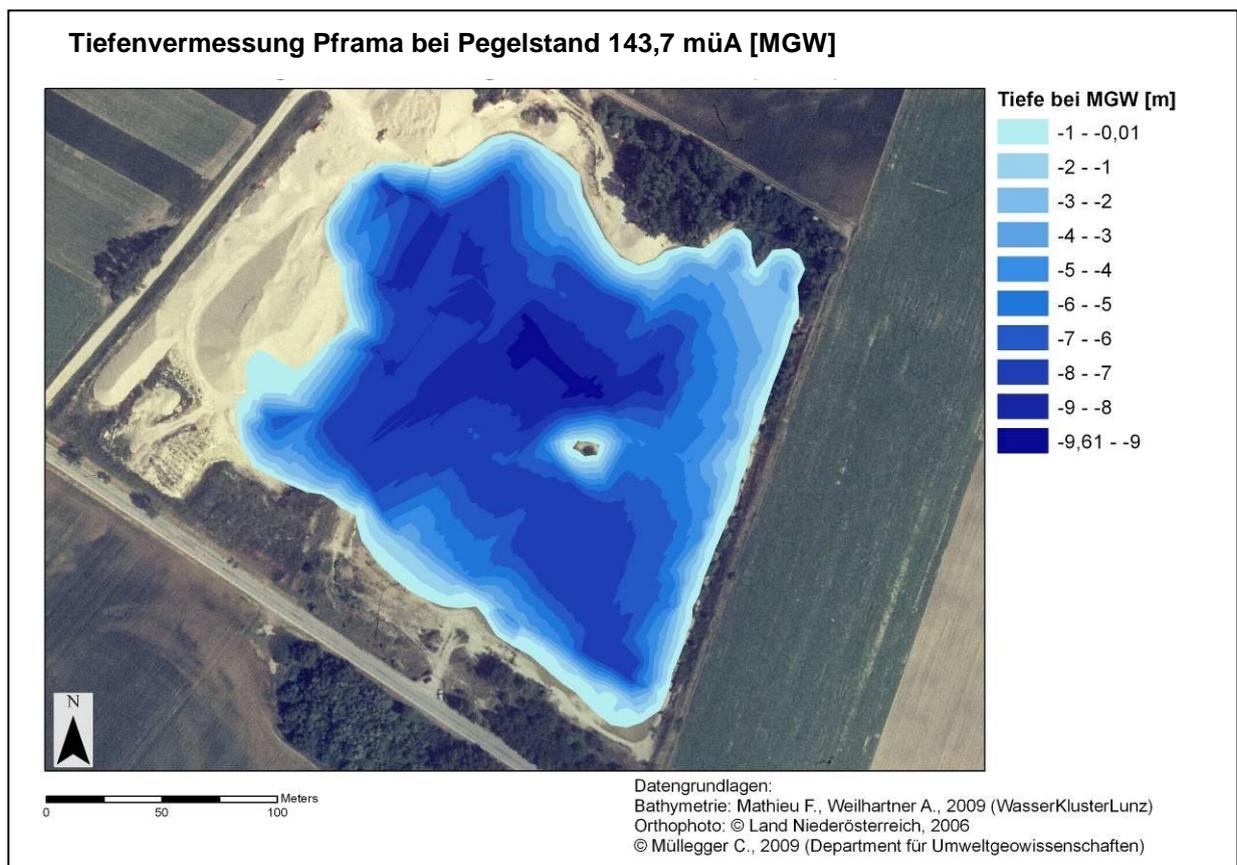


Abb. 28: Bathymetrie der Nassbaggerung in Pframa.

Abb. 29 zeigt die Tiefenvermessung der Nassbaggerung in Grafenwörth. Die tiefste Stelle liegt bei dieser Nassbaggerung bei 10,1 Meter.

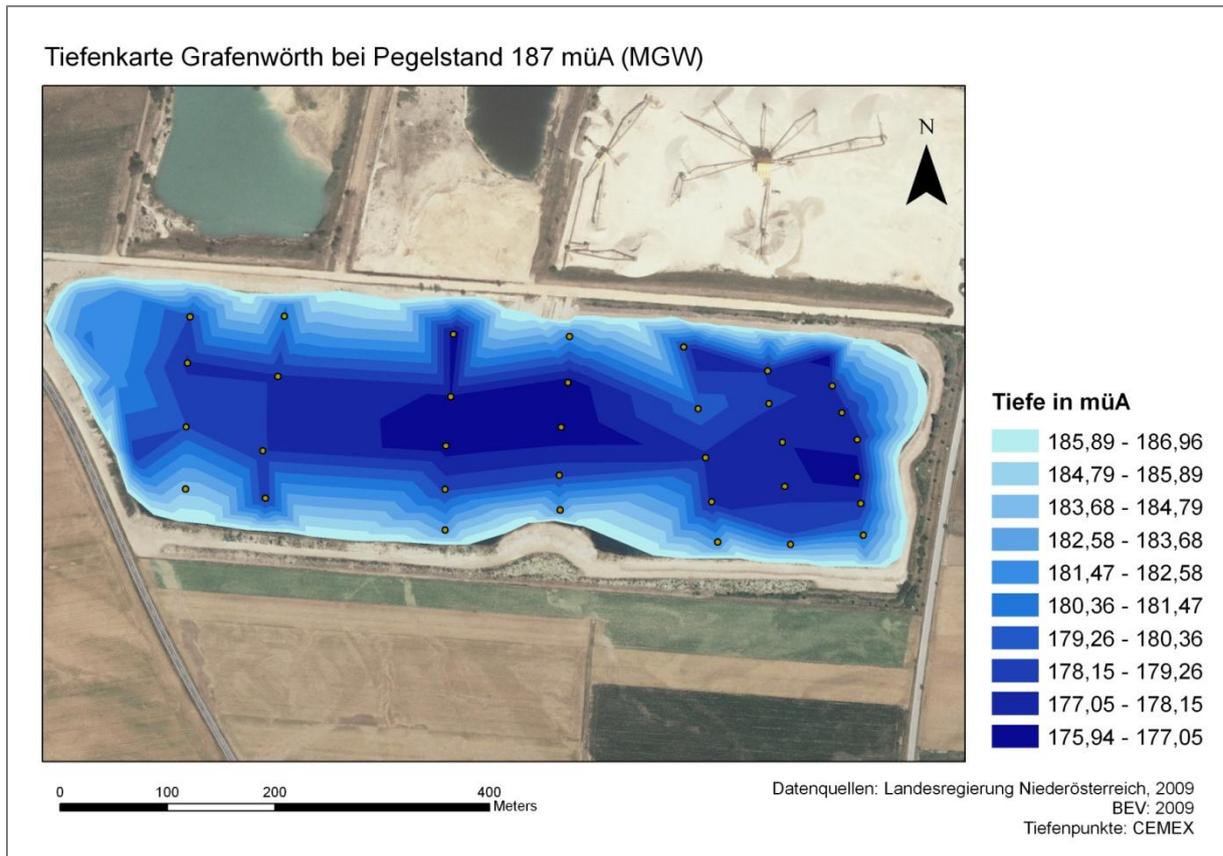


Abb. 29: Bathymetrie der Nassbaggerung in Grafenwörth.

7 Untersuchungsp Parameter und Probenahme

Kurzfassung: In den Wasserproben der Baggerseen sowie den der Grundwassermessstellen wurden neben den physikalisch-chemischen Summenparametern die Hauptanionen und Hauptkationen, Schwermetalle, Nährstoffe und Mikrocytin zu vier Zeitpunkten (April, Juli, September, Dezember 2009) gemessen. Im Seewasser wurden außerdem Seebiota in verschiedenen Größenklassen, Chlorophyll-a und mehrfach ungesättigte Fettsäuren untersucht. An den Grenzflächen der Seen wurden der Metabolismus von Biofilmen, das physiologische Profil der mikrobiellen Gemeinschaften sowie die mikrobielle Abundanz bestimmt. Zusätzlich wurden in den Seesedimenten Schwermetalle und Biomarker untersucht.

7.1 Hydrochemie

7.1.1 Messnetz und Parameterumfang

Im unmittelbaren Zu- und Abstrombereich der Baggerseen wurden Grundwassermessstellen abgeteuft. Bestehende Grundwassermessstellen wurden in das Messnetz aufgenommen, wenn sich diese im direkten Einzugsbereich der Baggerseen befanden. Abb. 30 symbolisiert die Lage und den Ausbau der Grundwassermessstellen.

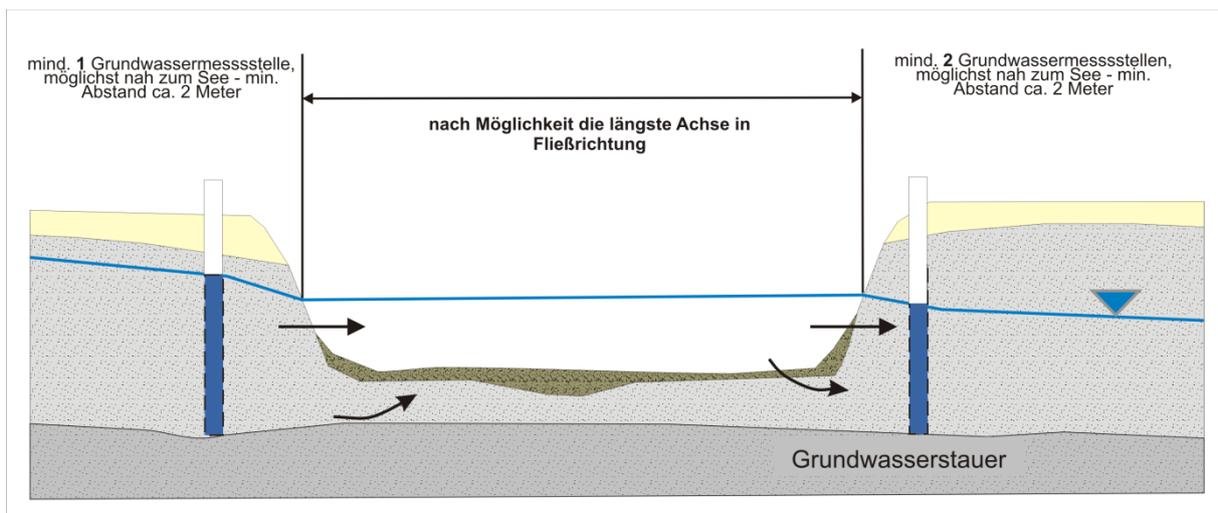


Abb. 30: Instrumentierung der Baggerseen

Die Seewasserproben wurden an der gleichen Stelle und Tiefe wie die Seewasserproben des WasserKluster Lunz (siehe Kapitel 7.3.1) genommen. Es wurde eine Messkette in Fließrichtung des Grundwassers über den See gelegt, bei der in anstromigen und abstromigen Bereichen und an der tiefsten Stelle der Seen jeweils Proben in 3 unterschiedlichen Tiefen genommen wurden.

Untersucht wurden vonseiten des Departments für Umweltgeowissenschaften Hauptkationen, Hauptanionen, sowie ausgesuchte Schwermetalle. Im Feld wurden die Parameter gelöster Sauerstoff, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit und Temperatur der Grundwasserproben bestimmt.

Die untersuchten Hauptkationen sind Calcium (Ca^{2+}), Magnesium (Mg^{2+}), Natrium (Na^+), und Kalium (K^+); die untersuchten Hauptanionen sind Hydrogencarbonat (HCO_3^-), Chlorid (Cl^-), Sulfat (SO_4^{2-}) und Nitrat (NO_3^-).

Im Rahmen des Projekts wurden die Schwermetalle Chrom, Mangan, Eisen, Nickel, Kupfer, Zink, Cadmium, Blei und Aluminium untersucht.

Alle Parameter wurden sowohl in Proben des Seewassers, als auch in Proben des an- und abstromigen Grundwassers bestimmt.

7.1.2 Beprobung

Bei den mittels Unterwasserdruckpumpe (Grundfos MP 1 mit Frequenzumrichter, bzw. Tauchpumpe Gigant) entnommenen Grundwasserproben handelt es sich um Mischproben über die gesamte Filterstrecke (siehe Anhang D, Tiefenprofile und Vergleichsmessungen). Die Tauchpumpe wurde bei allen Grundwassermessstellen zwei Meter unter Grundwasserspiegel installiert. Es wurde mindestens das 3-fache Sondenvolumen vor Probenahme gefördert, bei konstanten Feldparametern wurden danach die Proben entnommen. Die Messung der Feldparameter (Sauerstoff, Leitfähigkeit, pH-Wert, Temperatur) wurde in einer geschlossenen Durchflussmesszelle durchgeführt.

Die Probenflaschen wurden im Labor vorbehandelt. Zuerst wurden diese dreimal mit Reinstwasser ($\leq 0,05 \mu\text{S}/\text{cm}$) gespült, anschließend mit 1 ml HNO_3 (6 N) pro 100 ml

48 Stunden konditioniert. Nach dieser Zeitspanne wurden diese wieder dreimal mit Reinstwasser gespült und die Flaschen getrocknet.

Die vorbereiteten und beschrifteten Probeflaschen wurden dreimal mit dem entnommenen Grundwasser/Seewasser gespült und blasenfrei gefüllt. Die Probe für die Schwermetall- und Kationenanalyse wurde im Feld mit 0,45 µm (Millipore® cellulose acetate) filtriert (Nalgene® Filterhalter mit Filterflasche, Handvakuumpumpe). Schwermetall- und Kationenproben wurden in 100 ml Probenflaschen aus Polyethylen (PE) mit HNO₃ auf pH < 2 angesäuert (6M Merck®, ultra pure). Anionenproben wurden in 250 ml Probenflaschen aus Polyethylen (PE) nach der blasenfreien Befüllung in einer Kühlbox bei ca. 4 °C gelagert. Die Alkalität der Grundwasserproben wurde im Feld mittels der Gran-Plot-Methode bestimmt (Stumm & Morgan, 1996).

Die Seewasserproben wurden von einem Boot mittels Tauchpumpe aus definierter Tiefe genommen. Die Alkalität (entspricht bei den gemessenen pH-Werten der HCO₃⁻ Konzentration) der Seewasserproben wurde unmittelbar nach Rückkehr des Bootes an das Seeufer mittels Gran-Plot-Methode im Feld bestimmt. Die weitere Probenbehandlung entsprach der vorhergehend beschriebenen.

7.1.3 Verwendete Labormethoden

Photometrisch wurden innerhalb von 24 Stunden Ammonium und Nitrit erhoben. Die übrigen Anionen wurden mit der Ionenchromatographie (Dionex® IC 1000) ebenfalls innerhalb dieser Zeitspanne gemessen. Kationen und Eisen wurden mit der ICP-OES (Inductively Coupled Plasma - Optical Emission Spectrometry), Schwermetalle, Aluminium mit der ICP-MS (Inductively Coupled Plasma – Mass Spectrometry) analysiert. Tab. 11 zeigt die verwendeten Methoden zur Bestimmung der Wasserinhaltsstoffe.

Tab. 11: Verwendete Labormethoden zur Bestimmung der Wasserinhaltsstoffe

Parameter	Methode	Beschreibung der Methode
Bestimmung von Anionen		
Chlorid	ÖNORM EN ISO 10304-1 Ausgabe 1995 07 01	Bestimmung mittels Ionenchromatographie
Nitrat	ÖNORM EN ISO 10304-1 Ausgabe 1995 07 01	Bestimmung mittels Ionenchromatographie
Sulfat	ÖNORM EN ISO 10304-1 Ausgabe 1995 07 01	Bestimmung mittels Ionenchromatographie
Hydrogencarbonat	DIN EN ISO 9963-1: 1996 02, DIN EN ISO 9963-2, GranPlot	Bestimmung der Alkalität
Ammonium	DIN 38406-ES1	Photometrische Bestimmung
Bestimmung von Kationen		
Calcium	ÖNORM EN ISO 11885	Bestimmung von 33 Elementen mittels ICP/OES
Kalium	ÖNORM EN ISO 11885	Bestimmung von 33 Elementen mittels ICP/OES
Magnesium	ÖNORM EN ISO 11885	Bestimmung von 33 Elementen mittels ICP/OES
Natrium	ÖNORM EN ISO 11885	Bestimmung von 33 Elementen mittels ICP/OES
Nitrit	DIN 38405-D10	Photometrische Bestimmung
Bestimmung der Schwermetalle		
Aluminium	ÖNORM EN ISO 17294-1: 2007 01 01, ÖNORM EN ISO 17294-2: 2005 02 01	Anwendung der induktiv gekoppelten Plasma-Massenspektrometrie
Blei	ÖNORM EN ISO 17294-1: 2007 01 01, ÖNORM EN ISO 17294-2: 2005 02 01	Anwendung der induktiv gekoppelten Plasma-Massenspektrometrie
Cadmium	ÖNORM EN ISO 17294-1: 2007 01 01, ÖNORM EN ISO 17294-2: 2005 02 01	Anwendung der induktiv gekoppelten Plasma-Massenspektrometrie
Chrom	ÖNORM EN ISO 17294-1: 2007 01 01, ÖNORM EN ISO 17294-2: 2005 02 01	Anwendung der induktiv gekoppelten Plasma-Massenspektrometrie
Kupfer	ÖNORM EN ISO 17294-1: 2007 01 01, ÖNORM EN ISO 17294-2: 2005 02 01	Anwendung der induktiv gekoppelten Plasma-Massenspektrometrie
Mangan	ÖNORM EN ISO 17294-1: 2007 01 01, ÖNORM EN ISO 17294-2: 2005 02 01	Anwendung der induktiv gekoppelten Plasma-Massenspektrometrie
Nickel	ÖNORM EN ISO 17294-1: 2007 01 01, ÖNORM EN ISO 17294-2: 2005 02 01	Anwendung der induktiv gekoppelten Plasma-Massenspektrometrie
Zink	ÖNORM EN ISO 17294-1: 2007 01 01, ÖNORM EN ISO 17294-2: 2005 02 01	Anwendung der induktiv gekoppelten Plasma-Massenspektrometrie
Eisen	ÖNORM EN ISO 11885	Bestimmung von 33 Elementen mittels ICP/OES

7.1.4 Probenahmezeitpunkte

Es wurden im Jahr 2009 vier saisonale Beprobungskampagnen durchgeführt.

Hörsching

Frühlingsbeprobung: 20. April 2009

Sommerbeprobung: 06. Juli 2009

Herbstbeprobung: 24. September 2009

Winterbeprobung: 17. Dezember 2009

Tillmitsch

Frühlingsbeprobung: 16. April 2009

Sommerbeprobung: 02. Juli 2009

Herbstbeprobung: 21. September.2009

Winterbeprobung: 03. Dezember.2009

Pframa

Frühlingsbeprobung: 24. April 2009

Sommerbeprobung: 13. Juli 2009

Herbstbeprobung: 01. Oktober.2009

Winterbeprobung: 07. Dezember.2009

Persenbeug

Frühlingsbeprobung: 22. April 2009

Sommerbeprobung: 16. Juli 2009

Herbstbeprobung: 27. September.2009

Winterbeprobung: 10. Dezember.2009

Grafenwörth

Frühlingsbeprobung: 27. April 2009

Sommerbeprobung: 09. Juli 2009

Herbstbeprobung: 05. Oktober.2009

Winterbeprobung: 14. Dezember.2009

7.2 Grenzflächen und Mikroorganismen

7.2.1 Metabolismus von Biofilmen an den an- und abstromigen Grenzflächen

Zur Messung des Metabolismus (Atmung und Bruttoprimärproduktion) der mikrobiellen Gemeinschaften an den Grenzflächen der Baggerseen wurden Respirationskammern verwendet. In den Kammern befanden sich Steine (mit Mikroorganismen inkl. Algen), die an den Grenzflächen der Baggerseen entnommen wurden, und Seewasser. Die Bruttoprimärproduktion und Atmung der Mikroorganismen (inkl. Algen) veränderten über die Zeit die Sauerstoffkonzentration im Wasser. Die Zu- und Abnahme der Sauerstoffkonzentration wurde online mit planaren Optoden gemessen. Magnetrührer in den Kammern sorgten für eine ständige Durchmischung des Wassers und für die Versorgung der Mikroorganismen mit Sauerstoff, Nährstoffen und Kohlenstoff (Abb. 31).

Jeweils sechs Proben wurden für die Metabolismusmessungen an 6 an- und abstromigen Stellen genommen. Um die vollkommene Wasserbenetzung der Steine an der Anstrom- und Abstromgrenzschicht zu gewährleisten und um den Entnahmeprozess zu standardisieren, wurden alle Steine zu jeder Jahreszeit aus einer Wassertiefe von 0,5 m entnommen. Die Steine wurden dann im Seewasser dunkel aufbewahrt und innerhalb weniger Stunden ins Labor transportiert. Die Respirations- und Produktionsraten wurden über die Aufnahme von gelöstem Sauerstoff in den Respirationskammern über 4 Stunden für die Messung der Bruttoprimärproduktion (Gross Primary Production, GPP, Licht) und 14 Stunden für die Messung der Atmung (Respiration, R, dunkel) bestimmt. Die Respirationskammern befanden sich über die gesamte Zeit bei konstanter Raumtemperatur (20 °C) in einer Klimakammer. Als Beleuchtungseinheit dienten Phillips TL-D 53/33-640 Halogenlampen mit einer Beleuchtungsintensität gleichwertig den natürlichen Lichtverhältnissen (50 $\mu\text{mol Photonen /m}^2\text{s}$).

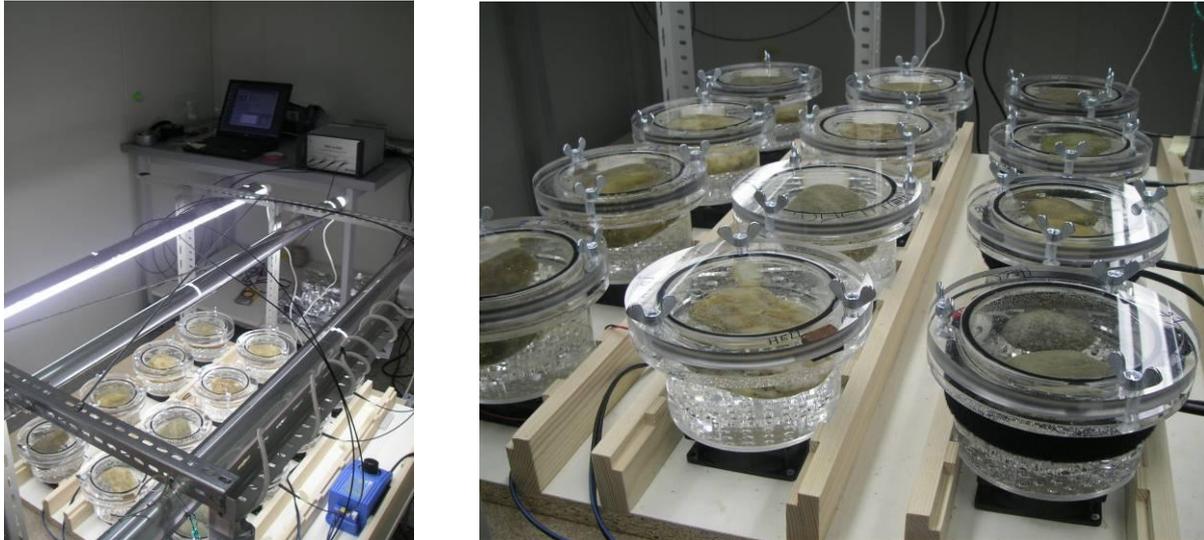


Abb. 31: Versuchsaufbau Respirationskammern.

7.2.2 Massenbilanzierung

Basierend auf der Wasserbilanz und den Nährstoff- und DOC- Konzentrationen im Grundwasserzustrom und -abstrom wurde eine Massenbilanz für Nitrat, Phosphat und gelösten organischen Kohlenstoff erstellt. Die Massenbilanz errechnete sich nach:

$$0 = Q_{zu} * K_{zu} - Q_{ab} * K_{ab} - R$$

Q_{zu} und Q_{ab} sind die Grundwasser-Zu- und Abstrom-Raten und K_{zu} und K_{ab} sind die Nährstoff- und Kohlenstoffkonzentrationen. R ist das Residuum. Bei einem positiven Residuum ist der Baggersee eine Quelle für den jeweiligen Nährstoff oder für Kohlenstoff und es kommt im Vergleich zum Anstrom zu einem erhöhten Austrag in das abstromige Grundwasser. Bei einem negativen Residuum wirkt der Baggersee als Senke und die Nährstoffe oder der Kohlenstoff werden im See zurückgehalten. Bei der Massenbilanzierung wurde auch auf die atmosphärische Deposition Rücksicht genommen. Die Massenbilanz informiert nicht über die Prozesse, die den beobachteten Mustern zugrunde liegen.

7.2.3 Kohlenstoffflüsse

Um den Effekt der metabolischen Prozesse an den Grenzflächen und im Seewasser selbst zu erfassen, wurden die pelagische Nettoprimärproduktion, pelagische autotrophe Respiration, pelagische heterotrophe Respiration und benthische heterotrophe Respiration aus publizierten Zusammenhängen (z.B. Regressionen) aus der Fachliteratur abgeleitet (Tab. 12).

Tab. 12. Publierte Zusammenhänge zur Bestimmung metabolischer Parameter im Seewasser und an den Grenzflächen.

Zusammenhänge für die Errechnung der Kohlenstoffflüsse

1. Pelagische heterotrophe Respiration (Del Giorgio & Cole, 1998)

$$BR \text{ (g * C / l * h)} = 3,42 * BP^{0,61}, r^2 = 0,46$$

2. Pelagische Nettoprimärproduktion (Wetzel, 1975)

$$\text{chl-a (}\mu\text{g/l)} = 0,55\{[P]_i / (1 + \sqrt{\tau_w})\}^{0,76}$$

$$C \text{ (g/m}^2 \text{ * a)} = 7 \left[\frac{\{[P]_i / (1 + \sqrt{\tau_w})\}^{0,76}}{0,3 + 0,011\{[P]_i / (1 + \sqrt{\tau_w})\}^{0,76}} \right]$$

3. Pelagische autotrophe Respiration (Pace, 2005)

$$\log_{10}PR \text{ (mmol O}_2 \text{ / l * h)} = -0,81 + 0,56 \log_{10} \text{chl-a}, r^2 = 0,71$$

4. Benthische heterotrophe Respiration (Pace, 2005)

$$\log_{10}SR \text{ (mmol O}_2 \text{ / l * h)} = 0,63 + 0,40 \log_{10} \text{chl-a}, r^2 = 0,83$$

Erläuterung der Abkürzungen:

BR: Pelagische heterotrophe Respiration

BP: Bakterielle Sekundärproduktion

C: Kohlenstoff

l: Liter

h: Stunde

τ_w : Mittlere Verweilzeit des Seewassers

7.2.4 Physiologisches Profil der mikrobiellen Gemeinschaften

Das physiologische Profil der mikrobiellen Gemeinschaften wurde an Proben von denselben Stellen erstellt, an denen auch der Metabolismus gemessen wurde (6 Steine am Anstrom, 6 Steine am Abstrom des Baggersees). Mit Hilfe eines sterilen Spatels wurde Biomasse (über 4 cm²) von jedem Stein abgekratzt. Die Biomasse

wurde in ein Zentrifugenröhrchen (50 ml) übertragen und in 30 ml 0,2- μ m-filtriertem Baggerseewasser homogenisiert. Anschließend erfolgte die Beschallung des Homogenisats im Ultraschallbad (20 °C, 20 Minuten). Danach wurde das Homogenisat abzentrifugiert (4000 rpm, 4 Minuten), um die Mikroorganismen im Überstand zu isolieren. Der Überstand wurde in ein separates Behältnis pipettiert und die Zellzahl (mindestens $6,6 \cdot 10^5$ Zellen/ml) wurde mittels Fluoreszenzmikroskopie bestimmt. Anschließend wurden 150 μ l des Überstandes in jeden „well“ der BIOLOG EcoPlate übertragen und bei 20 °C im Dunkeln so lange inkubiert, bis der Quotient der mittleren Farbänderung (AWCD, photometrische Bestimmung) einen Wert von 0,75 erreichte (Tam et al., 2003, Garland, 1996). Im Anschluss wurde die Euklidische Distanz als Maß der Verschiedenheit der physiologischen Profile an den anstromigen und abstromigen Grenzflächen der Baggerseen berechnet. Basierend auf dem Abstand zwischen den Koordinaten vom Punkt x und Punkt y errechnet sich die Euklidische Distanz nach:

$$d(x, y) = \sqrt{\sum (x_i - y_i)^2}$$

Je höher der Wert der Euklidischen Distanz ist, desto höher ist der Unterschied zwischen den Substratnutzungsprofilen an den anstromigen verglichen zu den abstromigen Grenzflächen. Daraus lässt sich schließen, dass sich die mikrobiellen Gemeinschaften an den anstromigen Grenzflächen von denen der abstromigen Grenzflächen unterscheiden. BIOLOG EcoPlates beinhalten ein breites Spektrum an unterschiedlichen Kohlenstoffverbindungen, die in natürlichen aquatischen Systemen vorkommen. Die Kohlenstoffverbindungen sind über 96 „wells“ verteilt; einige davon beinhalten Wasser als Kontrolle. Je nachdem, ob die Mikroorganismen im „well“ fähig waren die Kohlenstoffverbindung zu oxidieren, erfolgte eine Farbreaktion. Die Farbentwicklung wurde mittels eines herkömmlichen Titrierplattenabsorptionsmessgerätes ausgelesen.

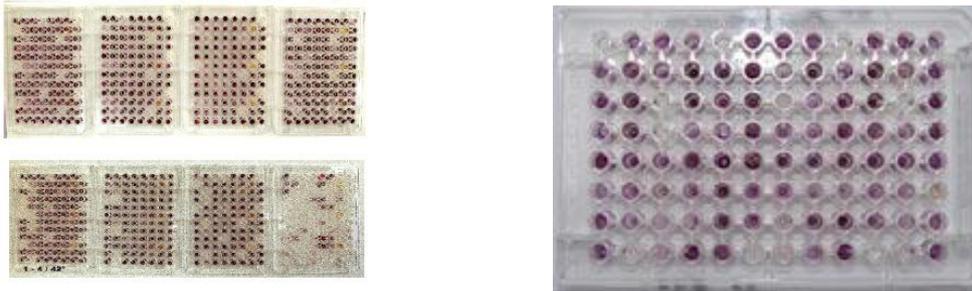


Abb. 32: Darstellung der BIOLOG EcoPlates (physiologisches Profil). Die Oxidation der Kohlenstoffverbindungen färbt die dotierten „wells“ je nach Stoffwechselleistung der Bakterien unterschiedlich stark.

7.2.5 Bakterielle Sekundärproduktion

Die bakterielle Sekundärproduktion wurde über die Inkorporation von [^3H]-Leucin bestimmt. [^3H]-Leucin hat eine vergleichbare Aufnahmerate zu jener der Proteinsynthese. Mittels Konversionsfaktoren konnte die Kohlenstoffproduktion aus der Leucin-Aufnahme errechnet werden. Proben für die Bestimmung der bakteriellen Sekundärproduktion wurden an drei für jeden See charakteristischen Punkten in jeweils drei Tiefen genommen (Probenahmetiefe: oberflächennah, höchste Chlorophyll-a-Konzentration (vor Ort mit der YSI Sonde bestimmt) und 0,5 m über Sedimentgrund) um einen möglichst repräsentativen Querschnitt über die aktiven Zonen des Ökosystems zu erfassen. Die Proben wurden kühl und dunkel aufbewahrt und umgehend ins Labor transportiert. Für jede Probe wurden 5 Inkubationsgefäße bereitgestellt wovon 2 als Kontrolle dienten. Die Proben (10 ml) wurden in je eines der 5 Probenröhrchen pipettiert, wobei die Kontrollröhrchen mit jeweils 0,5 ml Formaldehyd versetzt wurden, um die Mikroorganismen abzutöten (d.h., in den Kontrollen wurde kein Leucin aufgenommen). Vorhergehende Versuche haben gezeigt, dass eine Endkonzentration von 10 nmol eine sichere [^3H]-Leucin-Sättigung gewährleistet. Die Proben wurden dann 60 Minuten bei Raumtemperatur im Dunkeln inkubiert. Die [^3H]-Leucin-Inkubation wurde danach mit 0,5 ml Formaldehyd (37 %) gestoppt. Die Proben wurden anschließend 0,45 μm filtriert, die Filter mit 5 ml eiskalter Trichloressigsäure gespült und 10 Minuten stehen gelassen. Dieser Schritt wurde wiederholt und die Filter danach in 8 ml Szintillations-Cocktail aufgelöst und mindestens 6 Stunden bei Raumtemperatur im Dunkeln stehen gelassen. Danach wurde das radioaktive Signal des Szintillations-Cocktails mittels Szintillationszähler ausgelesen. Über den erhaltenen Strahlungswert der Probe konnte auf die Menge

des inkorporierten [³H]-Leucin pro Zeiteinheit und in weiterer Folge auf die inkorporierte Menge an Kohlenstoff pro Zeiteinheit rückgerechnet werden.

$$\text{mmol } [^3\text{H}]\text{-Leucin inkorporiert /h} \cdot \text{l} = (\text{U /S}) \cdot [(4,5 \cdot 10^{-13}) /\text{t}] \cdot (1 /\text{v})$$

U = dpm (Zerfälle pro Minute) vom Filter (minus Kontrolle)

S = spezifische Aktivität in Ci (Curie) /mmol

t = Zeit in Stunden

v = Volumen in Liter

$$\mu\text{g Kohlenstoff produziert /h} \cdot \text{l} = \text{mmol } [^3\text{H}]\text{-Leucin inkorporiert} \cdot 1,36 \cdot 10^{12}$$

(Konversionsfaktor nach Jorgensen 1992)

7.2.6 Bioverfügbarer gelöster organischer Kohlenstoff (BDOC)

BDOC ist jener Anteil des DOC, der mikrobiell abgebaut werden kann. Proben für die Bestimmung des BDOC wurden an drei für jeden See charakteristischen Punkten in jeweils drei Tiefen genommen (Probenahmetiefe: 1.) oberflächennah, 2.) höchste Chlorophyll-a Konzentration (vor Ort mit der YSI Sonde bestimmt) und 3.) 0,5 m über Sedimentgrund). Des Weiteren erfolgte die Bestimmung des BDOC auch in den jeweiligen Grundwassermessstellen. Die Proben wurden kühl und dunkel aufbewahrt und innerhalb weniger Stunden ins Labor transportiert. Alle Proben wurden in Triplikaten analysiert. Die Proben wurden im Labor sofort GF/F (0,7 µm Porengröße) filtriert und in gemuffelte 40 ml Glasröhrchen gefüllt. Die Röhrchen wurden mit teflonbeschichteten Kappen luftdicht verschraubt und aufbewahrt. Die DOC Konzentration wurde mit einem Sievers 900 TOC Analyzer gemessen. Es wurden fünf Messungen jeder Probe durchgeführt. Die DOC Konzentration wurde am Beginn und nach 4 Wochen gemessen. Die BDOC Konzentration wurde aus der mittleren DOC Anfangskonzentration abzüglich der Endkonzentration nach 4 Wochen bestimmt und ist die bioverfügbare, für den mikrobiellen Metabolismus verwendbare Menge an Kohlenstoff.

7.2.7 Mikrobielle Abundanz

Proben für die Bestimmung der mikrobiellen Abundanz wurden an drei für jeden See charakteristischen Punkten in jeweils drei Tiefen genommen (Probenahmetiefe: 1.) oberflächennah, 2.) höchste Chlorophyll-a Konzentration (vor Ort von YSI Sonde

bestimmt) und 3.) 0,5 m über Grund). Des Weiteren erfolgte die Bestimmung der mikrobiellen Abundanz auch in den jeweiligen Grundwassermessstellen. Die Proben wurden kühl und dunkel aufbewahrt und innerhalb weniger Stunden ins Labor transportiert. Alle Proben wurden als Triplikate analysiert. 10 ml jeder Probe wurden mit Formaldehyd (0,2- μm -filtriert) fixiert (2,5 % Endkonzentration). Die fixierten Proben konnten bei 4 °C ohne Probleme über längere Zeit aufbewahrt werden. 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.

7.3 Sedimente und Seebiota

7.3.1 Beprobungen

Die Probenahme für Seesedimente, Seebiota und Seewasser wurde in allen untersuchten Seen im April, Juli, September und Dezember 2009 (siehe Kapitel 7.1.2) sowie im November 2010 durchgeführt. Sedimentkerne wurden durch einen Sedimentbohrer (<http://www.uwitec.at/html/frame.html>) stets an der tiefsten Stelle der Seen genommen, um mögliche, windgetriebene Resuspensionseffekte zu vermeiden. Wasser- sowie Biotaprobe wurden an jeweils 3 Probenahmestellen pro See genommen (Wassertemperatur, gelöster Sauerstoff, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit und Chlorophyll-a).

Proben für die Analyse der aquatische Organismen, als mögliche Träger von Mikrocytin sowie essentiellen Nährstoffen (mehrfach ungesättigte Fettsäuren), wurden an allen Probenahmestellen genommen um festzustellen, wie und ob sich Schad- und Nährstoffe entlang der Nahrungskette anreichern.

Organismen wurden in folgende Größenklassen eingeteilt und für die Biomarkeranalytik vorbereitet:

- „Seston“ (0.2-1.2 μm = Größenklasse Bakterien sowie 1.2-30 μm = Größenklasse ‘fressbare Algen’),

- Mikrozooplankton (100-250 μm),
- Mesozooplankton (250-500 μm),
- Makrozooplankton (> 500 μm , bevorzugte Nahrungsgröße für Friedfische)

Alle Proben wurden auf Trockeneis (-80 °C) gelagert, um mögliche Veränderungen der Probensubstanz zu verhindern. Proben für taxonomische Analysen (Algen, Cyanobakterien) wurden fixiert und bei 4 °C aufbewahrt.

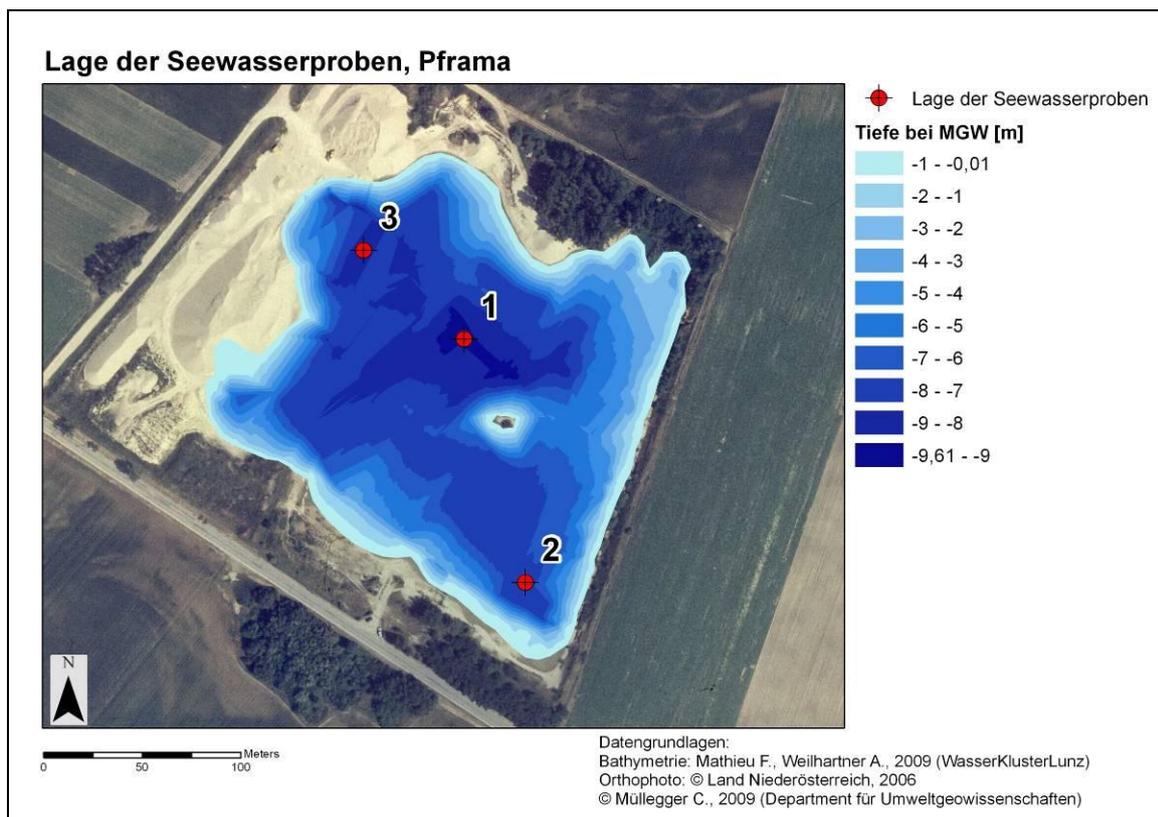


Abb. 33: Lage der Probenahmestellen des Seewassers, Beispiel Pframa

In jedem See wurden 3 Probenahmestellen aufgrund der Grundwasserfließrichtung (Kapitel 4) und der Seentiefen (tiefste Stelle) festgelegt. Abb. 33 zeigt Stelle 1 als tiefste Probenahmestelle, Stellen 2 und 3 repräsentieren den Bereich des Zu- bzw. Abstroms. Die genaue Verortung der jeweiligen Probenahmestellen des Seewassers ist im Anhang **A** angeführt.

Temperatur (°C), gelöster Sauerstoff (mg/l), Leitfähigkeit ($\mu\text{S}/\text{cm}$) und Chlorophyll-a ($\mu\text{g}/\text{l}$) wurden im Seewasser an der Oberfläche und danach in 1m Abständen bis zum Grund durch kalibrierte Multiparameter-Messsonden (Yellow Spring Instruments 'YSI' Type 6929 V2) gemessen. pH-Werte wurden nicht *in situ*, sondern nach

Wasserentnahme aus dem Epi-, Meta-, und Hypolimnion (gemessen am vertikalen Temperaturgefälle der Seen; Lampert und Sommer, 1999) gesondert gemessen. Nach thermischer Schichtung wird aufgrund unterschiedlicher Dichtegradienten die Wassersäule nicht mehr durchmischt. Das Epilimnion ist die photische Zone der Seen, das Hypolimnion liegt knapp über den Sedimenten, das Metalimnion ist jene Seentiefe, in der die Thermokline liegt.

Seewasser wurde durch einen 30 µm Filter filtriert, um von Zooplankton schwer fressbare Organismen wie Algen zu entfernen und danach durch einen Glasfiberfilter (GF-C1,2 µm) filtriert um gut fressbare Algen (< 30 µm) zurückzuhalten. Kleine Partikel (< 1,2 µm) wurden auf einem weiteren Filter (0,2 µm) zurückbehalten, um Bakterien aus der Wassersäule herausfiltern zu können. Nur konditionierte Filter (400 °C, 3 h) fanden Verwendung, damit keine organischen Bestandteile die folgenden Analysen der Wasserorganismen (Plankton, Bakterien) beeinträchtigen konnten. Die in den Baggerseen befindlichen Plankton und Bakterien wurden für Analysen von stabilen Isotopen ($\delta^{13}\text{C}$ als Marker der Kohlenstoffquelle und $\delta^{15}\text{N}$ als Marker des trophischen Niveaus), Fettsäuren (Biomarker), sowie potentiellen Schadstoffen verwendet und bis zur Analytik auf -80 °C gelagert. Zusätzlich zu den Chlorophyll-a Messungen durch die YSI Sonde wurden Messungen von Chlorophyll-a spektrophotometrisch (siehe unten) unter Verwendung von GF-F Filter (0,7 µm) stetig überprüft und bestätigt.

Zur Extraktion von Chlorophyll-a wurden die Filter (1 Liter Seewasser) in 5 ml Aceton gegeben und für 24 h bei 4 °C gelagert. Lichtabsorption wurde von Triplikaten durch Spektrophotometrie (665/750 nm) und unter Verwendung von HCl Korrektur (acidProbe) gemessen. Chlorophyll-a Konzentrationen wurden dann unter Anwendung folgender Formel berechnet:

$$\text{Chlorophyll a } (\mu\text{g/L}) = 26,7 * V_{\text{aceton}} (\text{ml}) * \left[\frac{\text{Abs}_{665}(\text{Probe}) - \text{Abs}_{750}(\text{Probe}) - \text{Abs}_{665}(\text{acidProbe}) - \text{Abs}_{750}(\text{acidProbe})}{L_{\text{Kuvette}}(\text{cm}) * V_{\text{Probe}}(\text{L})} \right]$$

V: Volumen Aceton in ml

Abs₆₆₅: Absorption bei 665 nm

Abs₇₅₀: Absorption bei 750 nm

L_{Kuvette}(cm): Länge der Kuvette in cm

7.3.2 Biochemische Analysen

Fettsäuren (verwendet als Biomarker)

Fettsäuren wurden in Seesedimenten untersucht, um detaillierte Auskunft über die Herkunft der Sedimente sowie deren biochemische Zusammensetzung (d.h.: terrestrische Quellen, Bakterien und/oder Algen) zu bekommen (Arts et al. 2009). Die Proben wurden gefriergetrocknet, homogenisiert und deren Fette (Lipide) in Chloroform:Methanol (2:1) gelöst. Fettsäuren wurden zu Methylestern (FAME) esterifiziert (H_2SO_4 -Methanol) und gas-chromatographisch analysiert und quantifiziert (siehe Heissenberger *et al.* 2010).

Analytik stabiler Isotope

Stabile Isotope in Seesedimenten geben historische Rückschlüsse über Kohlenstoffherkunft und trophische Niveauänderungen der Baggerseen. Sedimente wurden gefriergetrocknet, Carbonate entfernt (HCl) und stabile Isotope ($\delta^{13}\text{C}$ als Biomarker für Kohlenstoffherkunft und $\delta^{15}\text{N}$ als Biomarker der trophischen Stufe) mittels Elementanalysator (EA) und „isotope ratio mass spectrometer (IRMS)“ (DeltaPLUS, Thermo Finnigan) gemessen.

Cyanobakterien in Seesedimenten

Cyanobakterien wurden in Seesedimenten sowie im Seewasser (Seston) beprobt. Sedimente wurden filtriert (40 μm), Cyanobakterien zurückbehalten und danach durch Epifluoreszenzmikroskopie identifiziert (100fache Vergrößerung), (Latour et al. 2004).

Analyse von Mikrocytinen

Mikrocytine sind Toxine, die von vielen Cyanobakterien erzeugt werden und toxisch wirken können. Cyanobakterien wurden auf Filter (GF-C, 1.2 μm) zurückgehalten und in Methanol (75 %) bei $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ gelagert. Mikrocytine wurden aus Cyanobakterien durch Ultraschallbehandlung (35 kHz) extrahiert. Die Proben wurden zentrifugiert, der Überstand entnommen und das abzentrifugierte Sediment dreimal gewaschen. Mikrocytine wurden anschließend in der gesammelten Überstandsflüssigkeit durch Proteinphosphatase 1-Inhibition (PPI) (Rapala et al. 2002) und als MC_{LR} pro Liter oder Trockengewicht ($\mu\text{g MC}_{\text{LR}} \text{L}^{-1}$ oder g^{-1}) gemessen.

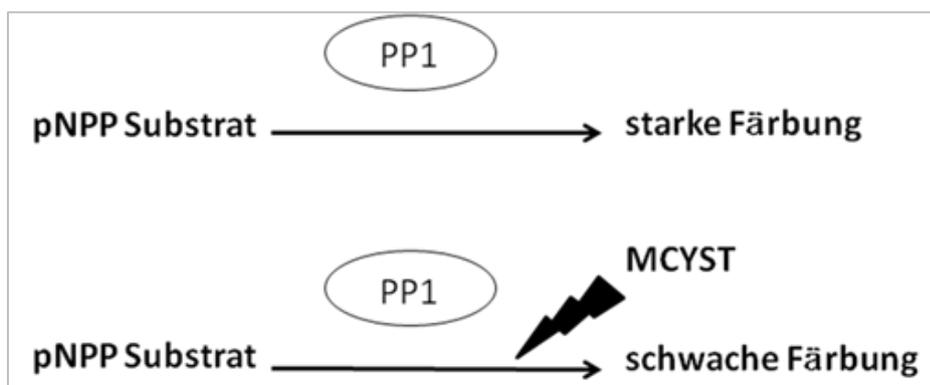


Abb. 34: Prinzip der Protein Phosphatase 1 Hemmung (PPI).

Schwermetallanalytik in Seesedimenten

Die Sedimente in den Kernen wurden in 1 cm-Abschnitten geschnitten, gefriergetrocknet und homogenisiert. Die Proben (2 g) wurden in Königswasser ($\text{HNO}_3:\text{HCl} = 1:3$, 2h 30 bei $120\text{ }^{\circ}\text{C}$) extrahiert. Die jeweiligen Extrakte wurde anschließend in HNO_3 aufgenommen, mit destilliertem Wasser verdünnt und mittels optischer Emissionsspektroskopie mit induktiv-gekoppeltem Plasma (ICP-OES; Optima 5300DV, Perkin Elmer) gemessen.

Statistische Analysen

Alle statistischen Analysen wurden unter Verwendung des Statistikprogramms *R* (<http://www.r-project.org/>) durchgeführt.

8 Metaanalyse

Kurzfassung: Um die Einflüsse von Nassbaggerungen auf die Grundwasserqualität auf Basis der Ergebnisse bereits publizierter Studien auszuwerten wurde eine datenbankgestützte Metaanalyse durchgeführt. Das Ziel der Metaanalyse war es, einen detaillierten Einblick in existierende Studien zu erhalten und die Ergebnisse dieser Studien wissenschaftlich strukturiert auszuwerten. Insgesamt wurden 128 Studien, die den Auswahlkriterien der untersuchten Baggerseen weitgehend entsprachen, in die Metadatenbank aufgenommen und analysiert.

Die Metadatenbank ist mit Hilfe von MySQL (relationales Datenbankverwaltungssystem, www.mysql.de) entwickelt und programmiert worden.

Die Auswirkungen auf die Oberflächen- und Grundwasserqualität wurden in der Datenbank nach folgendem, hier vereinfacht dargestelltem Schema aufgenommen (Abb. 35):

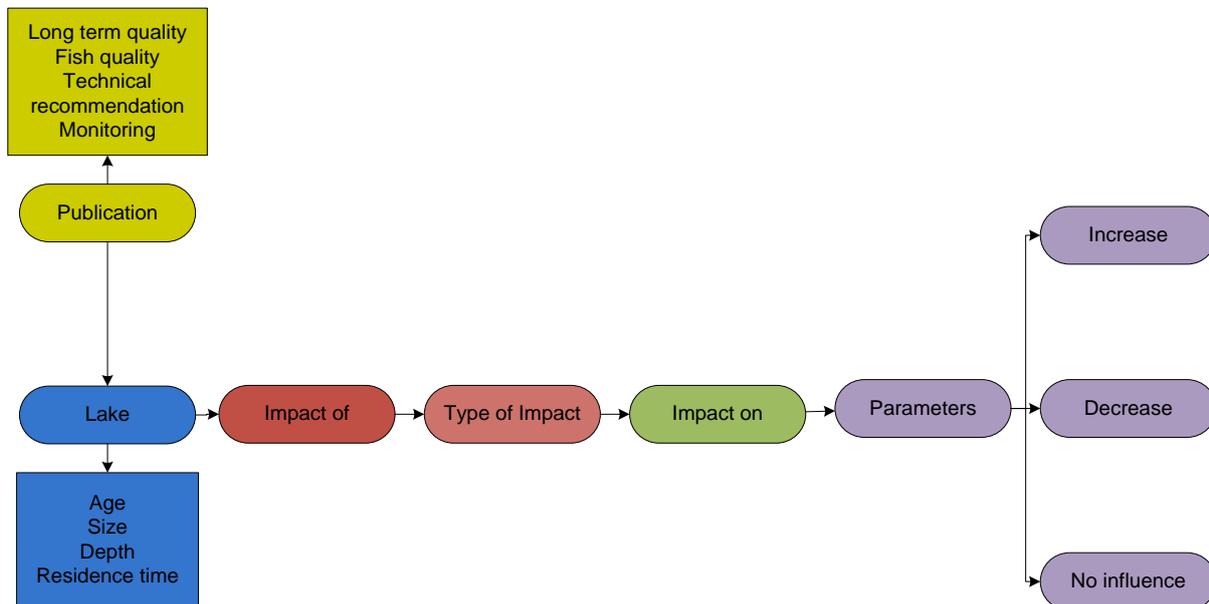


Abb. 35: Vereinfachtes Datenbank-Diagramm

Der Parameterkatalog der Metadatenbank orientierte sich an den in Kapitel 7 vorgestellten Untersuchungsparametern. Für die Eingabe wurden nationale und internationale Fachliteratur, sowie nichtpublizierte Berichte ausgewertet.

Für die Selektion der Literatur wurden folgende Kriterien angewendet:

- ausschließlich Baggerseen für die Gewinnung von Sand und Kies,
- keine aktive Baggerung zur Zeit der Studie,
- nur grundwassergespeiste Baggerseen (kein Zufluss durch Oberflächengewässer),
- Schlussfolgerungen aller Studien müssen sich auf Eigendaten beziehen.

Erfasste Studien

Insgesamt wurden 128 Studien in die Metadatenbank aufgenommen und analysiert. Aufgrund der vorgegebenen klar definierten Kriterien (siehe oben) konnten Studien in ähnlichen Systemen (z.B. Uferfiltration bei Flüssen) nicht in die Metadatenbank aufgenommen werden. Diese Literatur ist jedoch außerhalb der Metadatenbank in die einzelnen Kapitel eingeflossen. Die Ergebnisse der Metaanalyse werden ab Kapitel 10 im Vergleich mit den eigenen Untersuchungsergebnissen, bzw. in Kapitel 19 in Bezug auf die Übertragbarkeit vorliegender Studie diskutiert. Im Anhang **N** ist die in die Metadatenbank aufgenommene Literatur verzeichnet.

9 Mittlere Verweilzeit des Seewassers und Grundwasserbilanz

Kurzfassung: 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.

Die detaillierte Beschreibung der numerischen Grundwasserströmungsmodelle sowie der Isotopenauswertung der jeweiligen Untersuchungsgebiete sind im Anhang O vermerkt.

Für die Bilanzierung der Stoffflüsse ist die Erfassung der hydraulischen Interaktion zwischen Grund- und Seewasser notwendig. Durch Sedimentation von organischem Material und dem Eintrag von Feinmaterial in die Seen, bzw. durch Ausfällung von gelösten Stoffen kommt es zu einer fortschreitenden Abdichtung gegenüber dem Grundwasser. Diese Sedimentation vollzieht sich nicht gleichmäßig und verändert sowohl Zu- und Abstrombereich als auch das Wasservolumen, das pro Zeiteinheit dem Baggersee zufließt. Die räumlich exakte Erfassung dieser Zu- und Abstrombereiche ist wegen der Heterogenität der Sedimentation und Größe der Seen nicht möglich. So zeigten Messungen mit Durchfluskkammern (Fleckenstein et al., 2009, Simpkins, 2006) große räumliche Variabilität hinsichtlich der Wassermengen die in grundwassergespeiste Seen einfließen. Bevorzugte Fließpfade werden mit Durchfluskkammern mitunter nicht erfasst.

9.1 Numerische Modellierung der hydraulischen Interaktion zwischen Grund- und Seewasser

Die numerische Grundwasserströmungsmodellierung wurde von der Gruppe Hofmann (Universität Wien, Department für Umweltgeowissenschaften) durchgeführt.

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 (Wasy GmbH) umgesetzt, welches in den White Papers (2010 a) und im Referenz Manual (2010 b) von Feflow® beschrieben ist.

9.1.1 Diskussion der Eingangsparameter für die numerische Grundwasserströmungsmodellierung

9.1.1.1 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, weil 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 des **mittleren Grundwasserspiegels des Bezugsjahres 2009**. Gegenüber dem langjährigen Durchschnitt war das Untersuchungsjahr 2009 in Österreich niederschlagsreicher. Dies führte gegenüber dem langjährigen Mittel zu einem Anstieg der Grundwasserspiegel in den Untersuchungsgebieten.

Die Randbedingungen wurden von den Grundwasserisohypsen abgeleitet. Bei den Baggerseen in Pframa (NÖ), Grafenwörth (NÖ) und Tillmitsch (Stmk) wurden die Grundwasserisohypsen bei mittlerem Grundwasserspiegel aus bestehenden Grundwasserströmungsmodellen übernommen. In Persenbeug (NÖ) und Hörsching (OÖ) wurden die Randbedingungen von Grundwasserisohypsen bei mittlerem Grundwasserspiegel abgeleitet, die von den hydrographischen Diensten zur Verfügung gestellt wurden.

9.1.1.2 Diskretisierung der Finite Elemente Netze

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. 13 zeigt die Anzahl der Knoten und Elemente der einzelnen Grundwasserströmungsmodelle.

Tab. 13: 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

9.1.1.3 Dimension

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

9.1.1.4 Durchlässigkeitsbeiwerte und Grundwasserspiegelgefälle der Modellgebiete

Tab. 14 zeigt eine vergleichende Übersicht der Durchlässigkeitsbeiwerte und des Grundwasserspiegelgefälles.

Tab. 14: Durchlässigkeitsbeiwerte und Grundwasserspiegelgefälle der Modellgebiete

Baggersee	Durchlässigkeitsbeiwert (Modellgebiet)	Grundwasserspiegelgefälle (Modellgebiet)
Hörsching	$1 - 1,5 \cdot 10^{-2}$ [m/s]	~2,9 ‰
Tillmitsch	$1 - 5 \cdot 10^{-3}$ [m/s]	~1,5 ‰
Grafenwörth	$5 \cdot 10^{-3}$ [m/s]	~0,8 ‰
Pframa	$5 \cdot 10^{-3}$ [m/s]	~0,3 ‰
Persenbeug	$5 \cdot 10^{-3}$ [m/s]	~0,2 ‰

Die guten Durchlässigkeitsbeiwerte spiegeln die für die Kieswirtschaft interessanten Korngrößen (Kiese und Sande) mit geringem Feinanteil wider. Grafenwörth, Pframa und Persenbeug sind von der Sedimentation der Donau dominiert und zeigen ähnliche Durchlässigkeitsbeiwerte. Das Grundwasserspiegelgefälle ist in Pframa und

Persenbeug sehr gering und bedingt eine langsamere Grundwasserfließgeschwindigkeit. Die oben stehenden Parameter werden bei den jeweiligen Grundwasserströmungsmodellen eingehender diskutiert.

9.1.1.5 Meteorologische Wasserbilanzglieder der Untersuchungsgebiete im langjährigen Mittel

Die langjährigen Mittel der meteorologischen Wasserbilanzglieder wurden aus dem Hydrologischen Atlas Österreichs Version 3.0.0 (Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, 2007) entnommen und für die Modellierung der Grundwasserbedingungen bei langjährigen mittleren Grundwasserspiegeln verwendet.

Die Grundwasserneubildungsraten berechneten sich hierbei aus dem mittleren Jahresniederschlag abzüglich der effektiven Verdunstung. Auf die Seeflächen wurde der mittlere Jahresniederschlag abzüglich der potentiellen Jahresverdunstung nach Penman als positives, bzw. negatives Wasservolumen, das pro Zeiteinheit der Seefläche zukommt, modelliert.

Bei den Baggerseen in Hörsching, Persenbeug und Tillmitsch übertrifft der mittlere jährliche Jahresniederschlag die mittlere potentielle Jahresverdunstung. Bei Pframa und Grafenwörth übersteigt die potentielle Verdunstung den mittleren Jahresniederschlag. Die langjährigen Mittel der Wasserbilanzglieder der Modellgebiete sind in Tab. 15 verzeichnet.

Tab. 15: Langjährige Mittel der meteorologischen Wasserbilanzglieder der Modellgebiete [mm/a]

Baggersee	Niederschlag minus potentieller Verdunstung (Seefläche)	Grundwasserneubildungsrate des Modellgebietes	mittlerer jährlicher Gebietsniederschlag	potentielle Verdunstung (Penman)	effektive Verdunstung
Hörsching	140	250	790	650	540
Tillmitsch	280	320	920	640	600
Grafenwörth	-95	50	530	625	480
Pframa	-55	85	575	630	490
Persenbeug	180	220	810	630	590

Quelle: Hydrologischer Atlas Österreichs, Version 3.0.0 (Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, 2007)

9.1.1.6 Meteorologische Wasserbilanzglieder des Bezugsjahres 2009

Gegenüber dem langjährigen Mittel war das Bezugsjahr 2009 niederschlagsreicher, in der Folge kam es zu einem im Jahresmittel erhöhten Grundwasserspiegel. In der Modellumsetzung für das Bezugsjahr 2009 wurden folgende Klimaelemente gegenüber der Modellierung der langjährigen Mittel adaptiert:

Potentielle Verdunstung

Die potentielle Verdunstung der freien Wasserflächen wurde nach Penman (1956) berechnet. Die Eingangsparameter wurden von der ZAMG bezogen. Nach DVWK (1996) in Langguth und Voigt (2004) wurde folgendes vereinfachtes Berechnungsverfahren angewandt:

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

R_G = Globalstrahlung, Tagessumme [J/cm²]

L = spezielle Verdunstungswärme [(J/cm²)/mm]

v_2 = Windgeschwindigkeit in 2 m Höhe, Tagesmittel [m/s]

U = relative Luftfeuchtigkeit, Tagesmittel in 2 m Höhe [%]

S_R = Verhältnis der astronomischen möglichen Sonnenscheindauer zu der tatsächlichen bei Tag- und Nachtgleiche (= $S_0/12$ h) []

T = Lufttemperatur als Tagesmittel in 2 m Höhe [°C]

$g(T)$ = Korrekturfaktor für die Temperatur errechnet nach:

$$g(T) \sim 2,3 * (T+22)/(T+123)$$

Im Untersuchungsgebiet Hörsching (OÖ) waren die Tagessummen der Globalstrahlung nicht verfügbar. Dementsprechend wurde die potentielle Evaporation nach Haude (1955) berechnet. Gegenüber der Berechnung nach Penmann, bei der alle relevanten Klimaelemente in die Auswertung einfließen, ist bei der Berechnung nach Haude das Sättigungsdefizit der Luft um 14:30 Uhr entscheidend. Aufgrund der Zufälligkeit des Sättigungsdefizits um 14:30 Uhr sind nur längere Zeiträume repräsentativ für die Berechnung. Nach DVWK (1996) in Langguth und Voigt (2004) gilt die Formel:

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

f = Haude-Faktoren für die einzelnen Monate [mm/hPa]

$(es(T) - e)_{14}$ = Sättigungsdefizit der Luft um 14:30 Uhr MEZ [hPa]

Niederschlag

Die Niederschlagsdaten für die entsprechenden Untersuchungsgebiete wurden von der ZAMG bezogen. Die jeweiligen meteorologischen Eingangsparameter sind gemeinsam mit den Klimadiagrammen im Anhang O vermerkt.

9.1.2 Modellierung der hydraulischen Interaktion zwischen Grund- und Seewasser

Um mögliche Abdichtungen in Ein- und Ausstrombereichen der Baggerseen durch Sedimentation, bzw. Ausfällung zu erfassen wurden im Nahbereich der Baggerseen Zonen definiert, innerhalb derer die Durchlässigkeitsbeiwerte durch inverse Modellierung bestimmt werden konnten. Diese Zonen lagen im Uferbereich der Baggerseen. Den Zonen wurden unterschiedliche Durchlässigkeitsbeiwerte zugewiesen. Da es zu einer Vielzahl an Variationsmöglichkeiten kommen kann bis die beste Anpassung an die gemessenen Grund- und Seewasserspiegel erreicht ist, wurden die Durchlässigkeitsbeiwerte der Unterwasserböschungen 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. 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

Unterwasserböschungen verändern. Modelliert wurde bei mittleren Grundwasserspiegeln, eine Ableitung der Ergebnisse auf niedrigere, bzw. höhere Grundwasserspiegel ist nicht zulässig.

9.1.3 Mittlere Verweilzeit des Seewassers

Die mittlere Verweilzeit des Wassers im Baggersee berechnet sich aus dem Wasservolumen des Baggersees dividiert durch den Grundwasserabstrom pro Zeiteinheit.

$$\text{mittlere Verweilzeit} = \frac{\text{Volumen des Sees}}{G_1 + P - E}$$

G_1 = Grundwasserzustrom

P = Niederschlag

E = potentielle Evaporation

Tab. 16 zeigt eine Gegenüberstellung der Flächen und Volumina der Baggerseen.

Tab. 16: Seefläche und Wasservolumen der untersuchten Baggerseen (siehe auch Kapitel 6)

Baggersee	Fläche [ha]	Volumen [m ³]
Hörsching	8,6	358.000
Tillmitsch	5,9	135.000
Pframa	3,8	200.000
Persenbeug	6,0	338.000
Grafenwörth	16,4	1.057.000

9.2 Alternative Erfassung der mittleren Verweilzeit des Seewassers mit Hilfe der Sauerstoffisotope $^{16}\text{O}/^{18}\text{O}$

Eine alternative Erfassung der mittleren Verweilzeit des Seewassers kann mit Hilfe der Sauerstoffisotope ($^{16}\text{O}/^{18}\text{O}$) durchgeführt werden. Diese Methode ist unabhängig von der numerischen Grundwasserströmungsmodellierung und stellt somit eine gute Möglichkeit der Plausibilitätsprüfung dar. Der Einfluss von schwankenden Grundwasserspiegeln auf den mittleren Grundwasserzustrom kann mit der Isotopenauswertung mitunter besser erfasst werden als mit der numerischen Modellierung. 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 einen überproportional erhöhten Grundwasserzustrom.

Fraktionierung der Wasserisotope im Wasserkreislauf

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 , das häufigste Wasserstoffisotop, beträgt die mittlere Massenabundanz 99,985 %, für das schwere Wasserstoffisotop ^2H 0,015 % (Gat 2010). In den Umweltgeowissenschaften stellen diese stabilen Isotope ideale Tracer dar. Bei der Erforschung des Wasserkreislaufes muss dem Wasser kein externer Tracer zugegeben werden (z.B. der Fluoreszenztracer Uranin), sondern das Wassermolekül ist der Tracer an sich.

Das Isotopenverhältnis einer Probe wird angegeben als

$$\frac{\text{Isotopenkonzentration des seltenen Elements}}{\text{Isotopenkonzentration des häufigen Elements}}$$

und entspricht im vorliegenden Falle auch dem Verhältnis zwischen schweren und leichten Elementen ($^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$, bzw. $^2\text{H}/^1\text{H}$).

Für die internationale Vergleichbarkeit werden die Isotopenverhältnisse als relative Abweichung zu einem definierten Standard (Vienna Standard Mean Ocean Water, abgekürzt: VSMOW) angegeben.

$$\delta^{18}\text{O} = \left(\frac{\left(\frac{^{18}\text{O}}{^{16}\text{O}} \right)_{\text{Probe}}}{\left(\frac{^{18}\text{O}}{^{16}\text{O}} \right)_{\text{Standard}}} - 1 \right) * 1000 \quad [\text{‰}]$$

Das Verhältnis, bzw. die Fraktionierung von ^{16}O zu ^{18}O (^1H zu ^2H) im Wasserkreislauf wird maßgeblich durch das unterschiedliche Molekulargewicht bedingt. Durch Verdunstungsprozesse kommt es zur Anreicherung der schwereren Isotope ($^{18}\text{O}/^2\text{H}$) im Wasser, während der Wasserdampf eine Anreicherung der leichteren Isotope ($^{16}\text{O}/^1\text{H}$) erfährt. Dieser physikalisch bedingte Fraktionierungsprozess ermöglicht die Nutzung der Wasserisotope als Tracer.

Das Isotopenverhältnis des Niederschlags variiert im Jahresverlauf. Neben temperatur- und höhenabhängigen Prozessen ist die Herkunft des Niederschlags entscheidend. 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).

Zwischen dem $\delta^2\text{H}$ und $\delta^{18}\text{O}$ des Niederschlags besteht ein linearer Zusammenhang, diese Beziehung wird durch die Meteoric Water Line dargestellt. Abb. 36 zeigt schematisch die Variation der Isotopenkonzentration des Niederschlags während eines Jahres und die resultierende lokale lineare Trendlinie. Die Isotopenkonzentration des unbeeinflussten Grundwassers streut im langjährigen Mittel bei flachen Grundwässern zumeist um die Local Meteoric Water Line (Clark und Fritz 1997). Im Seewasser findet demgegenüber durch Verdunstungsprozesse eine Isotopenfraktionierung statt. Die schweren Isotope werden im verbleibenden Seewasser 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).

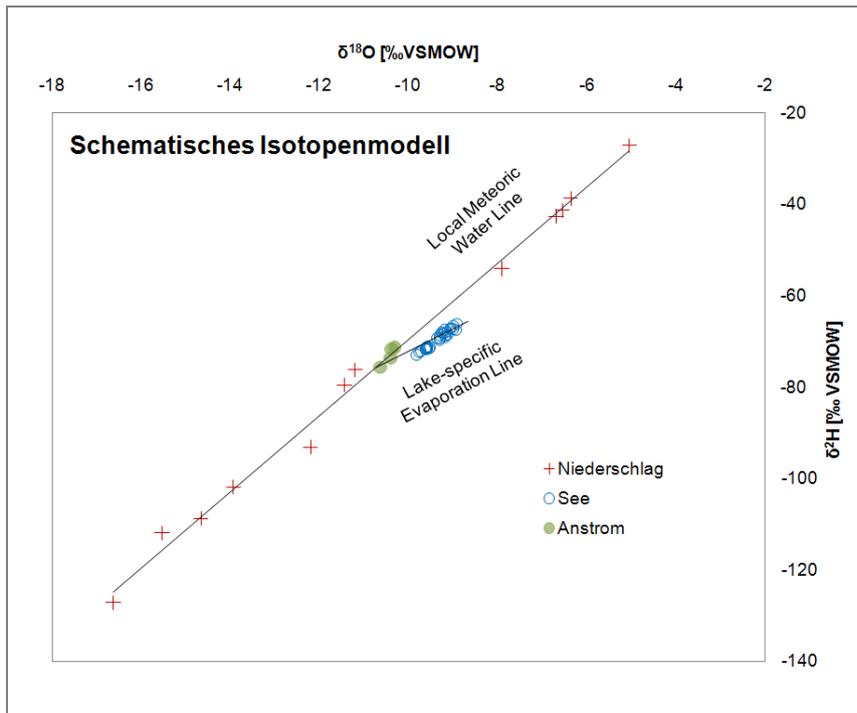


Abb. 36: Schematisches Isotopenmodell

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.

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

Durch die Substitution von

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

und der Annahme, dass

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

reduziert sich die Gleichung auf messbare Parameter:

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

Q_{in} = Grundwasserzustrom

Q_{out} = Grundwasserabstrom

Q_N = Niederschlag [m^3/a]

Q_{Eva} = potentielle Evaporation [m^3/a]

δ_{See} = Isotopenverhältnis des Seewassers [‰ VSMOW]

$\bar{\delta}_N$ = gewichtetes Isotopenverhältnis des Niederschlags [‰ VSMOW]

$\bar{\delta}_{Eva}$ = evaporationsgewichtetes Isotopenverhältnis des verdunsteten Seewassers [‰ VSMOW]

$\bar{\delta}_{in}$ = Isotopenverhältnis des anstromigen Grundwassers [‰ VSMOW]

$\bar{\delta}_{out}$ = Isotopenverhältnis des abstromigen Grundwassers [‰ VSMOW]

Eingangsparameter zur Lösung der Isotopengleichung

Um das Isotopenverhältnis des Grundwasserzustroms und des Seewassers zu bestimmen wurden die Wasserproben saisonal genommen (siehe Kapitel 7.1.4) und mit einem Isotopenspektrometer analysiert (Picarro L1102-i Isotopic Liquid Water and Water Vapor Analyzer). Die Präzision, bzw. die der Wiederholbarkeit zuzuordnende Messunsicherheit liegt bei $\pm 0,1$ ‰ für $\delta^{18}O$ und $\pm 0,5$ ‰ für δ^2H .

Für die Erfassung des Isotopenverhältnisses des Niederschlags wurde auf das Österreichische Messnetz für Isotope im Niederschlag und in Oberflächengewässern (ANIP) zurückgegriffen (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft in Zusammenarbeit mit den Ämtern der neun Landesregierungen).

Die potentielle Evaporation der Seeoberflächen wurde nach Penman (1956), bzw. Haude (1955) berechnet. Die Niederschlagsdaten für die entsprechenden Untersuchungsgebiete wurden von der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik bezogen. Die meteorologischen Daten konnten in einer täglichen Auflösung bezogen werden.

Das Isotopenverhältnis des verdunsteten Seewassers wurde nach dem linearen Widerstandsmodell von Craig and Gordon (1965) berechnet. In der δ -Notation ergibt sich (Yi et al., 2007):

$$\delta_E = \frac{(\delta_L - \epsilon^*)\alpha^* - h\delta_A - \epsilon_k}{1 - h + \epsilon_k}$$

δ_L = Isotopenverhältnis des Seewassers [‰ VSMOW]

ϵ^* = Fraktionierungsfaktor []

$$\epsilon^* = \alpha^* - 1$$

α^* = Gleichgewichtsfraktionierungsterm 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 in Kelvin

δ_A = Isotopenverhältnis des atmosphärischen Wasserdampfes [‰] im Gleichgewicht mit dem lokalen Niederschlag nach Gibson (2002) mit:

$$\delta_A = (\delta_P - \epsilon^*) / \alpha^*$$

δ_P = gewichtetes Isotopenverhältnis des Niederschlags

h = evaporationsgewichtete relative Luftfeuchte [%]

ϵ_k = kinetischer Separationsterm [] nach Gonfiantini (1986) mit

$$\epsilon_k = (1 - h) * 14,2$$

Die Eingangsparameter für das Craig and Gordon Modell wurden hinsichtlich Lufttemperatur und relative Luftfeuchtigkeit evaporationsgewichtet. Je größer die potentielle 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., 2007).

9.3 Ergebnisteil: Mittlere Verweilzeit des Seewassers

Die detaillierte Beschreibung der numerischen Grundwasserströmungsmodelle sowie der Isotopenauswertung der jeweiligen Untersuchungsgebiete sind im Anhang O vermerkt. Nachfolgend werden die Ergebnisse der unterschiedlichen Methoden zur Erfassung der mittleren Verweilzeit des Seewassers diskutiert.

Grundwasserbilanz und mittlere Verweilzeit des Seewassers

Die Isotopenauswertung erbrachte eine gute Übereinstimmung mit den Ergebnissen der Grundwasserströmungsmodelle des Untersuchungsjahres 2009. Sowohl bei den Baggerseen mit längerer Verweilzeit des Seewassers, als auch bei denen mit hohem Grundwasserzustrom konnte eine gute Übereinstimmung erzielt werden.

Tendenziell zeigen die Ergebnisse der Isotopenmethode, im Vergleich zu den Ergebnissen der numerischen Grundwasserströmungsmodellierungen, höhere Grundwasserzuflüsse (siehe Abb. 37). Dies ist ein Hinweis, dass bei höheren Grundwasserspiegellagen verstärkt nicht kolmatierte Bereiche angeströmt werden und dadurch mehr Grundwasser den Baggerseen zufließen. Aufgrund der möglichen Unterschätzung des Grundwasserzustroms bei der stationären Modellierung der Grundwasser- Seewasser- Interaktion wurden für die Massenbilanzierung in den folgenden Kapiteln die Ergebnisse der Isotopenmethode verwendet.

Die untersuchten Baggerseen in Hörsching und Tillmitsch wiesen eine geringe mittlere Verweilzeit des Seewassers auf (siehe Tab. 17). Diese liegt im Untersuchungsjahr 2009 zwischen 0,2 – 0,3 Jahre. Bei den untersuchten Baggerseen in Pframa und Grafenwörth liegt diese zwischen 1,4 – 1,5 Jahre. Aufgrund des starken Anstiegs des Grundwasserspiegels in Persenbeug im Jahr 2009 in Folge eines Donauhochwassers ist eine starke Erhöhung des Grundwasserzustroms in den Baggersee zu verzeichnen. Im Untersuchungsjahr 2009 ist von einer mittleren Verweilzeit des Seewassers von ca. 1,1 Jahre auszugehen.

Die Durchlässigkeitsbeiwerte sowie die Grundwasserspiegelgradienten im Einzugsgebiet der Baggerseen sind entscheidend für den Grundwasserzustrom in die Seen. Im Vergleich dazu ist der Wasserumsatz der Klimatelemente Niederschlag

und Verdunstung gering (siehe Tab. 17). 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), es ist jedoch nur bedingt zulässig vom Alter des Baggersees auf die mittlere Verweilzeit des Seewassers zu schließen. 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 Grundwasserspiegelgradient in Hörsching ($\sim 0,2 \text{ ‰}$ versus $\sim 3 \text{ ‰}$).

Tab. 17: Grundwasserbilanz und mittlere Verweilzeit des Seewassers

Baggersee	Zustrom	Abstrom	Niederschlag	Evaporation	Mittlere Verweilzeit des Seewassers
	[m ³ /d]	[m ³ /d]	[m ³ /d]	[m ³ /d]	[Jahre]
Pframa	423	399	58	83	1,4
Grafenwörth	1954	1960	308	302	1,5
Tillmitsch	1500	1595	213	119	0,2
Persenbeug	790	848	172	114	1,1
Hörsching	3582	3651	213	144	0,3

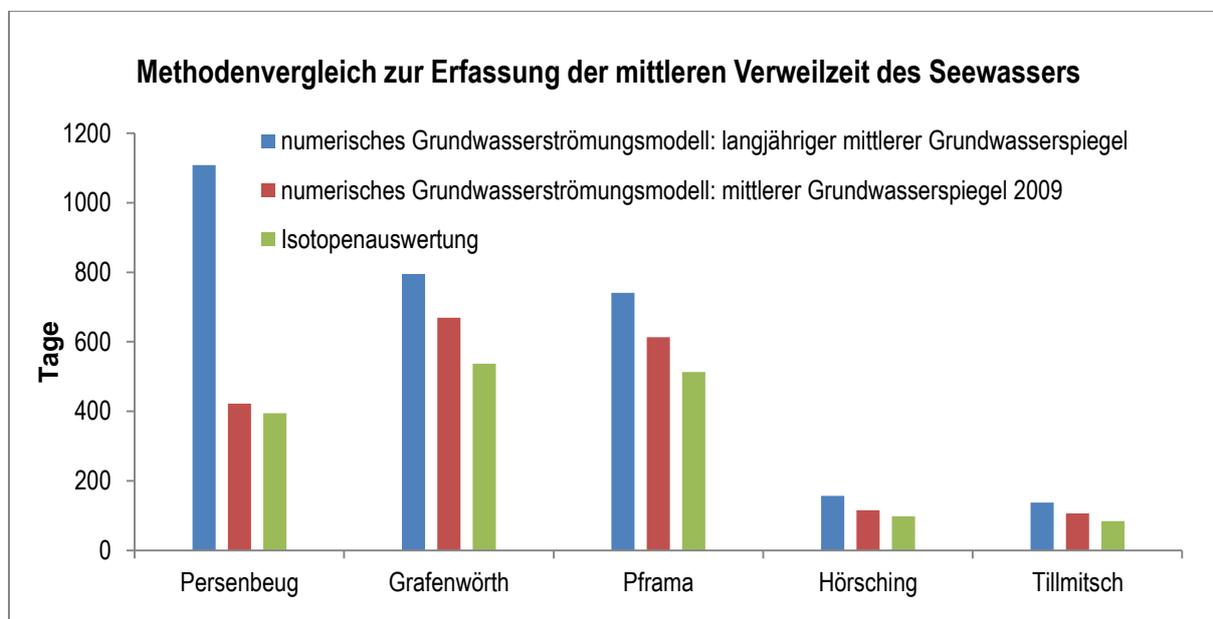


Abb. 37: Methodenvergleich zur Erfassung der mittleren Verweilzeit des Seewassers

10 Einfluss der untersuchten Baggerseen auf die hydrochemische Beschaffenheit des Grundwassers

Kurzfassung: Der Abbau organischen Materials an der Grenzfläche zwischen See und Grundwasser (Seesediment) bewirkt eine Sauerstoffzehrung. Diese Sauerstoffzehrung ist unabhängig vom Alter des Baggersees in den abstromigen Grundwassermessstellen beobachtet worden. Durch die CO₂-Aufnahme der Primärproduzenten bei der Photosynthese kommt es zu einer Erhöhung des pH-Wertes im Seewasser, die gedämpft in den abstromigen Grundwassermessstellen weiterverfolgt werden kann. Durch die biogene Erhöhung des pH-Wertes werden Carbonate ausgefällt. Die Ausfällung von Carbonaten und die biogene Aufnahme von Calcium und Magnesium führen zu einer Verminderung der Calcium-, Magnesium-, sowie Hydrogencarbonatkonzentration im Seewasser und im abstromigen Grundwasser. Die elektrische Leitfähigkeit nimmt, vorwiegend durch die biogene Entkalkung und den Nährstoffrückhalt im See, ab. Die jahreszeitlich bedingten Schwankungen der Seewassertemperatur können, je nach Fließrate des Grundwassers, zeitverzögert und gedämpft im Grundwasserabstrom beobachtet werden. Es konnte kein gerichteter Einfluss auf die Konzentrationen der Kationen Natrium und Kalium sowie der Anionen Sulfat und Chlorid festgestellt werden. Die beobachteten hydrochemischen Veränderungen haben keinen negativen Einfluss auf die Grundwasserqualität. Die Veränderung der Grundwassertemperatur im Abstrom eines Baggersees kann die mikrobielle Aktivität verändern.

Es konnte ebenfalls kein Einfluss der Baggerseen auf die Konzentration der Schwermetalle Cadmium, Zink, Chrom, Kupfer, Nickel, Blei und Aluminium im Abstrom der Seen festgestellt werden. Eine Erhöhung der Eisen- und Mangankonzentration war in abstromigen Grundwassermessstellen feststellbar wenn anoxische Bedingungen vorlagen und resultiert aus der Lösung von geogenen Eisen- und Manganoxiden aus dem Sediment des Grundwasserleiters, bzw. aus dem durchströmten Seesediment der Unterwasserböschungen.

10.1 Charakteristik und Einteilung der Grundwassertypen der Untersuchungsgebiete

Abb. 38 zeigt, in einem Piper-Diagramm, die hydrochemische Beschaffenheit der Grundwässer in den Untersuchungsgebieten. Die Wassertypen wurden nach Furtak et al. (1967), zitiert in Umweltbundesamt (2004) klassifiziert.

In Tillmitsch, Hörsching und Persenbeug sind klassische Calcium-Hydrogencarbonat-Grundwässer vorzufinden, diese hydrochemische Fazies ist typisch für viele österreichische Grund- und Oberflächenwässer und wird in 60 – 80 % der österreichischen Messstellen vorgefunden (Umweltbundesamt, 2004).

In Pframa ist ein Calcium-Magnesium-Hydrogencarbonat-Sulfat-Grundwasser anzutreffen, diese Fazies ist charakteristisch für den pannonischen Raum. Grafenwörth liegt in der Ausprägung zwischen den beiden Wassertypen.

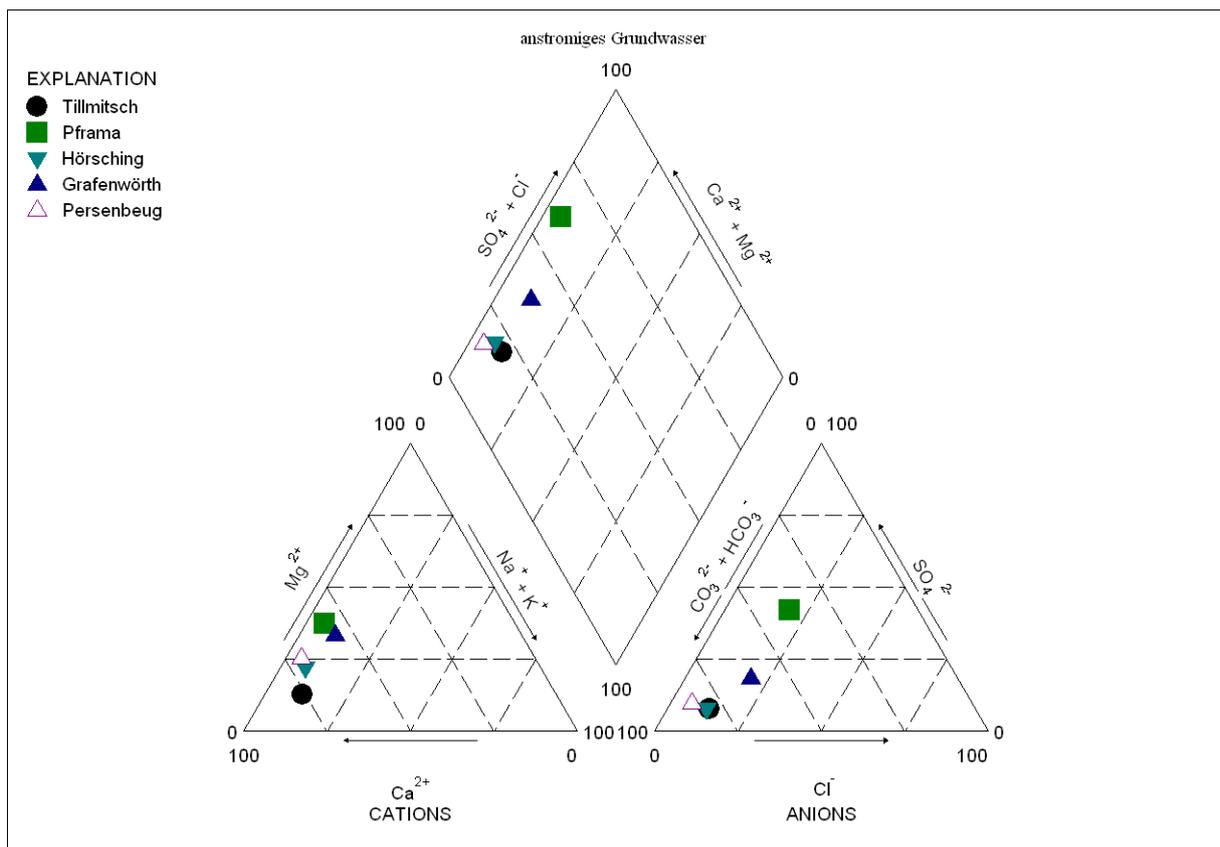


Abb. 38: Einteilung der Grundwässer nach Piper-Diagramm

10.2 Auswahl der Grundwassermessstellen

Im Nahbereich der Baggerseen wurde ein umfangreiches Messnetz zur Beprobung der hydrochemischen Beschaffenheit des an- und abstromigen Grundwassers angelegt (siehe Kapitel 5). Für die Auswertung der hydrochemischen Parameter, bzw. für die Massenbilanzierung wurden jene Grundwassermessstellen ausgewählt die das an- und abstromige Grundwasser repräsentieren. Hierzu wurde das Mischungsverhältnis zwischen Grund- und Seewasser in den abstromig liegenden Grundwassermessstellen erhoben, da dies die hydrochemischen Parameter beeinflusst.

Um das Mischungsverhältnis zwischen See- und Grundwasser in abstromigen Grundwassermessstellen zu quantifizieren wurde das Isotopenverhältnis ($^{16}\text{O}/^{18}\text{O}$) bestimmt. Durch Verdunstungsprozesse und Niederschlag wird das Seewasser in seinem Isotopenverhältnis verändert. Diese Veränderung spiegelt sich in den durch Seewasser beeinflussten Grundwassermessstellen, je nach Mischungsanteil, wider. Eine nicht im direkten Einflussbereich des Baggersees liegende Grundwassermessstelle kann so erkannt werden. Die lineare Mischungsgleichung (vgl. Stichler et al., 2008) gibt das Verhältnis zwischen Grund- und Seewasser wieder.

$$\text{Lineare Mischungsgleichung} = \frac{C_W - C_{Gi}}{C_L - C_{Gi}} * 100 \text{ [\%]}$$

$C_W = \delta^{18}\text{O}$ Wert des abstromigen Grundwassers

$C_{Gi} = \delta^{18}\text{O}$ Wert des anstromigen Grundwassers

$C_L = \delta^{18}\text{O}$ Wert des Seewassers

Die Messergebnisse sind im Anhang **G** dokumentiert.

Mischungsverhältnis zwischen See- und Grundwasser in abstromigen Grundwassermessstellen

Nachfolgend werden die Ergebnisse der Isotopenauswertung in Bezug auf die Mischung zwischen See- und Grundwasser in abstromigen Grundwassermessstellen diskutiert.

Hörsching

Tab. 18 zeigt das Mischungsverhältnis zwischen See- und Grundwasser in abstromigen Grundwassermessstellen in Hörsching. Die Grundwassermessstelle Hoer/Süd spiegelt die Isotopensignatur des anstromigen Grundwassers wider, diese liegt somit nicht abstromig des Baggersees. Die Grundwassermessstelle Hoer/West befindet sich im stagnierenden Bereich zwischen zwei Baggerseen und repräsentiert vermutlich die Isotopensignatur des vorgelagerten Baggersees. Als Referenzmessstelle wird die Grundwassermessstelle Hoer/Ost ausgewählt, diese zeigt die Isotopensignatur des Baggersees.

Tab. 18: Mischungsverhältnis zwischen See- und Grundwasser in abstromigen Grundwassermessstellen in Hörsching

Hörsching			
Grundwasser anstromig*	$\delta^{18}\text{O}$ [VSMOW]	-10,30	Hoer/Nord
See	$\delta^{18}\text{O}$ [VSMOW]	-9,3	Mittelwert aus 30 saisonalen Proben
Grundwassermessstelle	$\delta^{18}\text{O}$ [VSMOW]	Anteil Grundwasser [%]	Anteil Seewasser [%]
Hoer/Ost*	-9,3	0	100
Hoer/Süd*	-10,1	78	22
Hoer/West*	-9,9	56	44

*) Mittelwert aus vier saisonalen Proben

Tillmitsch

Tab. 19 zeigt das Mischungsverhältnis zwischen See- und Grundwasser in abstromigen Grundwassermessstellen in Tillmitsch. Die Grundwassermessstelle Till/Süd wurde, mit einer Isotopensignatur die der des Seewassers entspricht, als Referenzmessstelle aufgenommen. Die Grundwassermessstelle Till/Ost zeigt eine Isotopensignatur die der des unbeeinflussten Grundwassers entspricht.

Tab. 19: Mischungsverhältnis zwischen See- und Grundwasser in abstromigen Grundwassermessstellen in Tillmitsch

Tillmitsch			
Grundwasser anstromig*	$\delta^{18}\text{O}$ [VSMOW]	-8,6	Till/Nord
See	$\delta^{18}\text{O}$ [VSMOW]	-7,1	Mittelwert aus 30 saisonalen Proben
Grundwassermessstelle	$\delta^{18}\text{O}$ [VSMOW]	Anteil Grundwasser [%]	Anteil Seewasser [%]
Till/Süd*	-7,2	7,0	93
Till/Ost*	-9,0	X	x

*) Mittelwert aus vier saisonalen Proben

Pframa

Tab. 20 zeigt das Mischungsverhältnis zwischen See- und Grundwasser in abstromigen Grundwassermessstellen in Pframa. Die Grundwassermessstelle Pframa/Nord weist eine Isotopensignatur auf die der des Seewassers entspricht. Die Grundwassermessstelle Pframa/Ost zeigt eine Mischung mit unbeeinflusstem Grundwasser (ca. 25 %). Diese Mischung könnte aufgrund des Zustroms aus tieferen Bereichen des Grundwasserkörpers während der Beprobung der Messstelle verursacht sein.

Tab. 20: Mischungsverhältnis zwischen See- und Grundwasser in abstromigen Grundwassermessstellen in Pframa

Pframa			
Grundwasser anstromig*	$\delta^{18}\text{O}$ [VSMOW]	-10,4	Prama/West
See	$\delta^{18}\text{O}$ [VSMOW]	-6,8	Mittelwert aus 30 saisonalen Proben
Grundwassermessstelle	$\delta^{18}\text{O}$ [VSMOW]	Anteil Grundwasser [%]	Anteil Seewasser [%]
Pframa/Nord*	-6,9	3	97
Pframa/Ost*	-7,7	25	75

*) Mittelwert aus vier saisonalen Proben

Persenbeug

Tab. 21 zeigt das Mischungsverhältnis zwischen See- und Grundwasser in abstromigen Grundwassermessstellen in Persenbeug. Die Grundwassermessstelle Pers/Nord zeigt eine Beimischung mit Seewasser von ca. 25 %. Für die Auswertung der hydrochemischen Parameter wurde die Grundwassermessstelle Pers/Ost als Referenzmessstelle festgelegt. Die Abweichung zwischen Isotopenfraktionierung des Seewassers und der abstromig liegenden Grundwassermessstelle Pers/Ost könnte auf die bodennahe Durchströmung des Sees mit kälterem Wasser (höhere Dichte) in den Frühlings- und Sommermonaten zurückzuführen sein.

Tab. 21: Mischungsverhältnis zwischen See- und Grundwasser in abstromigen Grundwassermessstellen in Persenbeug

Persenbeug			
Grundwasser anstromig*	$\delta^{18}\text{O}$ [VSMOW]	-10,6	Pers/West
See	$\delta^{18}\text{O}$ [VSMOW]	-8,0	Mittelwert aus 30 saisonalen Proben
Grundwassermessstelle	$\delta^{18}\text{O}$ [VSMOW]	Anteil Grundwasser [%]	Anteil Seewasser [%]
Pers/Nord*	-10,0	77	23
Pers/Ost*	-8,3	12	88
Pers/Süd*	-8,4	15	85

*) Mittelwert aus 4 saisonalen Proben

Grafenwörth

Tab. 22 zeigt das Mischungsverhältnis zwischen See- und Grundwasser in abstromigen Grundwassermessstellen in Grafenwörth. Die Grundwassermessstellen Graf/Abstrom 2, sowie Graf B zeigen in geringem Maße eine Mischung mit dem vom Baggersee unbeeinflussten Grundwasser. Die Grundwassermessstellen Graf B und Graf C liegen im direkten Einflussbereich der Grundwasserförderung (Kieswäsche) und wurden nicht in die Analyse aufgenommen. Die abstromig liegende Grundwassermessstelle Graf/Abstrom 1 zeigt in der Isotopensignatur den direkten Einfluss des Seewassers und ging als Referenzmessstelle in die Analyse ein.

Tab. 22: Mischungsverhältnis zwischen See- und Grundwasser in abstromigen Grundwassermessstellen in Grafenwörth

Grafenwörth			
Grundwasser anstromig*	$\delta^{18}\text{O}$ [VSMOW]	-9,80	Graf/Anstrom
See	$\delta^{18}\text{O}$ [VSMOW]	-7,00	Mittelwert aus 30 saisonalen Proben
Grundwassermessstelle	$\delta^{18}\text{O}$ [VSMOW]	Anteil Grundwasser [%]	Anteil Seewasser [%]
Graf B*	-7,2	7	93
Graf C*	-7,1	4	96
Graf/Abstrom 1*	-7,1	4	96
Graf/Abstrom2*	-7,3	11	89

*) Mittelwert aus 4 saisonalen Proben

10.3 Einfluss der Baggerseen auf die abstromige Grundwasserqualität

Statistische Auswertung

Um den Einfluss der Baggerseen auf die abstromige Grundwasserqualität zu erfassen wurde die Hydrochemie der an- und abstromigen Grundwassermessstellen miteinander verglichen.

Visualisiert werden die prozentuellen Veränderungen nachfolgend als Boxplot. Der Boxplot ermöglicht eine übersichtliche Darstellung der wichtigsten statistischen Kennzahlen (siehe Abb. 39). Innerhalb der Box (grau) liegen die mittleren 50 % der Daten. Die „Wiskers“ begrenzen das 5. bzw. 95. Perzentil. Zwischen Box und Wiskers befinden sich jeweils 20 % der kleinsten, bzw. größten Werte. Obere und untere Extremwerte werden durch Punkte außerhalb der Wiskers symbolisiert.

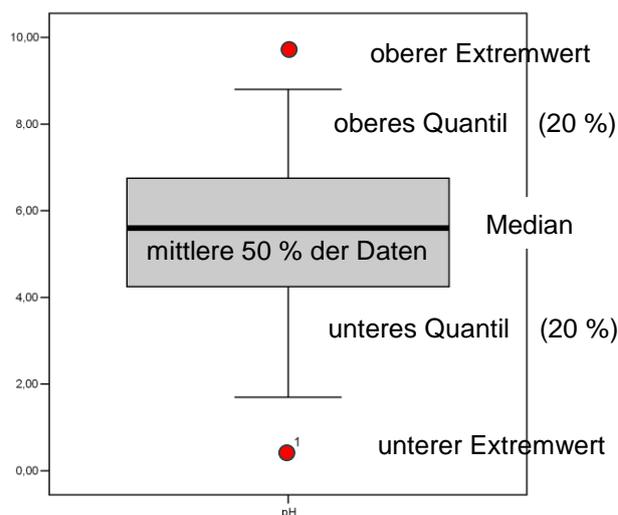


Abb. 39: Boxplot mit 5./95. Perzentil, 50. Perzentil, Median (schematisch)

Die statistische Auswertung der Hauptanionen und Hauptkationen erfolgte mittels Wilcoxon-Test für Paardifferenzen (siehe Sachs, 2002). Zwei verbundene Stichproben werden hierbei miteinander verglichen (Konzentration Anstrom versus Konzentration Abstrom). Eine Normalverteilung der Differenzen zwischen Werten im An- und Abstrom ist nicht erforderlich. Nach Sachs (2002, S. 411) gestattet der Test die Prüfung, ob die Differenzen paarig angeordneter Beobachtungen symmetrisch mit dem Median gleich Null verteilt sind. Der Wilcoxon-Test ist durch die Bildung einer Rangordnung robust gegenüber Ausreißern. Das Signifikanzniveau, d.h. die

Irrtumswahrscheinlichkeit ab der die Arbeitshypothese angenommen wird, wurde wie folgt festgelegt:

$p \leq 0,05$ % signifikant

$P \leq 0,01$ % sehr signifikant

$p \leq 0,001$ % höchst signifikant

Es wurden die gemessenen Parameter der an- und abstromigen Grundwassermessstellen der jeweiligen Baggerseen gegenübergestellt. Die Parameter gingen in der Konzentration mg/l in die statistische Berechnung ein.

Zwei Hypothesen wurden aufgestellt:

Nullhypothese: Die Parameterkonzentrationen der an- und abstromigen Grundwassermessstellen unterscheiden sich nicht, die Streuung der Messwerte abstromig ist richtungsunabhängig, es kommt entweder sowohl zu einer Konzentrationsverringerung als auch Konzentrationserhöhung, oder es ist keine Konzentrationsveränderung des jeweiligen Parameters feststellbar.

Arbeitshypothese: Die Parameterkonzentrationen der an- und abstromigen Grundwassermessstellen unterscheiden sich signifikant, die Streuung der Messwerte abstromig ist gerichtet.

Massenbilanzierung

Die Massenbilanzierung verbindet die Ergebnisse der Grundwasserbilanz der Baggerseen mit der Hydrochemie der an- und abstromigen Grundwassermessstellen (Untersuchungsjahr 2009, Kapitel 7.2.2). Negative Residuen beschreiben den Baggersee hierbei als eine Senke, positive Werte als eine Quelle.

Die Grundwasserbilanz der einzelnen Baggerseen wurde von den Ergebnissen der Isotopenauswertung übernommen (siehe Kapitel 9).

Es wurden Mittelwerte der saisonalen Untersuchungsergebnisse der Hauptkationen und Hauptanionen gebildet. Neben dem Stoffeintrag durch das Grundwasser wurde auch die Nassdeposition berücksichtigt. Tab. 23 zeigt die durch Nassdeposition

eingebraachte Menge an Hauptkationen und Hauptanionen pro Jahr und Hektar. Die Angaben sind der Auswertung von 15 Messstationen in Österreich im Zeitraum von 2003 – 2007 (Leder, 2008) entnommen.

Tab. 23: Nassdeposition der Hauptkationen und Hauptanionen [kg/(ha*a)] in Österreich (Mittelwerte von 15 Messstationen im Zeitraum von 2003 – 2007) ohne Nitrat, Quelle: Leder, 2008

Parameter	kg/(ha*a)
SO ₄ ²⁻	9,0
Cl ⁻	2,5
Ca ²⁺	6,0
Mg ²⁺	0,6
Na ⁺	1,4
K ⁺	1,1

Der durchschnittliche pH-Wert des anthropogen unbeeinflussten Regenwassers liegt zwischen 5 und 5,6 (Campbell 1977, in Leder 2008).

Literaturauswertung (Metaanalyse)

Eine datenbankgestützte Literaturauswertung wurde durchgeführt um den Einfluss eines grundwassergespeisten Baggersees auf die jeweilige Parameterveränderung zu erfassen (vgl. Kapitel 8). Die Untersuchungsergebnisse der nationalen und internationalen Literatur wurden hinsichtlich ihres Einflusses ausgewertet. Der Einfluss wurde in 3 Kategorien eingeteilt (Zunahme, Abnahme, kein Einfluss). Der Vergleich der Parameterveränderungen bezieht sich einerseits auf den Vergleich zwischen den an- und abstromigen Grundwasserkonzentrationen, andererseits auf den Vergleich zwischen anstromigen Grundwasserkonzentrationen und Seewasserkonzentrationen. Studien, die nicht in diese Schematisierung passten, konnten für die Auswertung der Hauptkationen und Hauptanionen nicht aufgenommen werden, da bei diesen Studien die Richtung der Veränderung nicht erfasst werden konnte.

10.3.1 Ergebnis der statistischen Auswertung: In situ Parameter

Abb. 40 zeigt die prozentuellen Veränderungen der in situ Parameter zwischen den an- und abstromigen Grundwassermessstellen der untersuchten Baggerseen. Die Ergebnisse werden im Detail bei den jeweiligen Parametern nachfolgend diskutiert, die Messwerte sind in Tabellenformat im Anhang H gelistet.

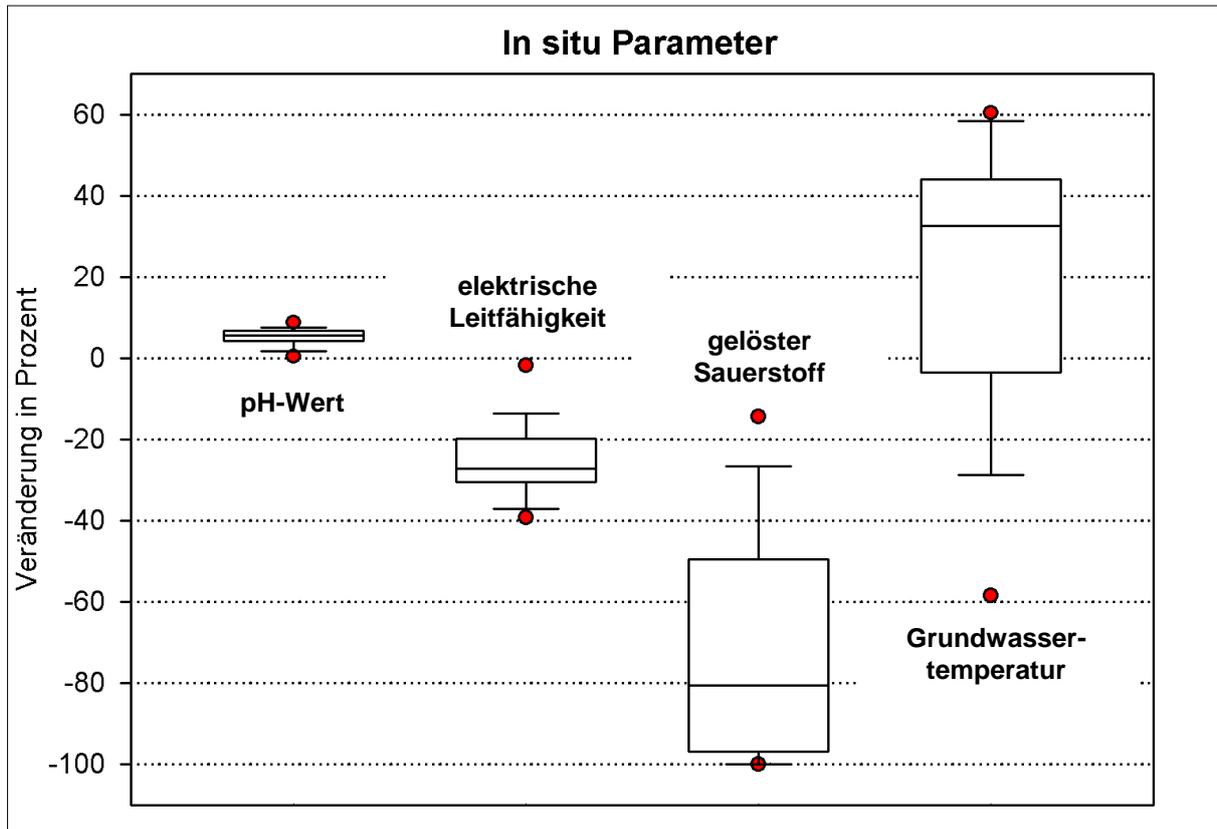


Abb. 40: Boxplot der in situ Parameter mit 5./95. Perzentil, 50. Perzentil, Median

Gelöster Sauerstoff

Die Konzentration des gelösten Sauerstoffs des anstromigen Grundwassers war bei den untersuchten Baggerseen im Jahresverlauf sehr gleichmäßig. In Pframa zeigten sich mit Werten zwischen 2 und 3 mg/l die geringsten Konzentrationen, bei allen anderen Baggerseen konnte stets eine Konzentration > 5 mg/l gemessen werden.

Das Seewassers war im Jahresverlauf auch in den tiefen Wasserproben stets oxidisch (> 2 mg/l), die Maximalwerte konnten in den oberflächennahen Proben der Herbstkampagne (bis zu 15 mg/l) gemessen werden. Im Detail werden die jahreszeitlichen Schwankungen in Kapitel 12.1 diskutiert.

Durch sauerstoffzehrende Prozesse an der Grenzfläche zwischen Baggersee und Grundwasserleiter (mikrobieller Abbau von organischem Material) war eine deutliche Abnahme des gelösten Sauerstoffes in den abstromigen Grundwassermessstellen zu beobachten. Es waren hypoxische ($< 2 \text{ mg/l}$) bzw. anoxische Verhältnisse vorherrschend (siehe Abb. 53 41).

Der Einfluss des Baggersees auf die abstromige Senkung der Sauerstoffsättigung ist höchst signifikant ($p = 0,000$), bei allen Baggerseen konnte zu allen Saisonen eine Reduzierung gegenüber anstromigen Grundwasserwerten beobachtet werden (siehe Tab. 25).

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

Die Auswertung der nationalen und internationalen Studien zeigte bei 13 Baggerseen eine Abnahme des gelösten Sauerstoffes im abstromigen Grundwasser im Vergleich mit dem anstromigen Grundwasser, bei 3 Baggerseen eine Zunahme (siehe Tab. 24).

Tab. 24: Literaturlauswertung gelöster Sauerstoff: Anzahl der untersuchten Baggerseen mit einer Abnahme/ einem Anstieg/ keinem Einfluss

Parameter	Grundwasser abstromig zu Grundwasser anstromig		
	Abnahme	Anstieg	kein Einfluss
gelöster Sauerstoff	13	3	0

Gradient des gelösten Sauerstoffs (Anstrom – See – Abstrom)

Tab. 25: Wilcoxon-Test gelöster Sauerstoff (Vergleich anstromiges Grundwasser zu abstromigem Grundwasser)

Parameter	Ränge	Anzahl	Mittlerer Rang	Rangsumme
Sauerstoff abstromig – Sauerstoff anstromig	Negative Ränge (Anstrom > Abstrom)	20	10,50	210,00
	Positive Ränge (Anstrom < Abstrom)	0	0,00	0,00
	Bindungen (Anstrom = Abstrom)	0		
	Gesamt	20		

Wilcoxon Test	Sauerstoff abstromig zu Sauerstoff anstromig
Z	-3,920
Asymp. Sig. (2-tailed)	0,000

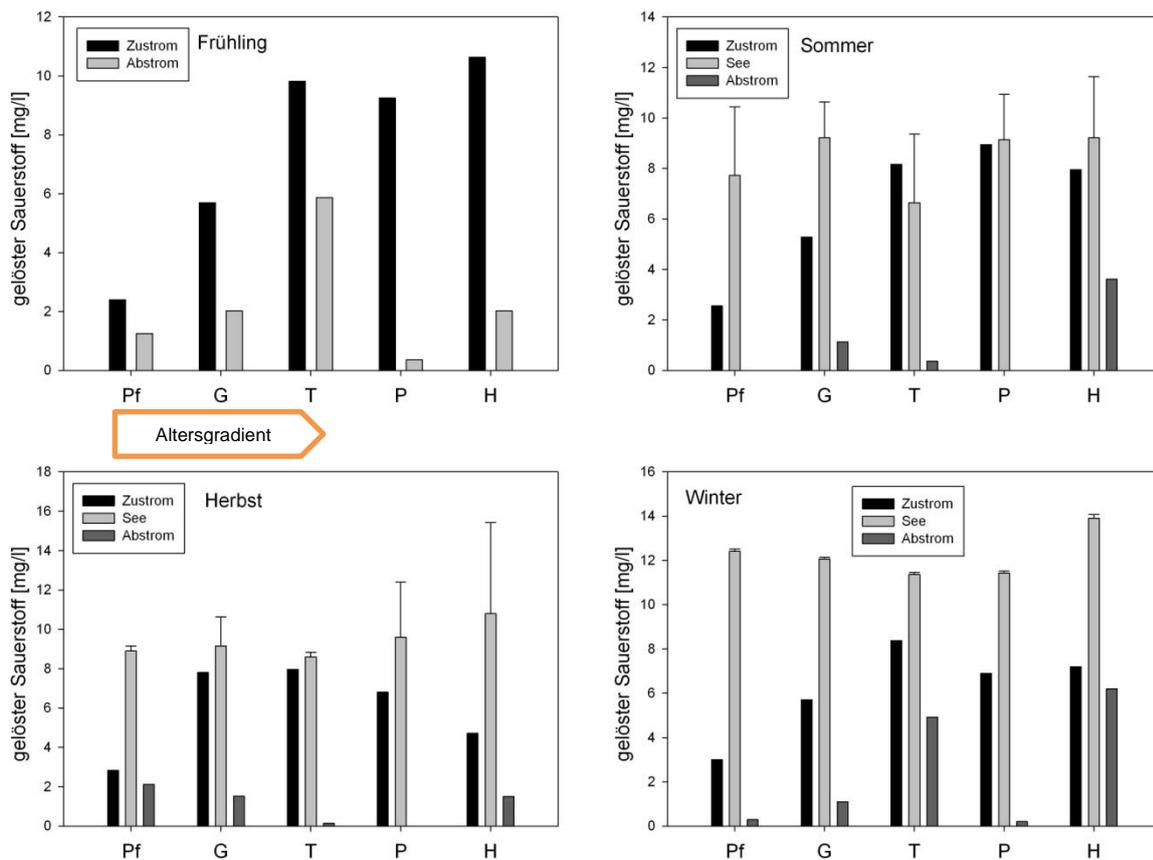


Abb. 41: Konzentration des gelösten Sauerstoffs des anstromigen Grundwassers (Zustrom), des Seewassers (See, Mittelwert aus 9 Proben mit Standardabweichung), sowie des abstromigen Grundwassers (Abstrom), Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching

pH-Wert

Es konnte abstromig bei allen Grundwassermessstellen eine Erhöhung des pH-Wertes gegenüber anstromigen Grundwasserwerten festgestellt werden. Der Wilcoxon-Test (siehe Tab. 27) erbrachte dementsprechend einen höchst signifikanten Einfluss ($p = 0,000$).

Die gemessenen pH-Werte des anstromigen Grundwassers repräsentieren Calciumcarbonat-gepufferte Einzugsgebiete. Im Jahresverlauf sind die Schwankungen der gemessenen pH-Werte sehr gering und streuen von 7,1 – 7,7 bei dem Baggersee in Hörsching, bzw. von 6,9 – 7,3 in den übrigen Untersuchungsgebieten.

Im Seewasser kommt es durch den atmosphärischen Austausch, bzw. durch die CO_2 Aufnahme der Primärproduzenten infolge der Photosynthese zu einer Anhebung auf bis zu pH 8,6 (siehe Abb. 42). Der pH-Wert im Seewasser wird in Kapitel 12.1 ausführlich diskutiert.

Gegenüber dem Seewasser war eine rasche Einregelung des pH-Wertes in abstromigen Grundwassermessstellen zu beobachten. Durch CO_2 Freisetzung infolge der Respirationstätigkeit von Mikroorganismen wird der pH-Wert bei der Durchströmung des Seesediments in Richtung anstromiger Werte gesenkt. Diese pH-Wert Senkung erfolgte nach kurzer Fließstrecke im Grundwasserleiter (vgl. Kapitel 5, Instrumentierung). Die maximalen Unterschiede zwischen an- und abstromigen Grundwassermessstellen in den Untersuchungsgebieten betragen 0,6 pH-Einheiten.

Die Auswertung der nationalen und internationalen Literatur erbrachte ein den vorliegenden Untersuchungsergebnissen konformes Ergebnis. Bei insgesamt 15 Baggerseen konnte ein Anstieg des pH-Wertes im abstromigen Grundwasser gemessen werden, bei einem Baggersee konnte kein Einfluss nachgewiesen werden

Tab. 26: Literaturlauswertung pH-Wert: Anzahl der untersuchten Baggerseen mit einer Abnahme/ einem Anstieg/ keinem Einfluss

	Grundwasser abstromig zu Grundwasser anstromig		
Parameter	Abnahme	Anstieg	kein Einfluss
pH-Wert	0	15	1

Gradient des pH-Wertes (Anstrom – See – Abstrom)

Tab. 27: Wilcoxon-Test pH-Wert (Vergleich anstromiges Grundwasser zu abstromigem Grundwasser)

Parameter	Ränge	Anzahl	Mittlerer Rang	Rangsumme
pH-Wert abstromig – pH-Wert anstromig	Negative Ränge (Anstrom > Abstrom)	0	0,00	0,00
	Positive Ränge (Anstrom < Abstrom)	20	10,50	210,00
	Bindungen (Anstrom = Abstrom)	0		
	Gesamt	20		

Wilcoxon Test	pH-Wert abstromig zu pH-Wert anstromig
Z	-3,920
Asymp. Sig. (2-tailed)	0,00

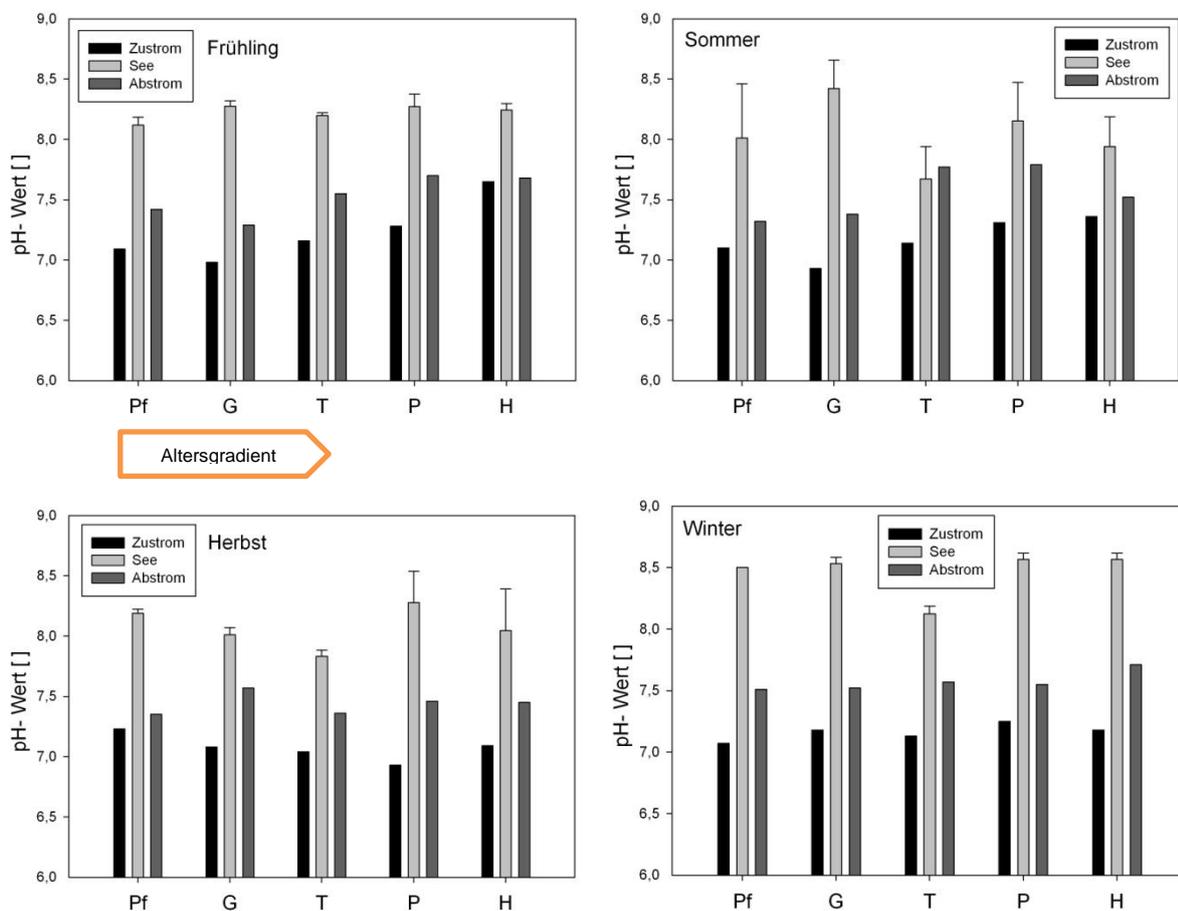


Abb. 42: pH-Wert des anstromigen Grundwassers (Zustrom), des Seewassers (See, Mittelwert aus 9 Proben mit Standardabweichung), sowie des abstromigen Grundwassers (Abstrom), Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching

Elektrische Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit gibt die Summe der gelösten, dissoziierten Wasserinhaltsstoffe an. Konform mit der Abnahme der Ionen (Wasserinhaltsstoffe) Calcium, Magnesium, Hydrogencarbonat und Nitrat sinkt die elektrische Leitfähigkeit im Seewasser in den Untersuchungsgebieten. Die Verringerung der elektrischen Leitfähigkeit im Vergleich zwischen anstromigem und abstromigem Grundwasser ist höchst signifikant ($p = 0,000$). Der Median der Abnahme der elektrischen Leitfähigkeit zwischen an- und abstromigem Grundwasser liegt bei 27 % (siehe Abb. 40).

Eine im Vergleich mit den restlichen Untersuchungsgebieten hohe elektrische Leitfähigkeit konnte im Mittel im anstromigen Grundwasser bei dem Baggersee in Pframa gemessen werden ($1420 \mu\text{S}/\text{cm}$). Grafenwörth mit einer mittleren anstromigen elektrischen Leitfähigkeit von $870 \mu\text{S}/\text{cm}$ und Tillmitsch mit $810 \mu\text{S}/\text{cm}$ lagen im Mittelfeld. Eine geringere elektrische Leitfähigkeit wies Hörsching und Persenbeug mit 620, bzw. $590 \mu\text{S}/\text{cm}$ auf.

Ein dem Seewasser entsprechender Wert der elektrischen Leitfähigkeit konnte in den abstromig liegenden Grundwassermessstellen gemessen werden. Für eine detaillierte Betrachtung der jahreszeitlichen Schwankung der elektrischen Leitfähigkeit des Seewassers wird auf Kapitel 12.1 verwiesen.

Die elektrische Leitfähigkeit nimmt, vorwiegend durch die biogene Entkalkung (siehe Kapitel 10.3.4) und den Nährstoffrückhalt im See (siehe Kapitel 11), ab.

Die Abnahme der elektrischen Leitfähigkeit zwischen an- und abstromigem Grundwasser beträgt bei dem Baggersee in Pframa im Mittel ca. $400 \mu\text{S}/\text{cm}$. Bei den Baggerseen in Grafenwörth, Tillmitsch und Persenbeug konnte eine Abnahme zwischen 180 und $240 \mu\text{S}/\text{cm}$ beobachtet werden. In Hörsching ist die geringste Abnahme der elektrischen Leitfähigkeit zu verzeichnen, diese geringere Abnahme könnte auf die kurze mittlere Verweilzeit des Seewassers zurückzuführen sein. Mit der Ausnahme von Tillmitsch ist die Abnahme der elektrischen Leitfähigkeit in den Untersuchungsseen direkt proportional zur mittleren Verweilzeit des Seewassers. Bei dem Baggersee in Tillmitsch könnte aufgrund der geringen Seentiefe diese Abweichung erklärbar sein. Es ist von einem erhöhten Stoffumsatz (vgl. Kapitel 11.2) und dementsprechend mit einer im Vergleich verstärkten Abnahme der elektrischen Leitfähigkeit auszugehen.

Die Auswertung der nationalen und internationalen Studien zeigte bei 30 Baggerseen eine Abnahme der elektrischen Leitfähigkeit im abstromigen Grundwasser im Vergleich mit dem anstromigen Grundwasser, bei vier eine Zunahme, bei einem Baggersee konnte kein Einfluss beobachtet werden (siehe Tab. 28).

Tab. 28: Literaturlauswertung elektrische Leitfähigkeit: Anzahl der untersuchten Baggerseen mit einer Abnahme/ einem Anstieg/ keinem Einfluss

Parameter	Grundwasser abstromig zu Grundwasser anstromig		
	Abnahme	Anstieg	kein Einfluss
elektrische Leitfähigkeit	30	4	1

Gradient der elektrischen Leitfähigkeit (Anstrom – See – Abstrom)

Tab. 29: Wilcoxon-Test elektrische Leitfähigkeit (Vergleich anstromiges Grundwasser zu abstromigem Grundwasser)

Parameter	Ränge	Anzahl	Mittlerer Rang	Rangsumme
e. Leitfähigkeit abstromig – e. Leitfähigkeit anstromig	Negative Ränge (Anstrom > Abstrom)	20	10,50	210,00
	Positive Ränge (Anstrom < Abstrom)	0	0,00	0,00
	Bindungen (Anstrom = Abstrom)	0		
	Gesamt	20		

Wilcoxon Test	e. Leitfähigkeit abstromig zu e. Leitfähigkeit anstromig
Z	-3,920
Asymp. Sig. (2-tailed)	0,000

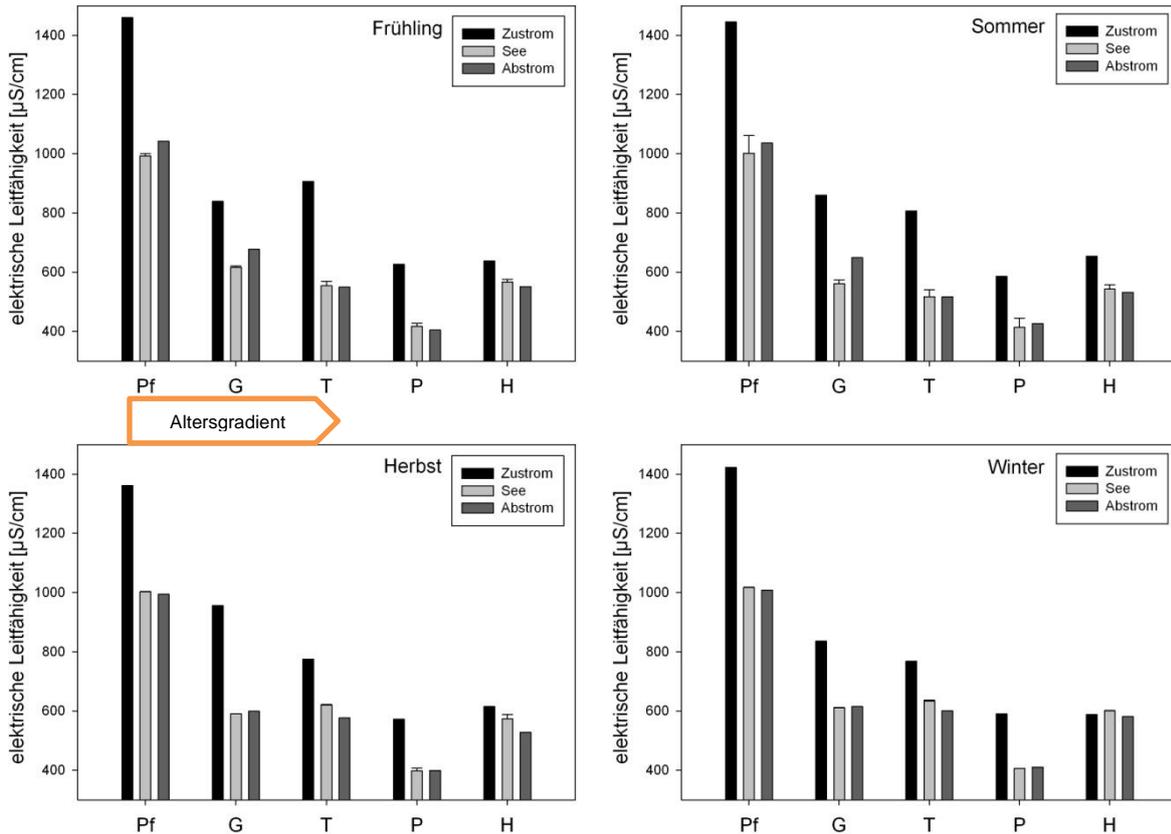


Abb. 43: Elektrische Leitfähigkeit des anstromigen Grundwassers (Zustrom), des Seewassers (See, Mittelwert aus 9 Proben mit Standardabweichung), sowie des abstromigen Grundwassers (Abstrom), Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching

Tab. 30: Veränderung der elektrischen Leitfähigkeit (Mittelwerte aus 4 saisonalen Proben) des anstromigen Grundwassers im Vergleich zum abstromigen Grundwasser

Baggersee	Grundwasser Zustrom [µS/cm]	Grundwasser Abstrom [µS/cm]	Veränderung [µS/cm]	relative Veränderung [%]	mittlere Verweilzeit des Seewassers [Jahre]
Pframa	1420	1020	400	-28,3	1,4
Grafenwörth	873	635	238	-27,2	1,5
Tillmitsch	814	561	253	-31,1	0,2
Persenbeug	594	410	184	-31,0	1,1
Hörsching	624	548	76	-12,1	0,3

Grundwassertemperatur

Der Boxplot (Abb. 40) weist eine jahreszeitlich bedingte große Spannweite der prozentuellen Veränderung zwischen der an- und abstromigen Grundwassertemperatur auf.

Der Einfluss des Baggersees auf die Temperatur in den abstromigen Grundwassermessstellen äußert sich in einer signifikanten Erwärmung ($p = 0,012$). Kritisch soll 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 nur bedingt zulässig.

In den Untersuchungsgebieten zeigen sich anstromig im Jahresverlauf nur gering schwankende Grundwassertemperaturen (siehe Abb. 44). In Tillmitsch liegt die mittlere anstromige Grundwassertemperatur bei 13 °C, in den restlichen Untersuchungsgebieten bei 12 °C.

In den Baggerseen selbst kommt es zu jahreszeitlich bedingten Schwankungen der Wassertemperatur. In den Sommermonaten wurde mit 27,3 °C im Baggersee Pframa der höchste Wert gemessen. Für eine detaillierte Betrachtung der jahreszeitlichen Schwankung der Seewassertemperatur wird auf Kapitel 12.1 verwiesen.

In abstromigen Grundwassermessstellen konnten die jahreszeitlichen Schwankungen mitunter zeitlich verzögert gemessen 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 zeigt sich dies bei der Winterkampagne. Das Seewasser zeigt in allen Untersuchungsgebieten witterungsbedingt eine deutlich schnellere Temperaturanpassung als abstromig in den Grundwassermessstellen erfasst wurde.

Abstromig wurde gegenüber den anstromigen Grundwassertemperaturen eine Veränderung von bis zu - 6,9 °C (Hörsching, Winter), bzw. bis zu + 7,2 °C (Pframa, Sommer/ Herbst) gemessen (siehe Tab. 33).

Die Auswertung der nationalen und internationalen Literatur erbrachte bei 23 Baggerseen eine Erwärmung des abstromigen Grundwassers im Vergleich mit dem anstromigen Grundwasser, bei 9 eine Abnahme, bei einem Baggersee zeigte sich kein Einfluss (siehe Tab. 31).

Tab. 31: Literaturlauswertung Grundwassertemperatur: Anzahl der untersuchten Baggerseen mit einer Abnahme/ einem Anstieg/ keinem Einfluss

	Grundwasser abstromig zu Grundwasser anstromig		
Parameter	Abnahme	Anstieg	kein Einfluss
Temperatur	9	23	1

Gradient der Wassertemperatur (Anstrom – See – Abstrom)

Tab. 32: Wilcoxon-Test Temperatur (Vergleich anstromiges Grundwasser zu abstromigem Grundwasser)

Parameter	Ränge	Anzahl	Mittlerer Rang	Rangsumme
Temperatur abstromig – Temperatur anstromig	Negative Ränge (Anstrom > Abstrom)	15	7,60	38,00
	Positive Ränge (Anstrom < Abstrom)	5	11,47	172,00
	Bindungen (Anstrom = Abstrom)	0		
	Gesamt	20		

Wilcoxon Test	Temperatur abstromig zu Temperatur anstromig
Z	-2,501
Asymp. Sig. (2-tailed)	0,012

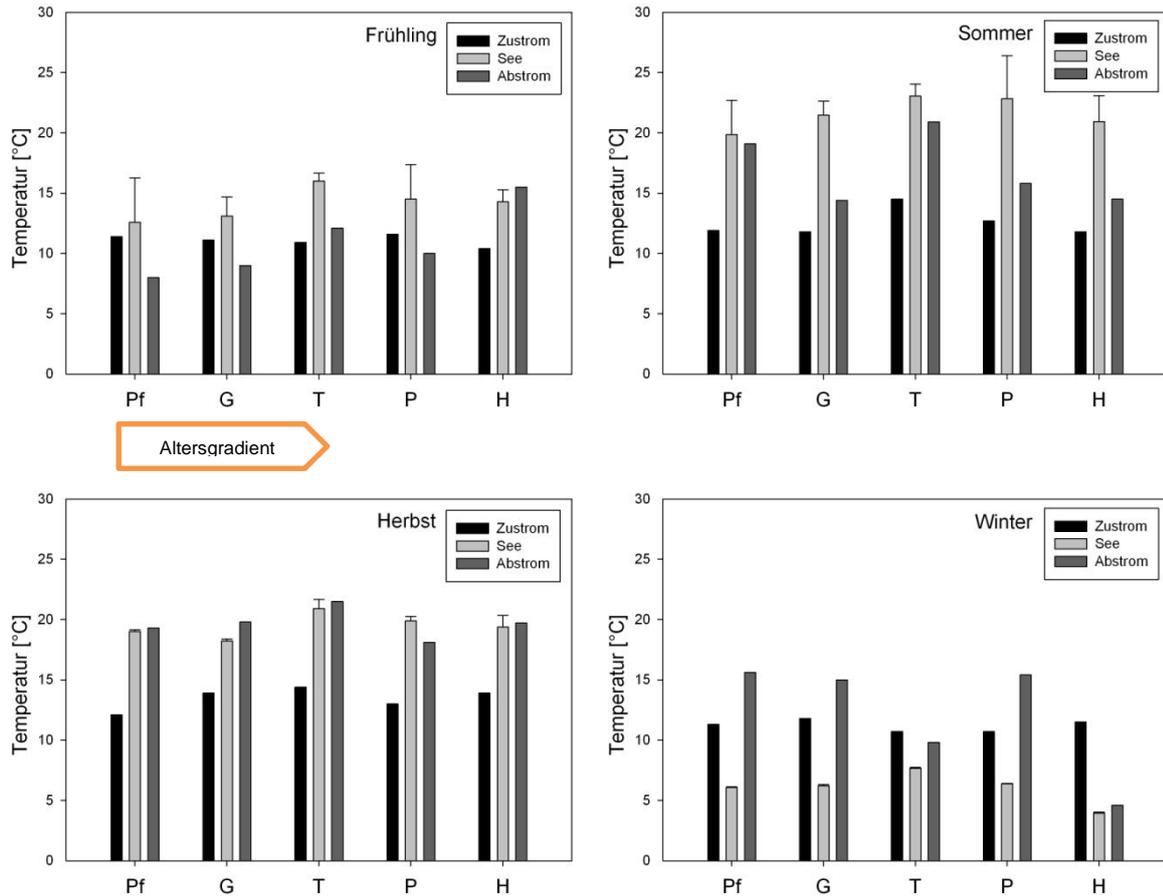


Abb. 44: Temperatur des anstromigen Grundwassers (Zustrom), des Seewassers (See, Mittelwert aus 9 Proben mit Standardabweichung), sowie des abstromigen Grundwassers (Abstrom), Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching

Tab. 33: Veränderung der Grundwassertemperatur des abstromigen Grundwassers im Vergleich zum anstromigen Grundwasser in °C

	Frühling [°C]	Sommer [°C]	Herbst [°C]	Winter [°C]
Pframa	-3,4	7,2	7,2	4,3
Grafenwörth	-2,1	2,6	5,9	3,2
Tillmitsch	1,2	6,4	7,1	-0,9
Persenbeug	-1,6	3,1	5,1	4,7
Hörsching	5,1	2,7	5,8	-6,9

10.3.2 Ergebnis der statistischen Auswertung: Hauptkationen

Abb. 45 zeigt die Konzentrationsänderung der Hauptkationen zwischen den an- und abstromigen Grundwassermessstellen. Die Ergebnisse werden im Detail bei den jeweiligen Parametern nachfolgend diskutiert, die Messwerte in Tabellenformat sind im Anhang H gelistet.

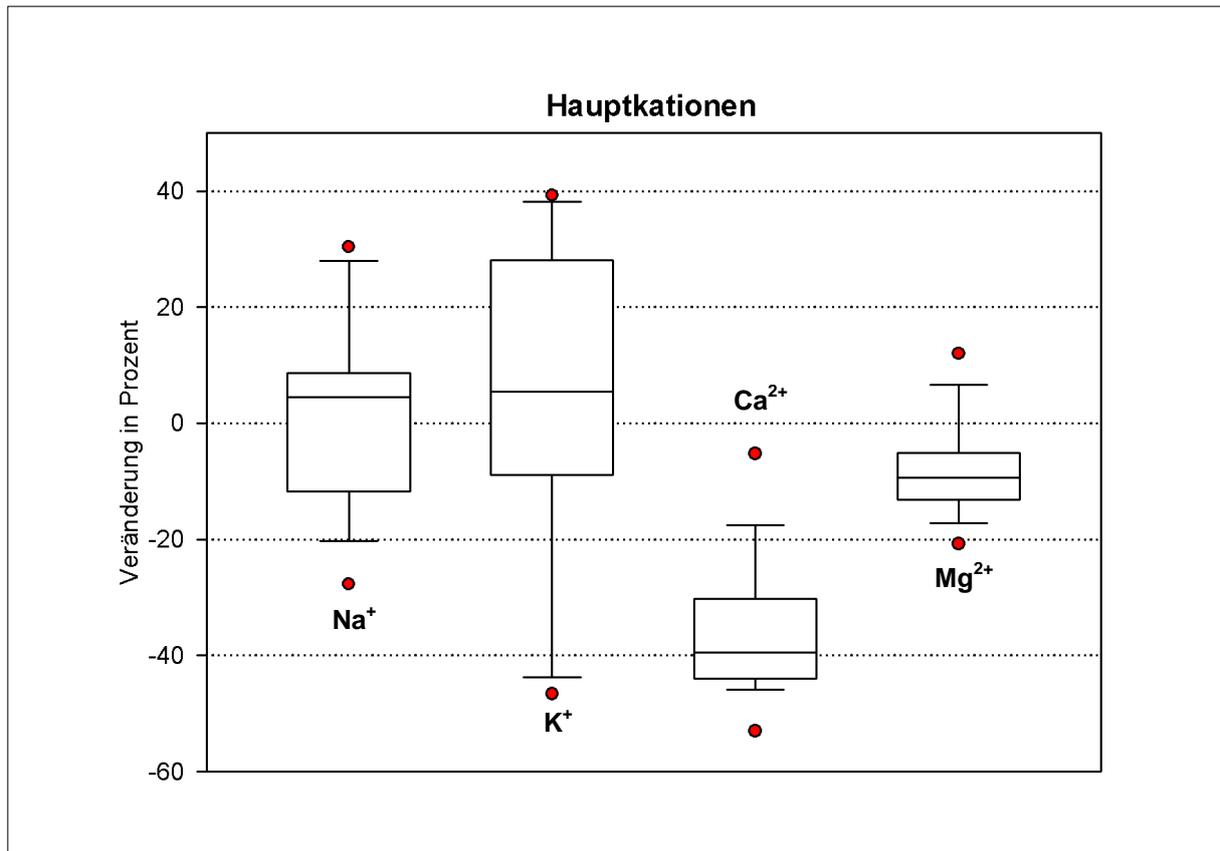


Abb. 45: Boxplot der Hauptkationen mit 5./95. Perzentil, 50. Perzentil, Median

Natrium

Die Natriumkonzentration unterscheidet sich zwischen an- und abstromigen Grundwassermessstellen nicht signifikant ($p = 0,723$). Der Boxplot (siehe Abb. 45) verweist auf eine prozentuelle Konzentrationsveränderung zwischen an- und abstromigen Grundwassermessstellen von ca. +/- 20 %, der Median der Veränderung liegt bei 5 %.

Die anstromige Natriumkonzentration des Grundwassers beträgt im Mittel zwischen 15 und 17 mg/l. bei den Baggerseen in Pframa, Grafenwörth und Tillmitsch. Bei dem Baggersee in Hörsching 11 mg/l, und bei dem Baggersee in Persenbeug 7 mg/l.

Im Jahresverlauf war die gemessene Natriumkonzentration in den einzelnen Kompartimenten sehr gleichmäßig (siehe Abb. 46). Einzig bei der anstromig liegenden Grundwassermessstelle des Baggersees in Tillmitsch war im Frühling eine gegenüber dem Jahresschnitt erhöhte Natriumkonzentration zu beobachten (23,4 mg/l). Diese Erhöhung könnte auf die in den Wintermonaten stattfindende Salzstreuung der nahe gelegenen Autobahn zurückzuführen sein.

Gegenüber anstromigen Werten ist die Natriumkonzentration in Pframa im Mittel leicht erhöht (+ 1,3 mg/l). Bei den Baggerseen in Grafenwörth ist hingegen ein leichter Konzentrationsrückgang zu verzeichnen (- 2,6 mg/l). Bei den restlichen Untersuchungsgebieten betrug der Unterschied im Mittel < 1mg/l.

Die Massenbilanz für Natrium (siehe Tab. 36) ist in Hörsching und Pframa ausgeglichen. In Grafenwörth ist mit einem Residuum von - 0,3 kg/ha pro Tag der Eintrag im Untersuchungszeitraum größer als der Austrag. In Tillmitsch und Persenbeug ist mit einem Residuum von 0,5 bzw. 0,1 kg/ha pro Tag der Austrag im Untersuchungszeitraum größer als der Eintrag.

Bei der Auswertung der nationalen und internationalen Studien zeigte sich bei 22 Baggerseen kein Einfluss auf die Natriumkonzentration (Seewasser, sowie abstromige Grundwasser). Bei insgesamt drei Baggerseen konnte ein Anstieg erfasst werden (siehe Tab. 34).

Tab. 34: Literaturlauswertung Natrium: Anzahl der untersuchten Baggerseen mit einer Abnahme/ einem Anstieg/ keinem Einfluss

Parameter	Grundwasser abstromig zu Grundwasser anstromig			Seewasser zu Grundwasser anstromig		
	Abnahme	Anstieg	kein Einfluss	Abnahme	Anstieg	kein Einfluss
Na⁺	0	1	14	0	2	8

Gradient Na^+ (Anstrom – See – Abstrom)

Tab. 35: Wilcoxon-Test Natrium (Vergleich anstromiges Grundwasser zu abstromigem Grundwasser)

Parameter	Ränge	Anzahl	Mittlerer Rang	Rangsumme
Natrium	Negative Ränge (Anstrom > Abstrom)	7	13,64	95,50
	Positive Ränge (Anstrom < Abstrom)	13	8,81	114,50
	Bindungen (Anstrom = Abstrom)	0		
	Gesamt	20		

Wilcoxon Test	Natrium abstromig zu Natrium anstromig
Z	-0,355
Asymp. Sig. (2-tailed)	0,723

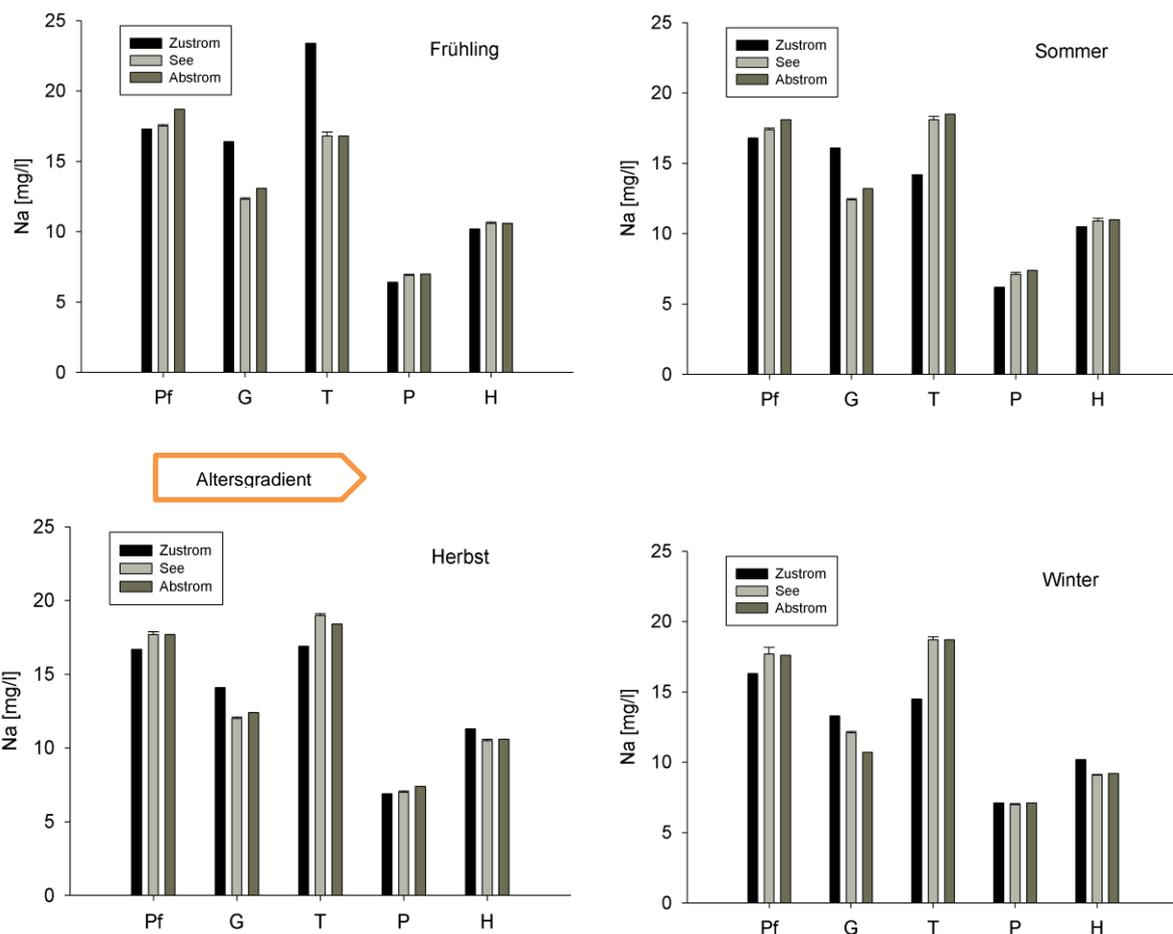


Abb. 46: Natriumkonzentration des anstromigen Grundwassers (Zustrom), des Seewassers (See, Mittelwert aus 9 Proben mit Standardabweichung), sowie des abstromigen Grundwassers (Abstrom), Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching

Tab. 36: Massenbilanz Natrium (Jahresmittelwerte)

Massenbilanz						
	Eintrag Grundwasser [kg/d]	Eintrag Niederschlag [kg/d]	Austrag Grundwasser [kg/d]	Residuum		relative Veränderung
				[kg/(d*See)]	[kg/(d*ha)]	[%]
Pframa	7,1	0,01	7,2	0,1	0,0	1
Grafenwörth	29	0,06	24	-5,1	-0,3	-17
Tillmitsch	26	0,02	29	3,0	0,5	12
Persenbeug	5,2	0,02	6,1	0,9	0,1	17
Hörsching	38	0,03	38	0,1	0,0	0

Kalium

Die Kaliumkonzentrationen unterscheiden sich zwischen an- und abstromigem Grundwasser nicht signifikant ($p = 0,575$). Der Boxplot (siehe Abb. 45) visualisiert eine prozentuelle Konzentrationsveränderung zwischen an- und abstromigen Grundwassermessstellen von $\pm 40\%$. Die große Schwankungsbreite der prozentuellen Veränderung ist auf eine im Vergleich mit anderen Parametern geringe Ausgangskonzentration zurückzuführen

Im Jahresverlauf war die gemessene Kaliumkonzentration in den einzelnen Kompartimenten sehr gleichmäßig (siehe Abb. 47), eine dem Seewasser entsprechende Konzentration konnte in abstromigen Grundwassermessstellen gemessen werden. In Grafenwörth ist die mittlere Kaliumkonzentration des anstromigen Grundwassers mit $11,6 \text{ mg/l}$, im Vergleich mit den anderen Untersuchungsgebieten ($1,9 - 4,1 \text{ mg/l}$), erhöht. Mögliche Ursachen könnten Einträge aus der Landwirtschaft sein.

Bei dem Baggersee in Grafenwörth betragen die mittleren abstromigen Kaliumkonzentrationen $6,5 \text{ mg/l}$ und sind im Mittel um ca. $4,1 \text{ mg/l}$ geringer als im anstromigen Grundwasser. Bei den restlichen untersuchten Baggerseen kommt es im Mittel zu einer maximalen Konzentrationsveränderung von unter 1 mg/l .

Die Massenbilanz für Kalium (siehe Tab. 39) ist in Hörsching und Pframa ausgeglichen. In Grafenwörth ist mit einem Residuum von $-0,5 \text{ kg/(d*ha)}$ der Eintrag in den Baggersee für den Untersuchungszeitraum größer als der Austrag. Die Residuen für Tillmitsch und Persenbeug sind mit $0,2$ bzw. $0,1 \text{ kg/(d*ha)}$ leicht positiv, im Untersuchungszeitraum ist der Austrag bei diesen Baggerseen größer als der Eintrag.

Bei der Auswertung der nationalen und internationalen Literatur konnte bei 18 Baggerseen keine Veränderung zwischen an- und abstromigem Grundwasser, bzw. anstromigem Grundwasser und Seewasser erfasst werden. Ein Anstieg der Kaliumkonzentration ist bei insgesamt 5 Baggerseen, eine Abnahme bei 2 Baggerseen dokumentiert.

Tab. 37: Literaturlauswertung Kalium: Anzahl der untersuchten Baggerseen mit einer Abnahme/ einem Anstieg/ keinem Einfluss

Parameter	Grundwasser abstromig zu Grundwasser anstromig			Seewasser zu Grundwasser anstromig		
	Abnahme	Anstieg	kein Einfluss	Abnahme	Anstieg	kein Einfluss
K⁺	2	3	10	0	2	8

Gradient K⁺ (Anstrom – See – Abstrom)

Tab. 38: Wilcoxon-Test Kalium (Vergleich anstromiges Grundwasser zu abstromigem Grundwasser)

Parameter	Ränge	Anzahl	Mittlerer Rang	Rangsumme
Kalium	Negative Ränge (Anstrom > Abstrom)	8	11,25	90
	Positive Ränge (Anstrom < Abstrom)	12	10,00	120,00
	Bindungen (Anstrom = Abstrom)	0		
	Gesamt	20		

Wilcoxon Test	Kalium abstromig zu Kalium anstromig
Z	-0,560
Asymp. Sig. (2-tailed)	0,575

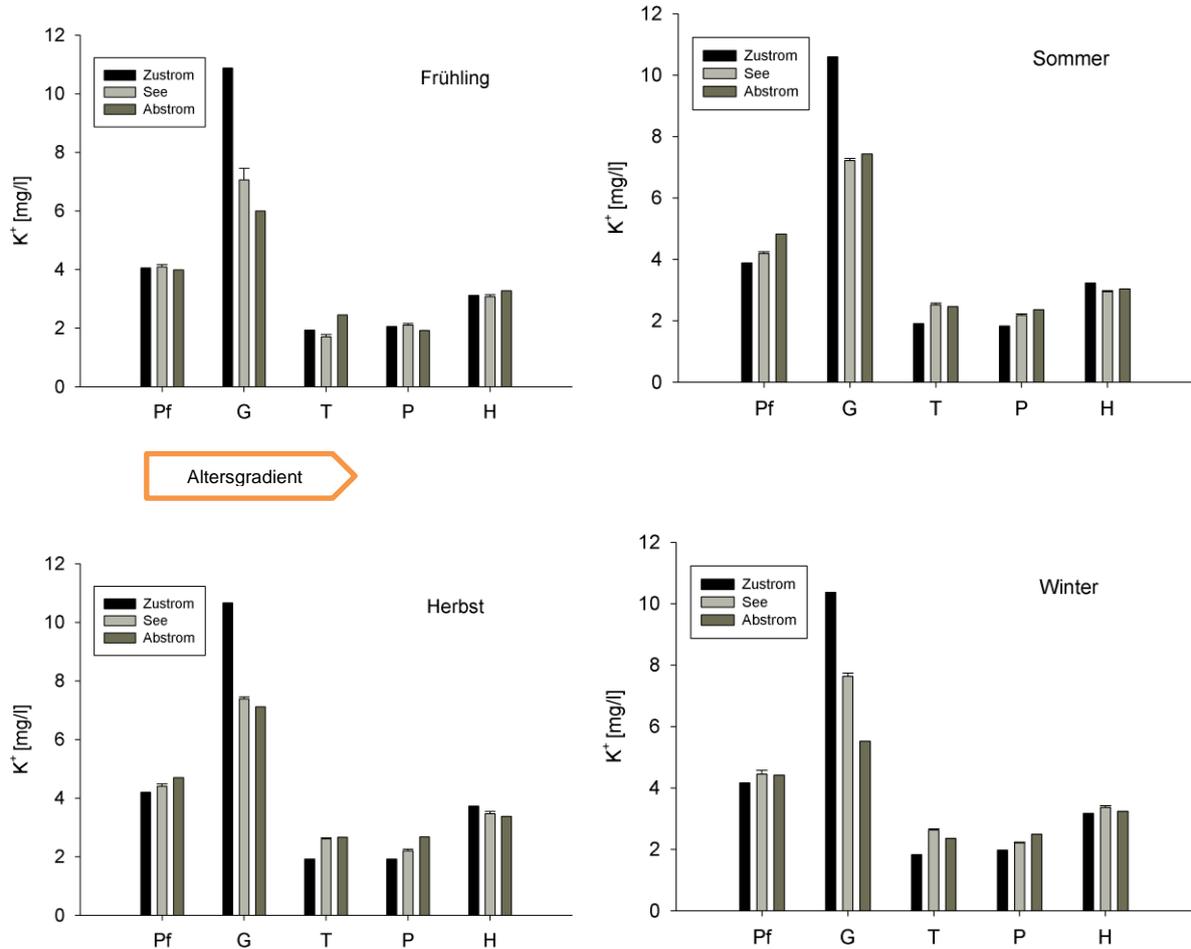


Abb. 47: Kaliumkonzentration des anstromigen Grundwassers (Zustrom), des Seewassers (See, Mittelwert aus 9 Proben mit Standardabweichung), sowie des abstromigen Grundwassers (Abstrom), Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching

Tab. 39: Massenbilanz Kalium (Jahresmittelwerte)

Massenbilanz						
	Eintrag Grundwasser [kg/d]	Eintrag Niederschlag [kg/d]	Austrag Grundwasser [kg/d]	Residuum		relative Veränderung [%]
				[kg/(d*See)]	[kg/(d*ha)]	
Pframa	1,7	0,01	1,8	0,1	0,0	4
Grafenwörth	21	0,05	13	-8,0	-0,5	-38
Tillmitsch	2,9	0,02	4,0	1,1	0,2	39
Persenbeug	1,5	0,02	2,0	0,5	0,1	30
Hörsching	12	0,02	12	-0,1	0,0	-1

Calcium

Die Calciumkonzentration unterscheidet sich zwischen an- und abstromigen Grundwassermessstellen höchst signifikant ($p = 0,000$). Der Median, bezogen auf die Veränderung zum anstromigen Grundwasser, liegt bei - 40 %. Die mittleren 50 % der Messpaare verzeichnen eine Konzentrationsabnahme zwischen 30 und 44 % (siehe Abb. 45). Eine Konzentrationsabnahme konnte saisonal unabhängig bei allen untersuchten Baggerseen beobachtet werden.

Bei dem Untersuchungs-baggersee in Pframa konnte im Mittel eine Calciumkonzentration von 172 mg/l gemessen werden. Bei dem Baggersee in Tillmitsch 139 mg/l und in Grafenwörth 109 mg/l. Annähernd gleiche Calciumkonzentration wurden anstromig in Persenbeug und Hörsching gemessen (94 mg/l, bzw. 97 mg/l).

Bei den Baggerseen mit kurzer mittlerer Verweilzeit des Seewassers zeigt sich in den Sommermonaten ein Konzentrationsminimum (Hörsching 74 mg/l und Tillmitsch 64 mg/l). Die mittlere Konzentration im Seewasser beträgt in Hörsching 80 mg/l in Tillmitsch 79 mg/l. Bei den Baggerseen Grafenwörth und Persenbeug (längere mittlere Verweilzeit des Seewassers) zeigt sich im Jahresverlauf eine sehr gleichmäßige Calciumkonzentration im Seewasser mit einer mittleren Konzentration von 68 mg/l, bzw. 56 mg/l. Bei dem Baggersee in Pframa ist eine mittlere Calciumkonzentration von 97 mg/l im Seewasser zu verzeichnen.

In den Seewasserproben konnte speziell in den Sommermonaten eine Erhöhung der Calciumkonzentration mit der Tiefe festgestellt werden. In Tillmitsch, Pframa und Persenbeug ist diese mit einer geringeren Fraktionierung der Sauerstoffisotope, bei allen untersuchten Baggerseen mit der Ausbildung einer Temperaturschichtung einhergehend (vgl. Kapitel 12.1).

In abstromigen Grundwassermessstellen ist gegenüber der Konzentration im Seewasser wieder eine mäßige Erhöhung der Calciumkonzentration feststellbar (siehe Abb. 48). Die relativen Abnahmen der Calciumkonzentrationen liegen, mit Ausnahme des Baggersees in Hörsching, zwischen 35 % bis 47 %. Bei dem Baggersee in Hörsching ist mit einer relativen Veränderung der Calciumkonzentration von - 15 % die geringste Abnahme zwischen an- und abstromigem Grundwasser zu verzeichnen.

Bei der Massenbilanz für Calcium (siehe Tab. 42) wird der Einfluss der biogenen Entkalkung deutlich. Die Residuen sind generell negativ, d.h. der Austrag ist geringer als der Eintrag. Pro Hektar ist bei dem Baggersee in Tillmitsch die größte Senke mit - 14 kg pro Tag zu verzeichnen. Dieser See hat die geringste mittlere Wassertiefe. Die Residuen in Persenbeug und Grafenwörth wiesen mit - 4,4 kg/(d*ha), bzw. - 4,3 kg/(d*ha) die geringste Senke für Calcium aus. Die untersuchten Baggerseen in Hörsching und Pframa liegen mit einem Residuum von - 7 kg/(d*ha) bzw. - 9,0 kg/(d*ha) im Mittelfeld.

Die Auswertung der nationalen und internationalen Literatur erbrachte bei insgesamt 24 Baggerseen eine mit den Untersuchungsergebnissen konforme Abnahme der Calciumkonzentration in abstromig liegenden Grundwassermessstellen, bzw. in Seewasserproben (siehe Tab. 40). Bei 2 Baggerseen zeigte sich kein Einfluss auf die abstromige Grundwasserkonzentration im Vergleich mit anstromigen Werten.

Tab. 40: Literaturlauswertung Calcium: Anzahl der untersuchten Baggerseen mit einer Abnahme/ einem Anstieg/ keinem Einfluss

Parameter	Grundwasser abstromig zu Grundwasser anstromig			Seewasser zu Grundwasser anstromig		
	Abnahme	Anstieg	kein Einfluss	Abnahme	Anstieg	kein Einfluss
Ca²⁺	14	0	2	10	0	0

Gradient Ca²⁺ (Anstrom – See – Abstrom)

Tab. 41: Wilcoxon-Test Calcium (Vergleich anstromiges Grundwasser zu abstromigem Grundwasser)

Parameter	Ränge	Anzahl	Mittlerer Rang	Rangsumme
Calcium	Negative Ränge (Anstrom > Abstrom)	20	10,50	210,00
	Positive Ränge (Anstrom < Abstrom)	0	0,00	0,00
	Bindungen (Anstrom = Abstrom)	0		
	Gesamt	20		

Wilcoxon Test	Calcium abstromig zu Calcium anstromig
Z	-3,920
Asymp. Sig. (2-tailed)	0,000

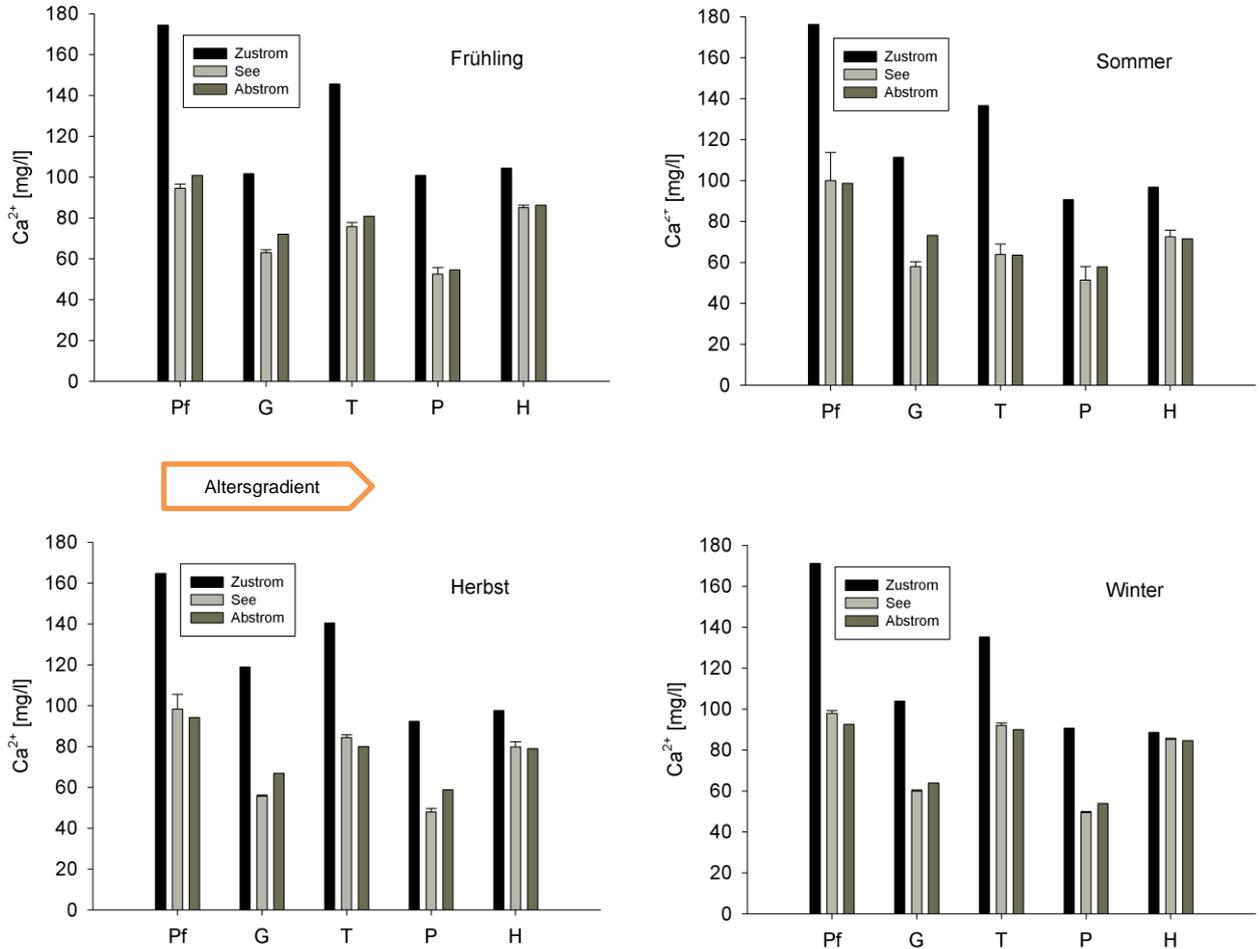


Abb. 48: Calciumkonzentration des anstromigen Grundwassers (Zustrom), des Seewassers (See, Mittelwert aus 9 Proben mit Standardabweichung), sowie des abstromigen Grundwassers (Abstrom), Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching

Tab. 42: Massenbilanz Calcium (Jahresmittelwerte)

Massenbilanz						
	Eintrag Grundwasser [kg/d]	Eintrag Niederschlag [kg/d]	Austrag Grundwasser [kg/d]	Residuum		relative Veränderung
				[kg/(d*See)]	[kg/(d*ha)]	[%]
Pframa	73	0,01	38	-34	-9,0	-47
Grafenwörth	210	0,05	140	-70	-4,3	-33
Tillmitsch	210	0,02	130	-80	-14	-38
Persenbeug	74	0,02	48	-26	-4,4	-35
Hörsching	350	0,02	290	-60	-7,0	-17

Magnesium

Die Magnesiumkonzentration unterscheidet sich zwischen an- und abstromigen Grundwassermessstellen sehr signifikant ($p = 0,002$). Der Vergleich zwischen an- und abstromig liegenden Grundwassermessstellen weist eine Streuung der Konzentrationsveränderungen zwischen 12 % und - 20 % auf (siehe Abb. 45), der Median liegt bei - 8 %, die mittleren 50 % der Messungen zeigen eine Abnahme zwischen 5 und 13 %.

Anstromig des Baggersees in Pframa betrug die Magnesiumkonzentration im Mittel 68,7 mg/l, bei dem Baggersee in Grafenwörth 35,5 mg/l, in Hörsching 19,3 mg/l, in Persenbeug 21,9 mg/l und in Tillmitsch 14,6 mg/l.

Bei den Baggerseen in Tillmitsch, Pframa und Persenbeug konnte eine Verringerung der Magnesiumkonzentration abstromig der Baggerseen saisonunabhängig beobachtet werden (siehe Abb. 49). Diese betrug bis zu 9 mg/l bei dem Baggersee in Pframa (Sommer), bzw. 4 mg/l in Persenbeug (Frühling) und bis zu 2,4 mg/l in Tillmitsch (Frühling). Bei dem Baggersee in Hörsching konnte in der Herbst- (1,3 mg/l) und Wintermessung (2,3 mg/l) eine Konzentrationserhöhung abstromig gemessen werden, ansonsten konnte gegenüber anstromigen Werten nahezu kein Einfluss ausgemacht werden (Konzentrationsveränderung ± 1 mg/l). Bei dem Baggersee in Grafenwörth ist bei der Frühlingskampagne eine Konzentrationserhöhung von 1,9 mg/l gemessen worden, ansonsten jedoch eine Konzentrationsabnahme um bis zu 8,1 mg/l.

Eine im jeweiligen Seewasser gemessene Konzentration konnte in abstromig liegenden Grundwassermessstellen nachverfolgt werden.

Die Massenbilanz für Magnesium ist mit Ausnahme des untersuchten Baggersees in Hörsching negativ (siehe Tab. 45). In Hörsching zeigt sich im Jahresmittel mit 0,4 kg/(d*ha) ein leicht positives Residuum, das heißt der Austrag ist für den Untersuchungszeitraum größer als der Eintrag. In Pframa zeigte sich mit einem Residuum von - 1,2 kg/(d*ha) eine im Vergleich mit den anderen untersuchten Baggerseen erhöhte Senke. Sehr ähnliche Residuen weisen Grafenwörth mit - 0,4 kg/(d*ha), Tillmitsch und Persenbeug mit - 0,2 kg/(d*ha) auf, d.h. der Eintrag ist größer als der Austrag.

Bei der Auswertung der nationalen und internationalen Literatur zeigte sich eine Abnahme der Magnesiumkonzentration in abstromig liegenden Grundwassermessstellen, bzw. im Seewasser, im Vergleich zu anstromigen Werten bei 20 Baggerseen (siehe Tab. 43). Ein Anstieg konnte bei 2, kein Einfluss bei einem Baggersee festgestellt werden.

Tab. 43: Literaturlauswertung Magnesium: Anzahl der untersuchten Baggerseen mit einer Abnahme/ einem Anstieg/ keinem Einfluss

Parameter	Grundwasser abstromig zu Grundwasser anstromig			Seewasser zu Grundwasser anstromig		
	Abnahme	Anstieg	kein Einfluss	Abnahme	Anstieg	kein Einfluss
Mg²⁺	12	1	2	8	2	0

Gradient Mg²⁺ (Anstrom – See – Abstrom)

Tab. 44: Wilcoxon-Test Magnesium (Vergleich anstromiges Grundwasser zu abstromigem Grundwasser)

Parameter	Ränge	Anzahl	Mittlerer Rang	Rangsumme
Magnesium	Negative Ränge (Anstrom > Abstrom)	17	11,03	187,50
	Positive Ränge (Anstrom < Abstrom)	3	7,50	22,50
	Bindungen (Anstrom = Abstrom)	0		
	Gesamt	20		

Wilcoxon Test	Magnesium abstromig zu Magnesium anstromig
Z	-3,080
Asymp. Sig. (2-tailed)	0,002

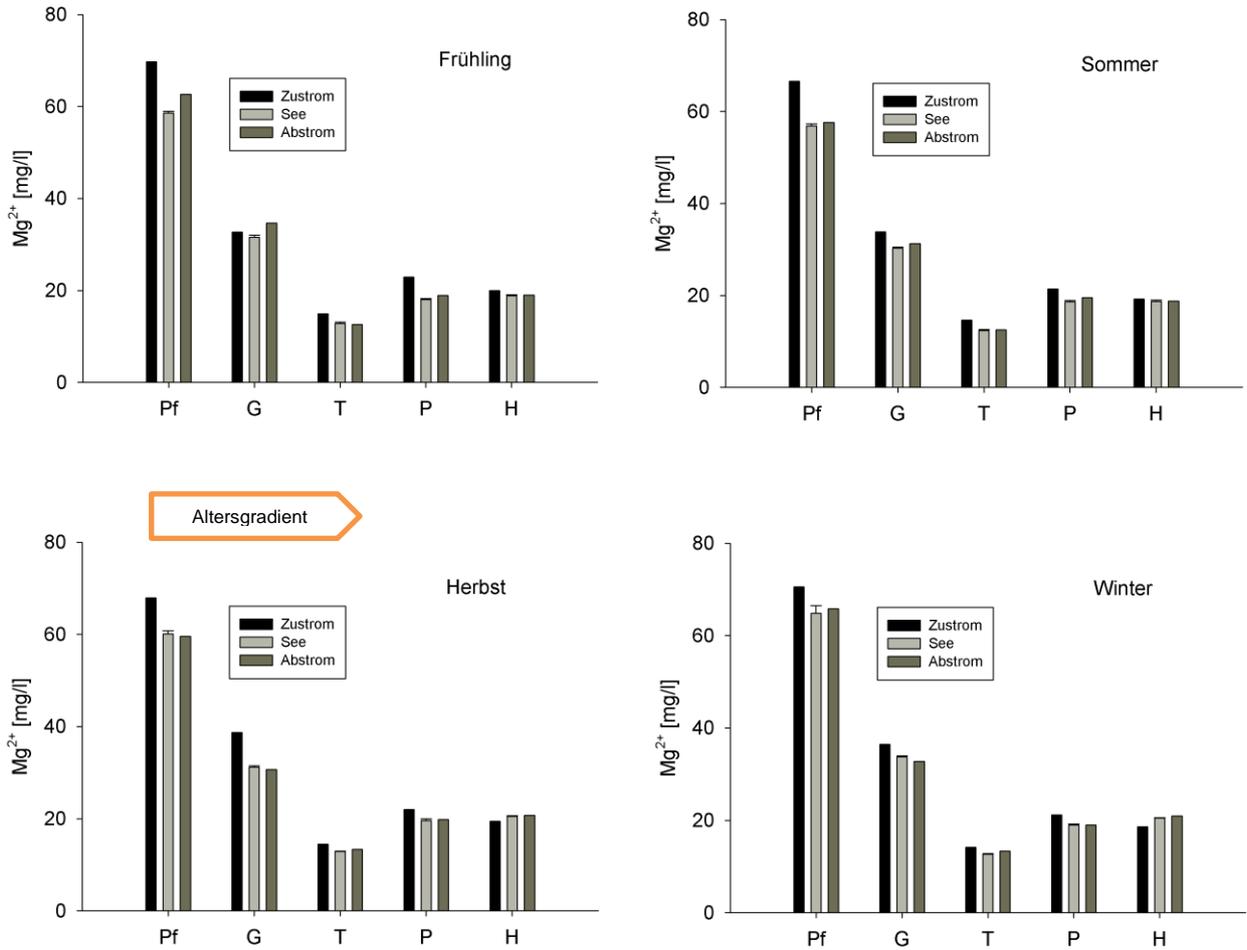


Abb. 49: Magnesiumkonzentration des anstromigen Grundwassers (Zustrom), des Seewassers (See, Mittelwert aus 9 Proben mit Standardabweichung), sowie des abstromigen Grundwassers (Abstrom), Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching

Tab. 45: Massenbilanz Magnesium (berechnet aus Jahresmittelwerten)

Massenbilanz						
	Eintrag Grundwasser [kg/d]	Eintrag Niederschlag [kg/d]	Austrag Grundwasser [kg/d]	Residuum		relative Veränderung
				[kg/(d*See)]	[kg/(d*ha)]	[%]
Pframa	29	0,06	24	-4,6	-1,2	-16
Grafenwörth	69	0,27	63	-6,2	-0,4	-9
Tillmitsch	22	0,10	21	-1,3	-0,2	-5
Persenbeug	17	0,10	16	-1,0	-0,2	-5
Hörsching	69	0,14	73	3,2	0,4	5

10.3.3 Ergebnis der statistischen Auswertung: Hauptanionen

Abb. 50 zeigt die Konzentrationsänderung der Hauptanionen zwischen den an- und abstromigen Grundwassermessstellen. Die Ergebnisse werden im Detail bei den jeweiligen Parametern nachfolgend diskutiert. Das Hauptanion Nitrat wird zusammen mit den restlichen Nährstoffen in Kapitel 11 ausgewertet. Die Messwerte in Tabellenformat sind im Anhang H gelistet.

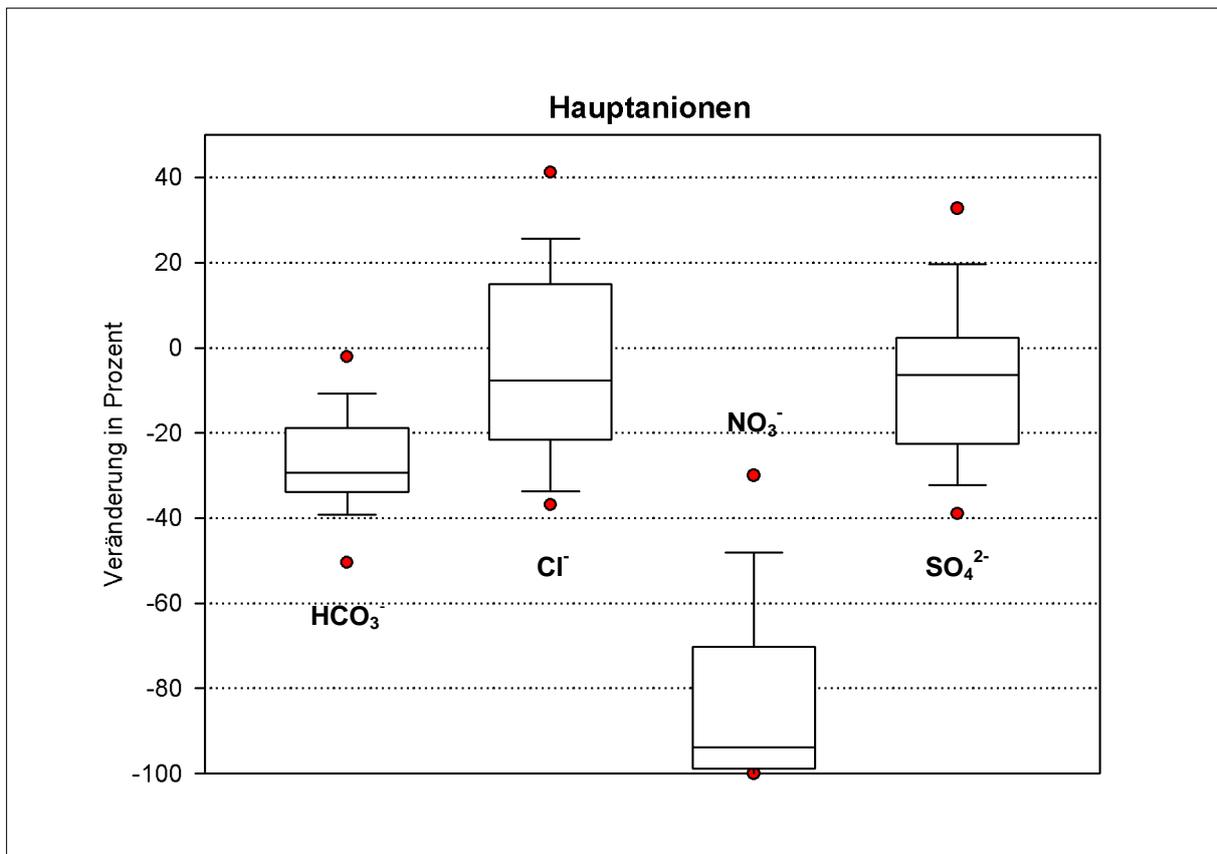


Abb. 50: Boxplot der Hauptanionen mit 5./95. Perzentil, 50. Perzentil, Median

Hydrogencarbonat

Die Hydrogencarbonatkonzentration unterscheidet sich zwischen an- und abstromigen Grundwassermessstellen höchst signifikant ($p = 0,000$). Der Vergleich weist eine Streuung der Konzentrationsveränderungen zwischen - 2 % und - 40% auf (siehe Abb. 50), der Median liegt bei - 29 %.

In den anstromigen Grundwässern zeigte sich in den Untersuchungsgebieten im Mittel ein Konzentrationsbereich von 312 mg/l bis 384 mg/l (siehe Abb. 51).

Gegenüber anstromigen Grundwasserwerten ist im Mittel abstromig eine bis zu 146 mg/l geringere Hydrogencarbonatkonzentration zu messen (Tillmitsch). Bei den untersuchten Baggerseen in Grafenwörth, Persenbeug und Pframa ist im Mittel eine Abnahme zwischen 91 und 100 mg/l zu verzeichnen, in Hörsching ist der geringste Konzentrationsrückgang mit 35 mg/l gemessen worden.

Saisonal unabhängig konnte eine Konzentrationsabnahme in allen abstromig liegenden Grundwassermessstellen festgestellt 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 (Grafenwörth), je nach Saison bis zu 61 mg/l (Frühling, Pframa).

In den Seewasserproben konnte speziell in den Sommermonaten eine Erhöhung der Hydrogencarbonatkonzentration mit der Tiefe festgestellt werden, die auch mit einer Erhöhung der Calciumkonzentration einhergeht. Bei den untersuchten Baggerseen in Hörsching und Tillmitsch waren die Konzentrationsminima in abstromigen Grundwassermessstellen bei der Sommerkampagne zu beobachten (kurze mittlere Verweilzeit des Seewassers). In Pframa und Grafenwörth zeigte sich ein Konzentrationsminimum bei der Herbstkampagne, in Persenbeug das Konzentrationsminimum im Frühling.

Der Einfluss des Baggersees auf die Hydrogencarbonatkonzentration wird vergleichend mit dem pH-Wert und der Calciumkonzentration in Kapitel 10.3.4 diskutiert.

Analog zu Calcium wurde bei Hydrogencarbonat bei allen Baggerseen ein negatives Residuum festgestellt, d. h. der Eintrag an Hydrogencarbonat übersteigt für den Untersuchungszeitraum den Austrag. Bei den untersuchten Baggerseen konnte, mit Ausnahme von Tillmitsch, ein Residuum in annähernd gleicher Größenordnung festgestellt werden (- 10 bis - 12 kg/(d*ha)). In Tillmitsch, dem Baggersee mit der geringsten mittleren Tiefe (ca. 2,2 m), wurde ein Residuum von - 34 kg/(d*ha) berechnet (siehe Tab. 48).

Die Literaturlauswertung wies in 20 Baggerseen eine Abnahme der Hydrogencarbonatkonzentration im Vergleich mit dem anstromigen Grundwasser auf. Bei einem Baggersee wurde eine Erhöhung der Hydrogencarbonatkonzentration gegenüber der anstromigen Grundwasserkonzentration festgestellt.

Tab. 46: Literaturlauswertung Hydrogencarbonat: Anzahl der untersuchten Baggerseen mit einer Abnahme/ einem Anstieg/ keinem Einfluss

Parameter	Grundwasser abstromig zu Grundwasser anstromig			Seewasser zu Grundwasser anstromig		
	Abnahme	Anstieg	kein Einfluss	Abnahme	Anstieg	kein Einfluss
HCO₃⁻	10	1	0	10	0	0

Gradient HCO₃⁻ (Anstrom – See – Abstrom)

Tab. 47: Wilcoxon-Test Hydrogencarbonat (Vergleich anstromiges Grundwasser zu abstromigem Grundwasser)

Parameter	Ränge	Anzahl	Mittlerer Rang	Rangsumme
HCO ₃	Negative Ränge (Anstrom > Abstrom)	20	10,50	210,00
	Positive Ränge (Anstrom < Abstrom)	0	0,00	0,00
	Bindungen (Anstrom = Abstrom)	0		
	Gesamt	20		

Wilcoxon Test	Hydrogencarbonat abstromig zu Hydrogencarbonat anstromig
Z	-3,920
Asymp. Sig. (2-tailed)	0,000

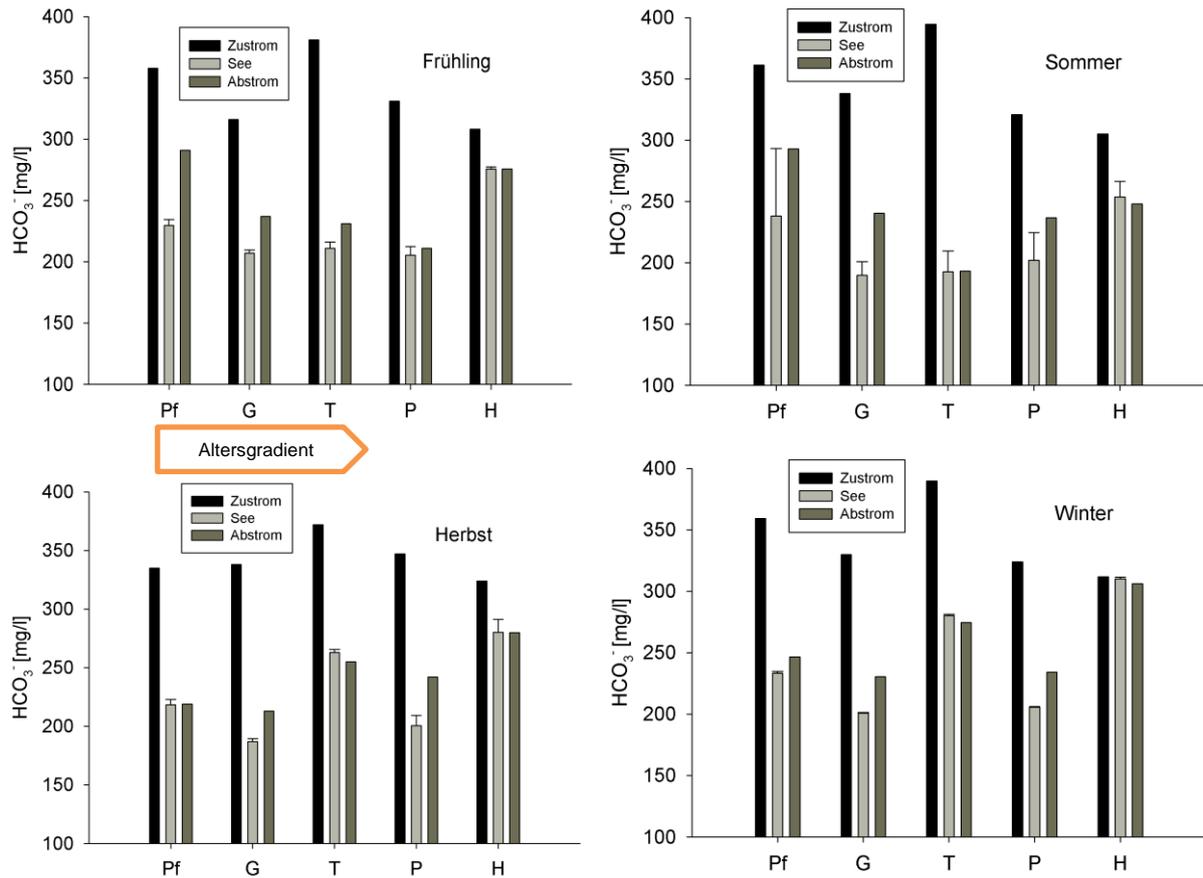


Abb. 51: Hydrogencarbonatkonzentration des anstromigen Grundwassers (Zustrom), des Seewassers (See, Mittelwert aus 9 Proben mit Standardabweichung), sowie des abstromigen Grundwassers (Abstrom), Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching

Tab. 48: Massenbilanz Hydrogencarbonat (berechnet aus Jahresmittelwerten)

Massenbilanz					
	Eintrag Grundwasser [kg/d]	Austrag Grundwasser [kg/d]	Residuum		relative Veränderung
			[kg/(d*See)]	[kg/(d*ha)]	[%]
Pframa	150	110	40	11	-27
Grafenwörth	650	450	200	12	-31
Tillmitsch	580	380	200	34	-34
Persenbeug	260	200	60	10	-23
Hörsching	1100	1000	100	12	-9

Chlorid

Die Chloridkonzentration unterscheidet sich zwischen an- und abstromigen Grundwassermessstellen nicht signifikant ($p = 0,062$). Der Median liegt bei - 8 %, der Streubereich der Konzentrationsveränderung zwischen an- und abstromigen Grundwassermessstellen liegt zwischen +/- 40 % (siehe Abb. 50).

Im Untersuchungsgebiet in Pframa wurde im anstromigen Grundwasser im Mittel eine hohe Chloridkonzentration (105 mg/l) gemessen. Im Untersuchungsgebiet Grafenwörth zeigte sich im anstromigen Grundwasser eine mittlere Konzentration von 64 mg/l, in Tillmitsch von 42 mg/l. Bei den Baggerseen in Hörsching (24 mg/l) und in Persenbeug (14 mg/l) zeigten sich geringere Konzentrationen.

In der anstromig liegenden Grundwassermessstelle in Tillmitsch war im Frühling eine gegenüber dem Jahresschnitt erhöhte Chloridkonzentration zu beobachten (63,6 mg/l). Diese Erhöhung könnte auf die in den Wintermonaten stattfindende Salzstreuung der nahe gelegenen Autobahn zurückzuführen sein (vgl. Natrium).

Bei der Frühlingsmessung konnte bei allen untersuchten Baggerseen eine Konzentrationsabnahme in abstromigen Grundwassermessstellen festgestellt werden (siehe Abb. 52), ansonsten zeigte sich saisonal keine einheitliche Konzentrationsveränderung. In Hörsching, Tillmitsch und Grafenwörth zeigte sich eine große saisonale Variabilität hinsichtlich der anstromigen Chloridkonzentrationen. Die Seewasserkonzentration zeigte nicht diese saisonale Variabilität, eine dem Seewasser entsprechende Chloridkonzentration konnte in abstromigen Grundwassermessstellen festgestellt werden.

In Hörsching, Tillmitsch und Persenbeug ist ein positives Residuum feststellbar (0,2 bis 1 kg/(d*ha)), der Austrag ist für den Untersuchungszeitraum größer als der Eintrag. Ein negatives Residuum konnte in Grafenwörth und Pframa (- 2 bzw. - 2,5 kg/(d*ha)) beobachtet werden, d. h. der Eintrag übersteigt den Austrag (siehe Tab. 51).

Die Literaturoswertung wies für das Anion Chlorid im Vergleich zwischen an- und abstromigem Grundwasser keinen Einfluss bei 12 Baggerseen auf, 2 zeigten eine Erhöhung, 2 eine Abnahme der Chloridkonzentration. Im Vergleich zwischen anstromigem Grundwasser und Seewasser konnte bei 8 Baggerseen kein Einfluss, bei zwei eine Abnahme der Chloridkonzentration im Seewasser festgestellt werden.

Tab. 49: Literaturlauswertung Chlorid: Anzahl der untersuchten Baggerseen mit einer Abnahme/ einem Anstieg/ keinem Einfluss

Parameter	Grundwasser abstromig zu Grundwasser anstromig			Seewasser zu Grundwasser anstromig		
	Abnahme	Anstieg	kein Einfluss	Abnahme	Anstieg	kein Einfluss
Cl⁻	2	2	12	2	0	8

Gradient Cl⁻(Anstrom – See – Abstrom)

Tab. 50: Wilcoxon-Test Chlorid (Vergleich anstromiges Grundwasser zu abstromigem Grundwasser)

Parameter	Ränge	Anzahl	Mittlerer Rang	Rangsumme
Chlorid	Negative Ränge (Anstrom > Abstrom)	12	12,92	155,00
	Positive Ränge (Anstrom < Abstrom)	8	6,88	55,00
	Bindungen (Anstrom = Abstrom)	0		
	Gesamt	20		

Wilcoxon Test	Chlorid abstromig zu Chlorid anstromig
Z	-1,867
Asymp. Sig. (2-tailed)	0,062

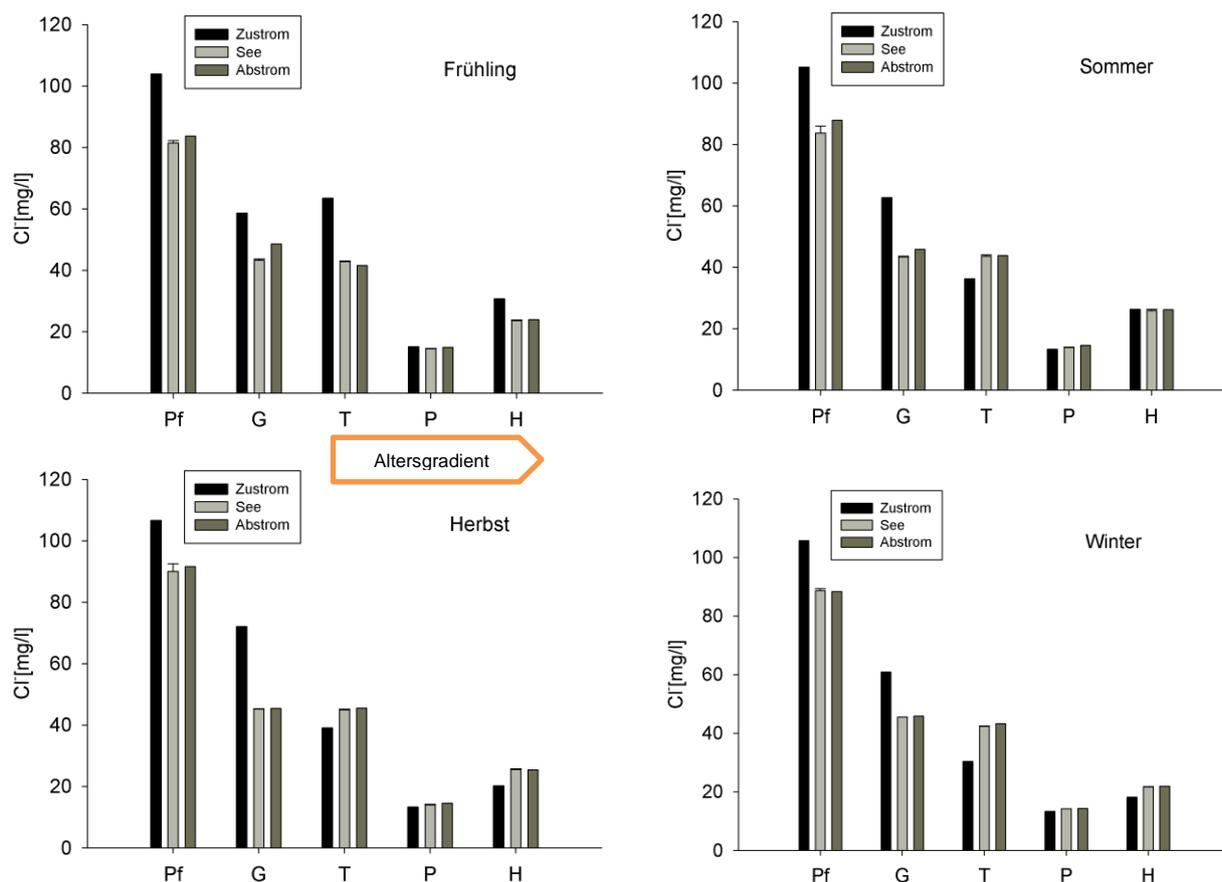


Abb. 52: Chloridkonzentration des anstromigen Grundwassers (Zustrom), des Seewassers (See, Mittelwert aus 9 Proben mit Standardabweichung), sowie des abstromigen Grundwassers (Abstrom), Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching

Tab. 51: Massenbilanz Chlorid (berechnet aus Jahresmittelwerten)

Massenbilanz						
	Eintrag Grundwasser [kg/d]	Eintrag Niederschlag [kg/d]	Austrag Grundwasser [kg/d]	Residuum		relative Veränderung
				[kg/(d*See)]	[kg/(d*ha)]	[%]
Pframa	45	0,03	35	-9,6	-2,5	-21
Grafenwörth	120	0,11	91	-29	-1,8	-24
Tillmitsch	63	0,04	69	6,0	1,0	9
Persenbeug	11	0,04	12	1,5	0,2	14
Hörsching	86	0,06	89	3,4	0,4	4

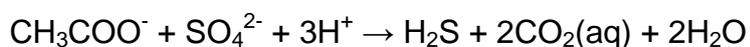
Sulfat

Die Sulfatkonzentration unterscheidet sich zwischen an- und abstromigen Grundwassermessstellen nicht signifikant ($p = 0,052$). Die Veränderung der Sulfatkonzentration zeigt kein einheitliches Verhalten (siehe Abb. 50). Die Spannweite der prozentuellen Veränderung zwischen an- und abstromigem Grundwasser liegt zwischen 33 und - 39 %.

Eine hohe Sulfatkonzentration im anstromigen Grundwasser konnte im Mittel bei dem Baggersee in Pframa gemessen werden (300 mg/l). Im Untersuchungsgebiet Grafenwörth waren im Mittel Konzentrationen von 86 mg/l zu erfassen, die Sulfatkonzentration der restlichen Untersuchungsgebiete bewegt sich im Mittel zwischen 26 und 29 mg/l.

In Pframa und Persenbeug konnte eine saisonunabhängige Abnahme der Sulfatkonzentration in den abstromigen Grundwassermessstellen beobachtet werden, im Mittel in Pframa 93 mg/l und in Persenbeug 5 mg/l. Eine Abnahme der Sulfatkonzentration war bereits im Seewasser festzustellen, die in den abstromigen Grundwassermessstellen jedoch weiter fortschritt. Die größte Abnahme konnte mit 29 mg/l in den Sommermonaten bei dem Baggersee in Pframa festgestellt werden.

Eine mögliche Ursache der fortschreitenden Abnahme der Sulfatkonzentration im Grundwasser könnte die Sulfatreduktion (Desulfurikation) im anoxischen (abstromigen) Grundwasserleiter sein:



Als Elektronenquelle wird bei der mikrobiellen Desulfurikation gelöster organischer Kohlenstoff benötigt, in oben stehender Reaktionsgleichung wurde als Beispiel Acetat verwendet.

Insbesondere bei dem Baggersee in Grafenwörth kommt es zu saisonalen Schwankungen zwischen an- und abstromigen Grundwasserkonzentrationen die zwischen + 23 mg/l (Frühling) und - 25 mg/l (Herbst) liegen. Bei dem Baggersee in Tillmitsch konnte ein geringer Einfluss auf die Sulfatkonzentration zwischen an- und abstromigem Grundwasser gemessen werden (saisonale Schwankungsbreite: $\leq 1,6$ mg/l). In Hörsching betragen die Schwankungsbreiten zwischen + 5 mg/l und - 2 mg/l.

Die Massenbilanz für Sulfat (siehe Tab. 54) ist für Grafenwörth ausgeglichen. Bei dem Baggersee in Pframa wurde hingegen ein sehr hohes negatives Residuum festgestellt (- 13 kg/(d*ha)), d.h. der Eintrag ist für den Untersuchungszeitraum größer als der Austrag. Bei den restlichen untersuchten Baggerseen zeigte sich ein leicht positives, bis leicht negatives Residuum in einem Streubereich von - 0,4 bis 0,7 kg/(d*ha).

Die Auswertung der nationalen und internationalen Studien zeigte bei 11 Baggerseen eine Abnahme der Sulfatkonzentration im abstromigen Grundwasser im Vergleich mit dem anstromigen Grundwasser. Bei 2 Baggerseen konnte ein Anstieg bei 4 kein Einfluss festgestellt werden. Im Vergleich mit dem anstromigen Grundwasser zur Seewasserkonzentration zeigt sich bei 17 Baggerseen ein Anstieg, bei 10 eine Abnahme der Sulfatkonzentration.

Tab. 52: Literaturlauswertung Sulfat: Anzahl der untersuchten Baggerseen mit einer Abnahme/ einem Anstieg/ keinem Einfluss

Parameter	Grundwasser abstromig zu Grundwasser anstromig			Seewasser zu Grundwasser anstromig		
	Abnahme	Anstieg	kein Einfluss	Abnahme	Anstieg	kein Einfluss
SO₄²⁻	11	2	4	10	17	0

Gradient SO_4^{2-} (Anstrom – See – Abstrom)

Tab. 53: Wilcoxon-Test Sulfat (Vergleich anstromiges Grundwasser zu abstromigem Grundwasser)

Parameter	Ränge	Anzahl	Mittlerer Rang	Rangsumme
Sulfat abstromig – Sulfat anstromig	Negative Ränge (Anstrom > Abstrom)	14	11,21	157,00
	Positive Ränge (Anstrom < Abstrom)	6	8,83	53,00
	Bindungen (Anstrom = Abstrom)	0		
	Gesamt	20		

Wilcoxon Test	Sulfat abstromig zu Sulfat anstromig
Z	-1,941
Asymp. Sig. (2-tailed)	0,052

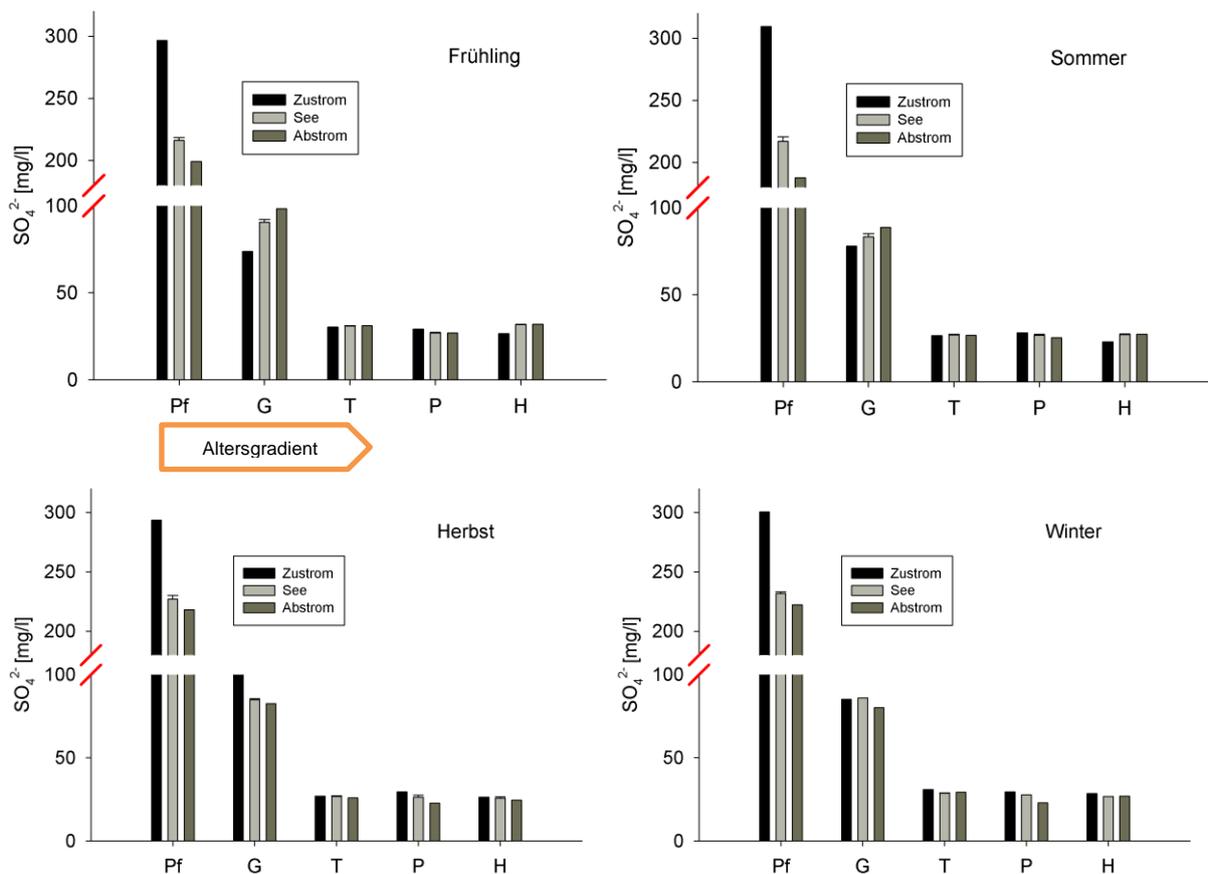


Abb. 53: Sulfatkonzentration des anstromigen Grundwassers (Zustrom), des Seewassers (See, Mittelwert aus 9 Proben mit Standardabweichung), sowie des abstromigen Grundwassers (Abstrom), Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching

Tab. 54: Massenbilanz Sulfat (berechnet aus Jahresmittelwerten)

Massenbilanz						
	Eintrag Grundwasser [kg/dl]	Eintrag Niederschlag [kg/d]	Austrag Grundwasser [kg/d]	Residuum		relative Veränderung [%]
				[kg/(d*See)]	[kg/(d*ha)]	
Pframa	130	0,09	82	-48	-13	-37
Grafenwörth	170	0,40	170	0	0,0	0
Tillmitsch	43	0,15	45	2	0,3	5
Persenbeug	23	0,15	21	-2	-0,4	-10
Hörsching	94	0,21	100	6	0,7	7

10.3.4 Diskussion der Calcium- Hydrogencarbonatkonzentration sowie des pH-Wertes

Durch die Freilegung des Grundwasserleiters kommt es zur Wechselwirkung des Grundwassers mit der Atmosphäre. Photosynthese und Primärproduktion verändern überdies den CO₂-Partialdruck im Seewasser. Diese beiden Prozesse beeinflussen maßgeblich das Kalk-Kohlensäuregleichgewicht.

Austausch mit der Atmosphäre

Der CO₂-Partialdruck der Bodenluft ist durch mikrobiologische Prozesse und der Respiration im Bereich der Pflanzenwurzeln gegenüber der freien Atmosphäre erhöht (Kunze et al., 1994). In der Folge kommt es zu einer Senkung des pH-Wertes des Sickerwassers und einer Verschiebung des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichtes im Grundwasser. Calciumcarbonat kann, wenn vorhanden, gelöst werden. Kommt es zur Belüftung des Grundwassers durch einen Baggersee gleicht sich der gegenüber der Atmosphäre erhöhte CO₂-Partialdruck wieder an, der pH-Wert steigt, das Lösungsgleichgewicht verschiebt sich und Calciumcarbonat fällt aus.

Biogene Entkalkung

Ein weiterer wichtiger Prozess der die Lösungsgewichte verändert ist die biogene Entkalkung, verursacht durch Primärproduzenten im Wasserkörper. Durch Photosynthese, dem Aufbau organischen Materials, wird CO₂ aus der Wassersäule aufgenommen, dadurch kommt es zu einem Anstieg des pH-Wertes. Bei Überschreitung des Lösungsgleichgewichtes kommt es zur Ausfällung von Calciumcarbonat.

Wassertemperatur

Die Löslichkeit von Kohlensäure wird zusätzlich durch die Wassertemperatur überprägt, mit steigender Temperatur nimmt die Löslichkeit ab und somit der pH-Wert zu.

Bezugnahme auf die Untersuchungsergebnisse

In den untersuchten Baggerseen konnte eine Abnahme der Calcium- und Hydrogencarbonatkonzentration, sowie ein Anstieg des pH-Wertes beobachtet werden. Dies ist auf die Wechselwirkung des Grundwassers mit der Atmosphäre, insbesondere aber auf die Photosyntheseleistung der Primärproduzenten zurückzuführen (biogene Entkalkung). Bei dem Abfließen des Seewassers in den Grundwasserleiter kommt es zum Abbau organischen Materials an der Grenzfläche zwischen See und Grundwasser (Seesediment) und einer damit verbundenen CO₂-Freisetzung. Dies bewirkt eine Senkung des pH-Wertes und eine Rücklösung von Calciumcarbonat. In Verbindung damit sind anoxische Verhältnisse in abstromigen Grundwassermessstellen zu sehen, die auf sauerstoffzehrende Prozesse an der Grenzfläche hinweisen.

10.3.5 Schwermetallkonzentration der Grund- und Seewasserproben

Die Bestimmung der Schwermetallkonzentration (siehe Anhang I) 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 entsprechen weitgehend den in unbelasteten Grundwässern vorgefundenen (vgl. Kapitel 2.2). Tab. 55 gibt die jeweils beobachtete Maximalkonzentration aller untersuchten Proben wieder (See- und Grundwasserproben), insgesamt wurden 258 Proben untersucht.

Tab. 55: Maximalkonzentration der jeweiligen Schwermetalle aller untersuchten Proben

	Anzahl der Proben über Nachweisgrenze	Nachweisgrenze [µg/l]	beobachtetes Maximum [µg/l]
Cadmium	7	0,02	0,04
Zink	257	0,1	14,2
Chrom	2	1	2

	Anzahl der Proben über Nachweisgrenze	Nachweisgrenze [µg/l]	beobachtetes Maximum [µg/l]
Kupfer	239	0,1	8
Nickel	258	0,1	8,1
Blei	31	0,2	4,4
Aluminium	37	10	88

In abstromigen Grundwassermessstellen konnte selbst bei anoxischen Bedingungen keine Erhöhung der Schwermetallkonzentration gegenüber anstromigen Grundwassermessstellen festgestellt werden. Für die statistische Auswertung der Messergebnisse wurde der Wilcoxon-Test durchgeführt (siehe Anhang I). Die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom und Aluminium konnten aufgrund der geringen Anzahl der Proben über Nachweisgrenze nicht aufgenommen werden (vgl. Tab. 55). Bei den restlichen Schwermetallen wurde bei Unterschreitung der Nachweisgrenze der halbe Wert der Nachweisgrenze für die statistische Analyse verwendet. Bei Nickel konnte eine signifikante Abnahme in abstromigen Grundwassermessstellen festgestellt werden, die jedoch auf sehr geringem Konzentrationsniveau stattfand. Bei Kupfer und Zink konnte keine signifikante Änderung der Schwermetallkonzentration festgestellt werden (siehe Anhang I).

Eisen und Mangan

Die Analyse der Schwermetallkonzentration (siehe Anhang I) ergab keine Grenzwertüberschreitung nach der Österreichischen Trinkwasserverordnung (Bundesgesetzblatt II Nr.304/2001, BGBl. II Nr. 254/2006 und BGBl. II Nr. 121/2007) für Eisen und Mangan in anstromigen Grundwassermessstellen.

In der abstromig gelegenen Grundwassermessstelle Pframa/Nord konnte eine erhöhte Eisen- und Mangankonzentration beobachtet werden, die auf anoxische Bedingungen zurückzuführen ist. Die Grundwassermessstelle Hoer/West, die in einem stagnierenden Bereich des Grundwasserleiters zwischen zwei Seen liegt, zeigt ebenfalls erhöhte Eisen und Manganwerte. Die beobachtete Maximalkonzentration aller untersuchten Proben sind in Tab. 56 verzeichnet.

Tab. 56: Eisen- und Mangankonzentration aller untersuchten Proben – jeweiliger Maximalwert

	Anzahl der Proben über Nachweisgrenze	Nachweisgrenze [mg/l]	beobachtetes Maximum [mg/l]
Eisen	18	0,05	0,85
Mangan	160	0,001	0,95

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.

In den Seewasserproben konnte gegenüber anstromigen Grundwasserwerten eine geringfügig erhöhte Eisen- und Mangankonzentration in den Sommer- und Herbstproben festgestellt werden. Diese betrafen ausschließlich über Grund liegende Seewasserproben in Persenbeug, Pframa und Grafenwörth.

Literaturauswertung Schwermetalle

Die nationale und internationale Literatur wurde hinsichtlich der Beeinflussung der Schwermetallkonzentration ausgewertet. Sowohl Studien die die Schwermetallkonzentration zwischen anstromigem und abstromigem Grundwasser vergleichen, als auch Studien die den Vergleich zwischen anstromigem Grundwasser und Seewasser dokumentieren, wurden erfasst (siehe Tab. 57).

Keine Beeinflussung der Schwermetallkonzentration konnte bei der Auswertung der internationalen Literatur bei Aluminium, Blei sowie Chrom (jeweils 8 Untersuchungsaggerseen) festgestellt werden. Studien, die die Nickel-, Kupfer-, Zink-, bzw. Cadmiumkonzentration zwischen anstromigem und abstromigem Grundwasser wissenschaftlich auswertbar gegenüberstellen, konnten nicht ausgehoben werden.

Die Veränderung der Eisen- und Mangankonzentration in abstromigen Grundwassermessstellen, bzw. in Seewasserproben zeigt ein heterogenes Verhalten und lässt sich mit Lösung von Eisen- und Manganoxiden bei anoxischen Bedingungen aus dem Sediment des Grundwasserleiters, bzw. dem Seesediment erklären.

Insgesamt wurde bei 11 Baggerseen kein Einfluss auf die abstromige Grundwasserkonzentration gemessen, bei 4 eine Abnahme und bei 6 ein Anstieg. Im Seewasser zeigte die Studienauswertung bei 8 Baggerseen eine Abnahme, bei 9 einen Anstieg und bei 2 keinen Einfluss gegenüber anstromigen Grundwasserwerten.

Die Mangankonzentration zeigt im Grundwasser bei 3 Baggerseen einen Anstieg, bei 3 eine Abnahme und bei 2 keinen Einfluss. Im Seewasser ist bei 3 Baggerseen ein Anstieg gegenüber anstromigen Grundwasserwerten dokumentiert.

Tab. 57: Literaturlauswertung Schwermetalle: Anzahl der Untersuchungsseen mit einer Abnahme/ einem Anstieg/ keinem Einfluss (Grundwasser sowie Seewasser)

Parameter	Grundwasser abstromig zu Grundwasser anstromig			Seewasser zu Grundwasser anstromig		
	Abnahme	Anstieg	kein Einfluss	Abnahme	Anstieg	kein Einfluss
Al	0	0	8	0	0	8
Cd	0	0	0	0	0	0
Cr	0	0	8	0	0	8
Fe	4	6	11	8	9	2
Mn	3	3	2	0	3	0
Ni	0	0	0	0	0	0
Pb	0	0	8	0	0	8
Cu	0	0	0	0	0	0
Zn	0	0	0	0	0	0

10.4 Zusammenfassung Hydrochemie

Durch die Freilegung des Grundwasserkörpers bei der Anlage von Baggerseen wird die Hydrochemie des Grundwassers beeinflusst. Diese Beeinflussung wird durch den Gasaustausch mit der Atmosphäre und durch biogene Prozesse, insbesondere Photosynthese, im Baggersee gesteuert.

In abstromigen Grundwassermessstellen konnte eine Erhöhung des pH-Wertes und eine Verminderung der Hydrogencarbonat-, Calcium- und Magnesiumkonzentration gegenüber den anstromigen Grundwassermessstellen beobachtet werden. Die elektrische Leitfähigkeit nimmt, vorwiegend durch die biogene Entkalkung und den Nährstoffrückhalt im See, ab.

Die Konzentrationen der Ionen Natrium, Kalium, Chlorid und Sulfat zeigten keine einheitliche Veränderung. Es konnte abstromig der Baggerseen sowohl eine Konzentrationszunahme, als auch eine Abnahme, bzw. kein Einfluss gegenüber den anstromigen Konzentrationen im Grundwasser gemessen werden.

In den Baggerseen mit längerer mittlerer Verweilzeit des Seewassers (Pframa, Grafenwörth und Persenbeug) zeigten sich im Jahresverlauf stabile hydrochemische Werte des Seewassers. In jenen Seen mit kurzer mittlerer Verweilzeit des Seewassers (Tillmitsch und Hörsching) zeigte sich der klimatische Einfluss mit einem Konzentrationstief an Calcium und Hydrogencarbonat in den Sommermonaten.

Der Einfluss der Baggerseen auf die abstromige Grundwassertemperatur wird durch den direkten klimatischen Einfluss auf die Seefläche gesteuert. Die jahreszeitlich bedingten Schwankungen der Seewassertemperatur konnten, je nach Fließzeit des Grundwassers, zeitverzögert (gedämpft) im Grundwasserabstrom beobachtet werden. Der Abbau organischen Materials an der Grenzfläche zwischen See und Grundwasser (Seesediment) bewirkt eine Sauerstoffzehrung. Abstromig konnte in allen Grundwassermessstellen eine Verminderung der Sauerstoffkonzentration gegenüber anstromigen Werten beobachtet werden. Dem konform kommt es durch die Respirationstätigkeit von Mikroorganismen (CO_2 -Freisetzung) zu einer erneuten Senkung der pH-Werte abstromig der Baggerseen die sich anstromigen Werten annähern.

In den abstromigen Grundwassermessstellen konnte kein Einfluss auf die Konzentration der Schwermetalle Cadmium, Zink, Chrom, Kupfer, Nickel, Blei sowie Aluminium festgestellt werden. Eine Erhöhung der Eisen- und Mangankonzentration ist bei abstromigen anoxischen Grundwassermessstellen feststellbar und resultiert aus der Lösung von Eisen- und Manganoxiden.

11 Grenzflächen, Mikroorganismen und Stoffumsätze

Kurzfassung: In den untersuchten Baggerseen sind die Nitrat- und Phosphatkonzentrationen im abstromigen Grundwasser verringert, die Kohlenstoffkonzentration hingegen wird nicht signifikant verändert. Dieser Einfluss ist positiv im Hinblick auf die Grundwasserqualität zu werten. Die untersuchten Baggerseen sind Senken für Nitrat und Phosphat und in Abhängigkeit vom See, Senken oder Quellen für Kohlenstoff. Ammonium wird vor allem im See generiert, es kommt zu einem leicht erhöhten Austrag ins abstromige Grundwasser (< 0,15 mg/l). Es wird kein Nitrit ins abstromige Grundwasser ausgetragen.

Die Grenzflächen der Baggerseen weisen mikrobielle Gemeinschaften mit unterschiedlichen physiologischen Profilen auf. Die Nettoprimärproduktion dieser mikrobiellen Gemeinschaften an den Grenzflächen leistet einen wesentlichen Beitrag zum Nährstoff- und Kohlenstoffumsatz in Baggerseen. Die Abundanz der Mikroben stieg im Seewasser an und blieb auch im abstromigen Grundwasser erhöht. Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) ist wesentliches Substrat des mikrobiellen Metabolismus und wird speziell an den Grenzflächen der Baggerseen wie auch im Seewasser selbst auf- und abgebaut. Die vorliegende Studie zeigte, dass es zu keinem nachhaltig signifikanten Austrag von DOC aus den Baggerseen kam. Lediglich bei den jüngeren Baggerseen kam es zu einem geringen Austrag von DOC in das abstromige Grundwasser. Baggerseen generieren eine große Menge an Biomasse. Ob ein See Quelle oder Senke für Kohlenstoff ist, wird vom Alter des Baggersees sowie von der Verweilzeit des Seewassers beeinflusst. Mit zunehmendem Alter tendieren Baggerseen dazu, weniger DOC aus Biomasseabbau an das abstromige Grundwasser abzugeben; d.h., sie verhalten sich zunehmend als vom Grundwasser isolierte Systeme.

11.1 Jahreszeitliche Muster der Untersuchungsparameter

Bei allen untersuchten Baggerseen zeigte sich eine signifikante Abnahme der Nitratkonzentrationen (Wilcoxon-Test für Paardifferenzen, Vergleich anstromiges Grundwasser zu abstromigem Grundwasser: $Z = -3,920$, $p < 0,001$). Zu allen Jahreszeiten kam es in allen untersuchten Baggerseen zu erhöhten Nitratkonzentrationen im anstromigen Grundwasser, vor allem aber im Untersuchungsgebiet Tillmitsch (Abb. 54).

Die Nitritkonzentrationen lagen im Anstrom und Abstrom aller Baggerseen unterhalb der Bestimmungsgrenze (nicht dargestellt).

Die Ammoniumkonzentrationen waren im abstromigen Grundwasser leicht erhöht verglichen zum anstromigen Grundwasser (Wilcoxon-Test für Paardifferenzen,

$Z = -1,988$, $p < 0,05$). Der Baggersee Pframa zeigte im Sommer in den tiefsten Probenahmepunkten die höchsten Ammoniumkonzentrationen von $0,60 \pm 0,07$ mg/l. Die im Anstrom hohen Phosphatkonzentrationen wurden beim Durchströmen der Seen verringert, und zeigten im Abstrom eine signifikante Abnahme im Vergleich zum Anstrom (Wilcoxon-Test für Paardifferenzen: $Z = -3,296$, $p < 0,001$). Im Anstrom von Hörsching wurden die höchsten Phosphatkonzentrationen gemessen (Abb. 54). Im Gegensatz zu den Nährstoffkonzentrationen zeigten die Konzentrationen des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) eine Erhöhung im Baggersee, hingegen keinen signifikanten Unterschied zwischen Anstrom und Abstrom (Wilcoxon-Test für Paardifferenzen: $Z = -0,485$, $p = 0,627$). Dies deutet darauf hin, dass DOC im Baggersee generiert und anschließend wieder abgebaut wurde (Abb. 54). Die Resultate der mikrobiellen Abundanz zeigten einen signifikanten Unterschied im anstromigen verglichen zum abstromigen Grundwasser (Wilcoxon-Test für Paardifferenzen: $Z = -3,124$, $p < 0,005$). Es kommt zur Zunahme der mikrobiellen Abundanz im abstromigen Grundwasser.

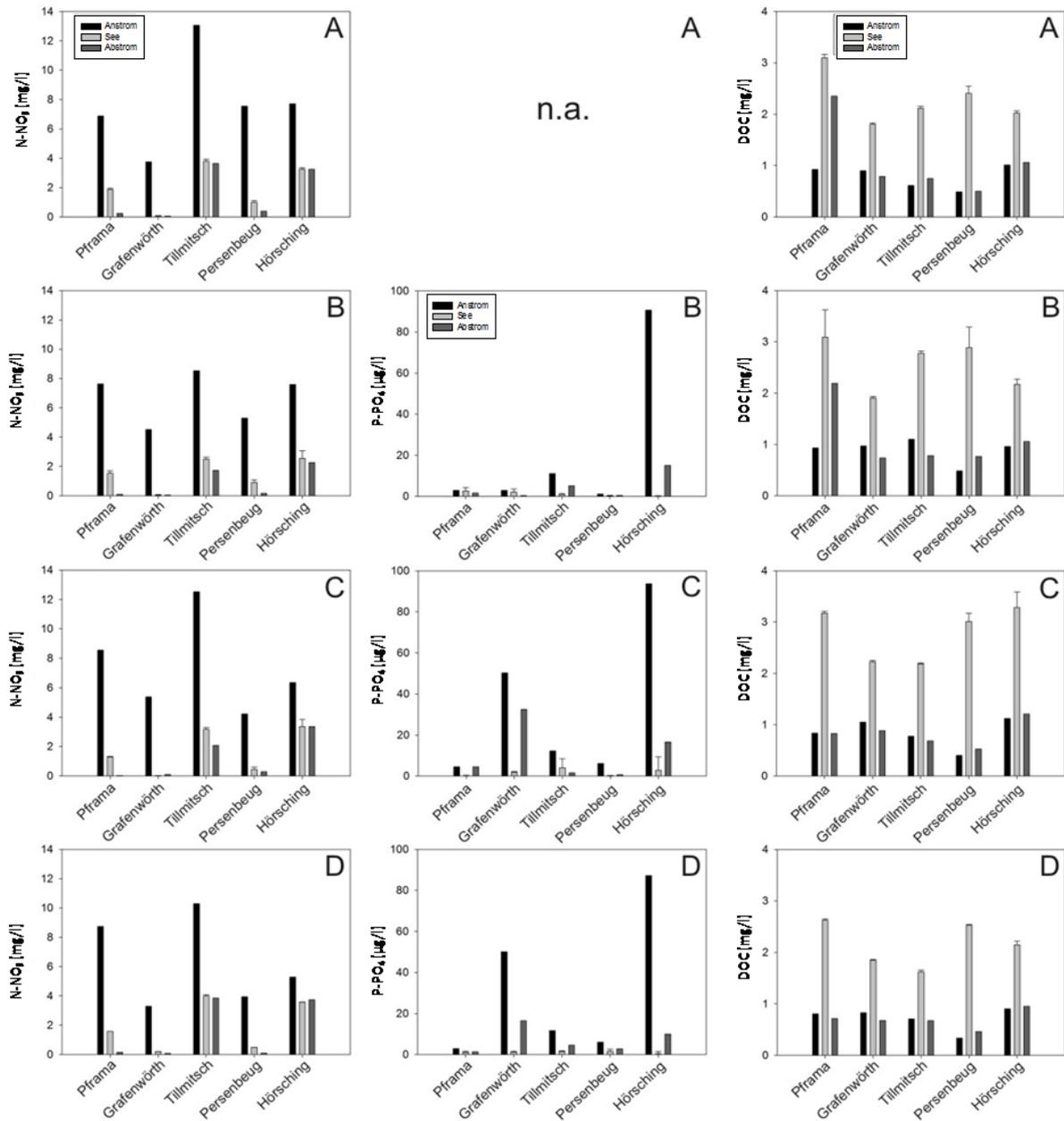


Abb. 54: N-NO₃, P-PO₄ und DOC Konzentrationen während der Frühjahrs- (A), Sommer- (B), Herbst- (C) und Winter- (D) Probenahme im Grundwasser-Anstrom, Seewasser und Grundwasser-Abstrom. Aufgrund technischer Probleme kam es zu keiner Messung der Phosphatkonzentrationen im Frühjahr (n.a.).

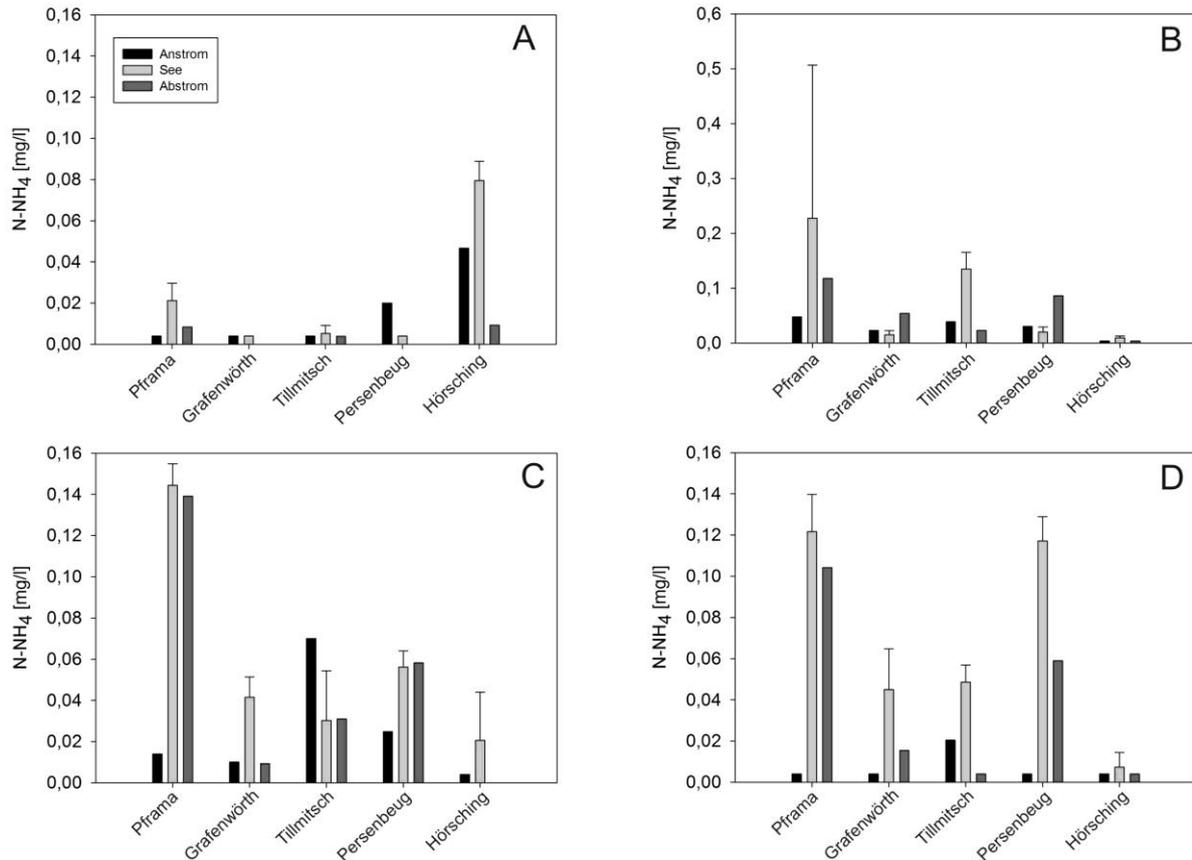


Abb. 55: N-NH₄ Konzentrationen während der Frühjahrs- (A), Sommer- (B), Herbst- (C) und Winter- (D) Probenahme im Grundwasser-Anstrom, Seewasser und Grundwasser-Abstrom.

11.2 Massenbilanzierung

Die Massenbilanzierung zeigte eindeutig, dass alle Baggerseen Senken für Nitrat wie auch Phosphat waren (Tab. 58). Die Massenbilanzierung zeigte den Baggersee Pframa und die Baggerseen Persenbeug und Hörsching als Quellen und die Baggerseen Grafenwörth und Tillmitsch als Senken für DOC.

Tab. 58: Massebilanzierung von Nitrat (N-NO₃), Phosphat (P-PO₄) und gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) in allen 5 Baggerseen.

N-NO₃					
See	Grundwasser Anstrom	Atmosphärische Deposition	Grundwasser Abstrom	Residuum*	relative Änderung
	[kg/d]	[kg/d]	[kg/d]	[kg/(d*ha)]	[%]
Pframa	3,4	0,04	0,0	-0,9	-99
Grafenwörth	8,3	0,16	0,1	-0,5	-99
Tillmitsch	17	0,06	4,5	-2,1	-73
Persenbeug	4,1	0,06	0,2	-0,7	-94
Hörsching	24	0,08	12	-1,5	-52

P-PO₄					
See	Grundwasser Anstrom	Atmosphärische Deposition	Grundwasser Abstrom	Residuum*	relative Änderung
	[kg/a]	[kg/a]	[kg/a]	[kg/(a*ha)]	[%]
Pframa	0,5	1,1	0,4	-0,3	-32
Grafenwörth	25	5,6	12	-1,1	-52
Tillmitsch	6,4	3,9	2,2	-1,4	-65
Persenbeug	1,3	3,1	0,4	-0,7	-68
Hörsching	118	3,9	19	-12	-84

DOC					
See	Grundwasser Anstrom	Atmosphärische Deposition	Grundwasser Abstrom	Residuum*	relative Änderung
	[kg/a]	[kg/a]	[kg/a]	[kg/(a*ha)]	[%]
Pframa	130	6,4	220	21	56
Grafenwörth	670	34	550	-9,1	-21
Tillmitsch	440	23	420	-6,8	-9
Persenbeug	120	19	170	5,4	23
Hörsching	1300	23	1430	11	7

*negative Werte beschreiben den Baggersee als eine Senke, positive Werte als eine Quelle.

11.3 Metabolismus

Die Nettoprimärproduktion und die Respiration im Seewasser zeigten einen signifikanten jährlichen Unterschied zwischen den Baggerseen (in Tab. 59 bezeichnen Hochstellungen signifikante Unterschiede zwischen den Baggerseen basierend auf einem Post hoc Test nach Siegel & Castellan), jedoch konnte kein signifikanter Unterschied zwischen den anstromigen und abstromigen Grenzflächen festgestellt werden. Die Nettoprimärproduktion an den Grenzflächen war bis um das 4-fache höher als die Respiration (Tab. 59).

Tab. 59. Jährlicher Metabolismus im Seewasser und an den Grenzflächen aller Baggerseen. Die Hochstellungen weisen auf signifikante Unterschiede zwischen den Baggerseen hin basierend auf einem Post hoc Test nach Siegel & Castellan.

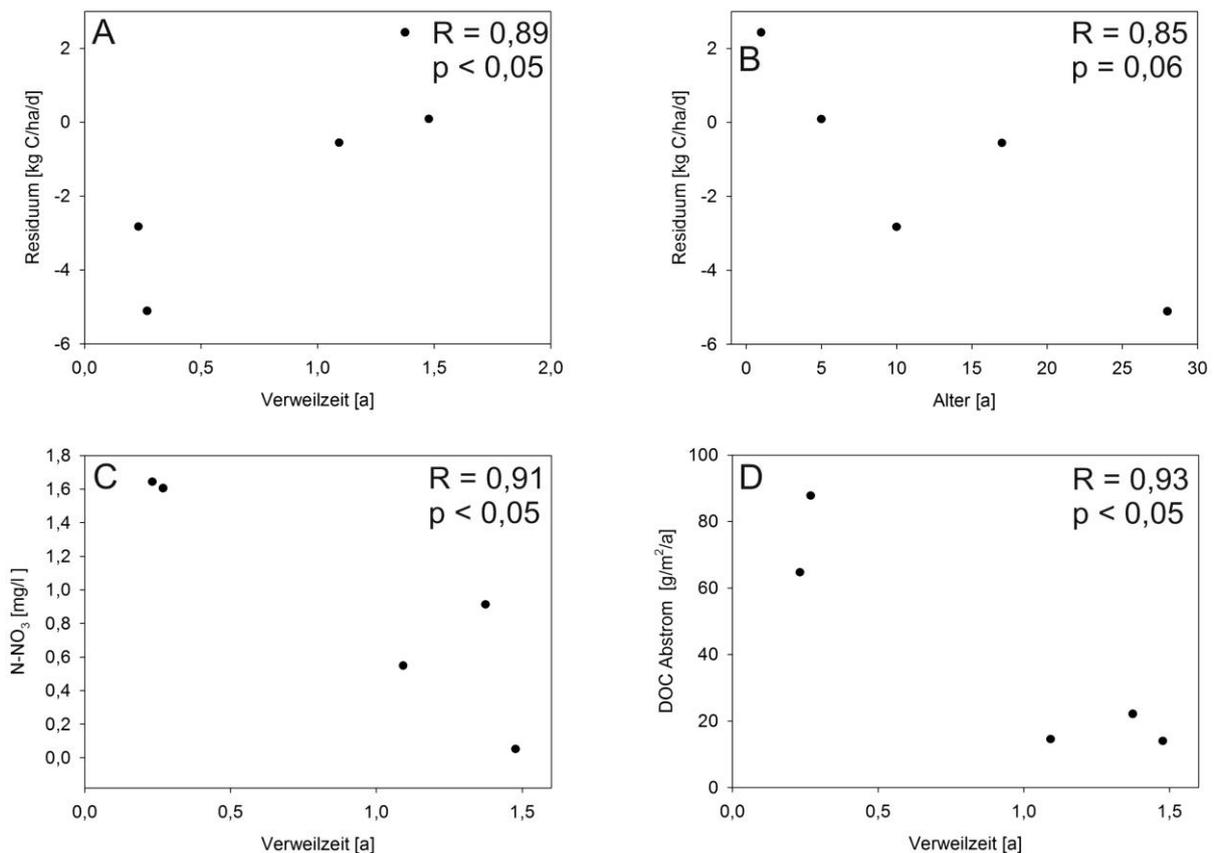
See	Netto-primärproduktion			Respiration			Pelagische Netto-Primärproduktion	Sediment Respiration (heterotroph)	Pelagische Respiration (autotroph)	Bakterielle Sekundärproduktion	Pelagische Respiration (heterotroph)
	(Grenzflächen)			(Grenzflächen)							
Pframa	3,09	±	1,50 ^a	1,08	±	0,57 ^a	2,41	1,86	4,04	0,41	0,33
Grafenwörth	5,40	±	0,57 ^b	1,76	±	0,28 ^b	2,33	0,44	5,11	0,32	0,28
Tillmitsch	4,63	±	0,42 ^{a,b}	1,42	±	0,32 ^a	2,97	1,25	1,86	0,18	0,20
Persenbeug	4,95	±	0,33 ^b	1,47	±	0,14 ^{a,b}	3,93	1,29	4,92	0,30	0,27
Hörsching	8,31	±	1,82 ^c	2,05	±	0,52 ^b	4,94	0,95	3,94	0,61	0,42

11.4 Jährliche Kohlenstoffproduktion und Konsumation

Die Werte für die jährliche Kohlenstoffproduktion und Konsumation basieren auf der Kombination von Daten, die im Rahmen dieser Studie erhoben wurden und die durch publizierte Zusammenhänge komplementiert wurden (Tab. 60). Die Residuen der Massenbilanz korrelierten signifikant mit der mittleren errechneten Verweilzeit des Seewassers (Pearson, $R = 0,89$, $p < 0,05$). Die Korrelation von Residuum und Alter der Baggerseen war nicht signifikant (Pearson, $R = 0,85$, $p = 0,06$); es konnte aber trotzdem ein Trend geringerer Seeresiduen (= Zunahme der Kohlenstoffsенке) mit zunehmendem Alter der Baggerseen erkannt werden (Abb. 56). Des Weiteren konnten signifikante Korrelationen zwischen den Nitratkonzentrationen im Seewasser und der Verweilzeit (Pearson, $R = 0,91$, $p < 0,05$), und zwischen den DOC Konzentrationen im abstromigen Grundwasser und der Verweilzeit (Pearson, $R = 0,93$, $p < 0,05$) festgestellt werden (Abb. 56).

Tab. 60. Jährliche Kohlenstoff Produktion und Konsumation.

See	[kg C/(ha*d)]				
	DOC Anstrom	totale C Produktion	totale C Konsumation	DOC Abstrom	Residuum
Pframa	0,4	5,5	7,7	0,6	2,4
Grafenwörth	0,5	7,7	7,9	0,4	0,1
Tillmitsch	1,9	7,6	4,9	1,8	-2,8
Persenbeug	0,3	8,9	8,2	0,4	-0,6
Hörsching	2,2	13	8,0	2,4	-5,1

Abb. 56. Korrelationen von Residuum vs. Verweilzeit (A) bzw. Alter (B), Seewasser N-NO₃ Konzentrationen vs. Verweilzeit (C) und DOC Abstrom Konzentrationen vs. Verweilzeit (D).

11.5 Physiologisches Profil der mikrobiellen Gemeinschaften an den anstromigen und abstromigen Grenzflächen

Um Unterschiede zwischen den physiologischen Profilen der Baggerseen festzustellen wurde eine Hauptkomponentenanalyse der AWCD-Werte (average well color development) durchgeführt. Diese zeigte, dass es zu Unterschieden zwischen den einzelnen Baggerseen zu allen Jahreszeiten kommt (Abb. 57). Auch die anstromigen Grenzflächen konnten teilweise sehr gut von den abstromigen Grenzflächen unterschieden werden.

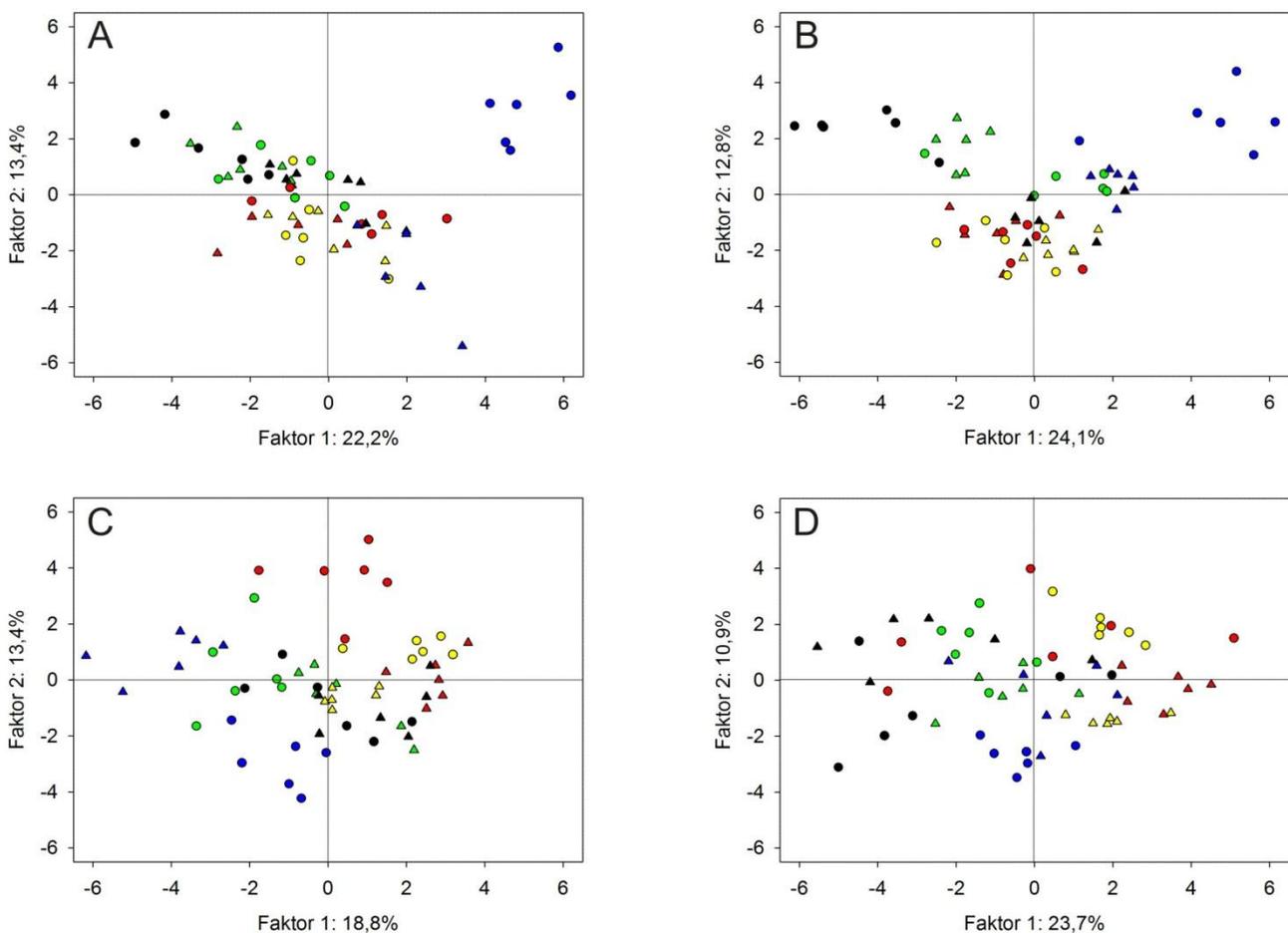


Abb. 57: Hauptkomponentenanalyse der AWCD Werte aller Seen im Frühling (A), Sommer (B), Herbst (C) und Winter (D). Dreiecksymbole zeigen die Anstrom, Kreissymbole die Abstromwerte der einzelnen Seen an (Pframa=blau, Grafenwörth=rot, Tillmitsch=schwarz, Persenbeug=gelb, Hörsching=grün).

Bei der Berechnung der Euklidischen Distanz (siehe Methoden) der physiologischen Profile an den anstromigen und abstromigen Grenzflächen der Baggerseen fiel auf, dass die älteren Baggerseen Tillmitsch, Persenbeug und Hörsching speziell im Frühling und Sommer über höhere Werte verfügten als die jüngeren Baggerseen Pframa und Grafenwörth. Dies deutet auf stärkere Unterschiede der physiologischen Profile bei den älteren Baggerseen hin (Tab. 61).

Tab. 61. Euklidische Distanzen zwischen den anstromigen und abstromigen physiologischen Profilen der einzelnen Baggerseen.

Euklidische Distanz					
	Pframa	Grafenwörth	Tillmitsch	Persenbeug	Hörsching
Frühling	2,5	4,2	14,1	26,3	11,1
Sommer	4,9	3,9	16,5	24,2	13,9
Herbst	7,6	3,7	6,4	8,2	8,1
Winter	4,5	8,6	11,6	10,4	6,3

Die Euklidische Distanz, als Maß der Verschiedenheit der physiologischen Profile an den anstromigen und abstromigen Grenzflächen, korrelierte signifikant mit der N-NO₃ und mit der DOC-Konzentration (Abb. 58). Der Gradient von N-NO₃ korrelierte positiv (Pearson, $R = 0,62$, $p < 0,01$), der Gradient von DOC negativ (Pearson, $R = 0,60$, $p < 0,01$) mit der Euklidischen Distanz (Abb. 58).

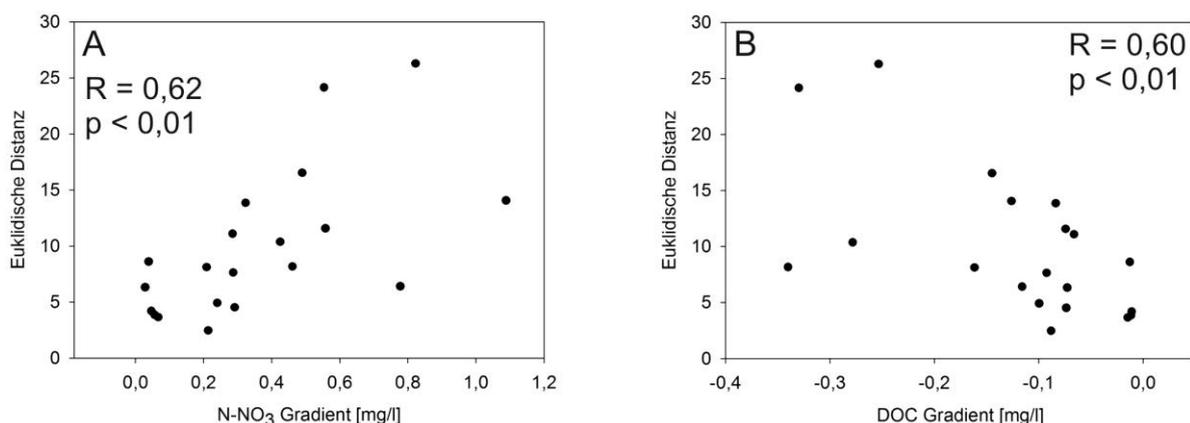


Abb. 58: Korrelationen der Euklidischen Distanz mit dem N-NO₃-Gradienten (A) bzw. DOC-Gradienten (B).

Diese Muster deuten darauf hin, dass die physiologische Kapazität, also das Vermögen der mikrobiellen Gemeinschaften unterschiedliche Substrate

metabolisieren zu können, auf qualitativ unterschiedliches Material (C und N) reagiert. In der Folge kann man daraus ableiten, dass die mikrobiellen Gemeinschaften an den Grenzflächen das im See generierte organische Material optimal nutzen und somit dazu beitragen, dass dieses nicht abstromig in das Grundwasser gelangt.

11.6 Literaturlauswertung Grenzflächen und Mikroorganismen

Die Auswertung der nationalen und internationalen Literatur erbrachte zum Untersuchungsumfang „Grenzflächen und Mikroorganismen“ nachfolgende Ergebnisse. Für die Übertragbarkeit der Ergebnisse siehe Kapitel 19.

DOC

Gelöster organischer Kohlenstoff ist ein wesentliches Substrat des mikrobiellen Metabolismus und wird speziell an den Grenzflächen der Baggerseen, wie auch im Seewasser selbst auf- und abgebaut. Die Studie zeigte, dass es zu keinem nachhaltig signifikanten Austrag von DOC aus den Baggerseen kam. Lediglich bei den jüngeren Baggerseen kam es zum Austrag von DOC in das abstromige Grundwasser.

Zu den Auswirkungen von Kohlenstoff auf das abstromige Grundwasser lagen wenige nationale wie internationale Studien mit Bezug auf Baggerseen vor. 3 Studien zeigten eine Abnahme der DOC-Konzentrationen in das abstromige Grundwasser. Eine Studie zeigte die Zunahme der DOC-Konzentrationen in das abstromige Grundwasser. Zwei Studien bestätigten die Abnahme der DOC-Konzentrationen vom anstromigen Grundwasser in das Seewasser. Aus der aktuellen Studie wie auch der Literaturrecherche lässt sich schließen, dass DOC mehrheitlich im Baggersee zurückgehalten wird.

Ammonium

Die Studie zeigte, dass Ammonium vor allem im See generiert wurde und es zu einem leicht erhöhten Austrag ($< 0,15 \text{ mg/l}$) ins abstromige Grundwasser kam.

Die Literaturrecherche ergab, dass es bei 34 Studien zum Anstieg der Konzentrationen im Seewasser und bei 7 Studien zum Anstieg der Konzentrationen im abstromigen Grundwasser kam. 8 Studien berichteten die Abnahme der

Konzentrationen im abstromigen Grundwasser. Bei 16 Studien zeigte sich kein Einfluss auf die Ammoniumkonzentration. Aus der aktuellen Studie wie auch aus der Literaturrecherche lässt sich schließen, dass Ammonium vor allem im Baggersee produziert wird und es zu einem Austrag in das abstromige Grundwasser kommen kann.

Nitrit

Die Studie zeigte keinen Austrag von Nitrit in das abstromige Grundwasser. 5 Studien berichteten die Abnahme der Nitritkonzentrationen im abstromigen Grundwasser verglichen zum anstromigen Grundwasser. Bei 2 Studien kam es zum Anstieg der Nitritkonzentrationen im abstromigen Grundwasser. Aus der aktuellen Studie lässt sich schließen, dass Nitrit vor allem im Baggersee produziert aber auch zurückgehalten wird. Aufgrund der spärlichen Literaturdaten kann jedoch keine relevante Aussage der Literaturrecherche zu Nitrit getroffen werden.

Nitrat

Die Massenbilanzierung der vorliegenden Studie zeigte, dass alle Baggerseen eine Nitratsenke darstellen, wodurch es zu einer Abnahme der Nitratkonzentrationen im abstromigen Grundwasser kam.

Die Literaturrecherche zeigte ein ähnliches Bild, da zahlreiche Studien eine Abnahme der Nitratkonzentrationen im Seewasser (15) wie auch im abstromigen Grundwasser (36) zeigten. Bei 26 Studien kam es zum Anstieg der Nitratkonzentrationen im Seewasser. Nur 3 Studien zeigten einen Anstieg der Nitratkonzentrationen im abstromigen Grundwasser. Aus der aktuellen Studie wie auch aus der Literaturrecherche lässt sich schließen, dass Nitrat im Baggersee zurückgehalten wird.

Phosphat

Die Massenbilanzierung der aktuellen Studie zeigte eindeutig, dass es sich bei allen Baggerseen um Senken für Phosphat handelte. 48 Studien zeigten den Anstieg der Phosphatkonzentrationen im Seewasser verglichen mit dem anstromigen Grundwasser. Bei 8 Studien kam es zu einer Abnahme, bei 8 Studien zu einer Zunahme der Konzentrationen im abstromigen Grundwasser. Aus der aktuellen Studie lässt sich schließen, dass Phosphat im Baggersee zurückgehalten wird.

Chlorophyll-a

Die Resultate der aktuellen Studie zeigten den Anstieg der Chlorophyll-a Konzentrationen im Seewasser. Bei 6 Studien kam es zu einem Anstieg der Chlorophyll-a Konzentrationen im Seewasser, jedoch konnte kein Effekt auf das abstromige Grundwasser festgestellt werden.

Mikrobielle Abundanz

Die Abundanz der Mikroben stieg im Seewasser an und blieb auch im abstromigen Grundwasser signifikant erhöht. Die Literaturrecherche zeigte bei 9 Studien einen Anstieg der Mikrobenzahlen im Seewasser der Baggerseen und bei 5 Studien einen Anstieg im abstromigen Grundwasser. 8 Studien zeigten keinen Einfluss.

Aus der aktuellen Studie wie auch aus der Literaturrecherche lässt sich schließen, dass es zur Erhöhung der mikrobiellen Abundanz im Seewasser wie auch im abstromigen Grundwasser kommen kann.

Tab. 62. Literaturlauswertung „Grenzflächen und Mikroorganismen“: Anzahl der untersuchten Baggerseen mit einer Abnahme/ einem Anstieg/ keinem Einfluss

Parameter	Grundwasser abstromig zu Grundwasser anstromig			Seewasser zu Grundwasser anstromig		
	Abnahme	Anstieg	kein Einfluss	Abnahme	Anstieg	kein Einfluss
DOC	3	1	0	0	2	0
NH ₄	8	7	12	3	35	4
NO ₂	5	2	3	0	3	0
NO ₃	36	3	0	15	26	0
PO ₄	8	8	10	4	48	13
chl a	*	*	*	0	6	3
Abundanz	0	5	1	0	8	4
Sek. Prod.	0	0	0	0	1	3

11.7 Zusammenfassung Grenzflächen, Mikroorganismen und Stoffumsätze

Um den Einfluss von Baggerseen auf das abstromige Grundwasser abschätzen zu können, wurde eine Massenbilanzierung für Nitrat, Phosphat und gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) für die 5 Baggerseen erstellt. Zur Beschreibung der Kohlenstoffdynamik sowie der Auf- und Abbauprozesse in den Baggerseen entlang des Grundwasserströmungsgradienten (Anstrom-See-Abstrom) wurden die

wesentlichen mikrobiellen Prozesse in situ gemessen. Ergänzend wurden publizierte Zusammenhänge zu den Kohlenstoffflüssen verwendet.

Es zeigte sich, dass bei allen Baggerseen die Nitrat- und Phosphatkonzentrationen entlang des Grundwasserströmungsgradienten signifikant abnehmen. Die DOC-Konzentration hingegen nahm in den Seen zu, zeigte jedoch im abstromigen Grundwasser keinen signifikanten Unterschied zum anstromigen Grundwasser (Abb. 54). Dies deutet darauf hin, dass DOC im See sowohl generiert als auch abgebaut wurde. Die Ammoniumkonzentrationen waren bei allen Baggerseen im Seewasser wie auch im abstromigen Grundwasser leicht erhöht verglichen mit dem anstromigen Grundwasser. Daraus lässt sich schließen, dass Ammonium im Seewasser selbst generiert wird und es zu einem geringen Austrag ins abstromige Grundwasser kommen kann. Die Nitritkonzentrationen blieben anstromig und abstromig weitgehend unter der Detektionsgrenze. Aus der Massenbilanzierung konnte geschlossen werden, dass Baggerseen signifikante Senken für Nitrat und Phosphat darstellen jedoch abhängig vom See entweder Senken oder Quellen für DOC sind.

Es zeigte sich bei einer Studie, dass aufgrund verschiedener Ursachen wie z.B. Düngung in der Landwirtschaft der Nitratreintrag in aquatische Ökosysteme signifikant zunahm was zu verstärkter Eutrophierung führte. Bedenken ergaben sich hierbei aufgrund des potentiellen Einflusses auf die Grundwasserqualität und auf die menschliche Gesundheit in den beeinträchtigten Regionen (Saunders and Kalff, 2001). In zahlreichen Studien von aquatischen Ökosystemen wurde Nitrat vor allem durch Sedimentation von partikulärem organischen Material, Denitrifikation und durch die Aufnahme durch Makrophyten und Algen zurückgehalten (Saunders and Kalff, 2001, Piña-Ochoa and Álvarez-Cobelas, 2006, Harrison et al., 2009, Kelly, 2001). Saunders und Kalff (2001) zeigten, dass Nitrat hauptsächlich durch Denitrifikation und das Ausgasen in Form von N_2 in die Atmosphäre aus dem Gewässer beseitigt wurde. Harrison et al. (2009) zeigten, dass Seen und Reservoirs wichtige Senken für Nitrat darstellten und die Kapazität besitzen, Nitrat permanent aus anthropogen belasteten Einzugsgebieten zu beseitigen.

Die Bedeutung von Phosphat als limitierender Faktor für die Produktion in aquatischen Ökosystemen ist gut belegt (Del Giorgio and Cole, 1998, Andersson and Brunberg, 2006, Downing and McCauley, 1992, Guildford and Hecky, 2000). Aufgrund der Lage unserer fünf Baggerseen in Agrargebieten, war jedoch der Eintrag von Nährstoffen im Vergleich zu den in den oben genannten Studien untersuchten

Ökosystemen entsprechend hoch. Es zeigte sich, dass die Phosphatkonzentrationen im anstromigen Grundwasser im Vergleich zum abstromigen Grundwasser erhöht waren, speziell im Baggersee Hörsching. Die erstellte Massenbilanz zeigte, dass alle Baggerseen für das anstromige Phosphat signifikante Senken über den gesamten Jahresverlauf darstellten. Kattner et al. (2000) erkannten verstärkte Kolmation und geringeren Durchfluss aufgrund von Sedimentationsprozessen und des Weiteren erhöhte Phosphat und Chlorophyll-a Konzentrationen aufgrund von Alterungsprozessen in den Baggerseen. Sedimentations- und Alterungsprozesse können einen direkten Effekt auf die Verweilzeit des Seewassers haben; diese sind jedoch nicht die einzigen Faktoren, die die Nährstoffretention im Gewässer beeinflussen.

Die Phosphatkonzentrationen im anstromigen Grundwasser waren über das ganze Jahr relativ hoch verglichen mit den anderen Baggerseen. Daraus konnten wir schließen, dass der Metabolismus im See mehr als ausreichend mit Phosphat versorgt wurde, was sich in erhöhter Produktion wie auch Akkumulation von organischem Material im Seewasser bemerkbar machte. Dieses organische Material wurde in der Folge sedimentiert und im Baggersee festgehalten. Kattner et al. (2000) zeigten, dass die hauptsächliche Ursache der Eutrophierung von Baggerseen in der Nähe der Donau infiltrierendes Flusswasser war. Des Weiteren zeigten Kattner et al. (2000), dass die Phosphatkonzentrationen entlang einer Seenkette bestehend aus fünf Baggerseen signifikant abnahmen. Wir zeigten mit unseren Resultaten, dass Baggerseen Nitrat wie auch Phosphat signifikant zurückhielten bzw. aus dem Wasser entfernten. Jedoch muss angemerkt werden, dass starke anthropogene Nährstoffbelastungen im Einzugsgebiet zu erhöhter Eutrophierung der Baggerseen führen können.

Mehrere Studien verwiesen auf die Wichtigkeit der Beziehung zwischen Nitrat und Phosphat und zeigten positive Zusammenhänge von Nitrat- und Phosphatkonzentrationen (Guildford and Hecky, 2000, Downing and McCauley, 1992, Jensen and Andersen, 1992). Downing und McCauley (1992) zeigten, dass das N:P Verhältnis in den von ihnen untersuchten Seen hauptsächlich von der Nährstoffquelle abhängig war. Sie stellten fest, dass ein hohes N:P Verhältnis eher in unbeeinflussten Ökosystemen mit natürlichem Oberflächenabfluss von Wiesen und Wäldern vorzufinden war, während ein verringertes N:P Verhältnis vor allem in anthropogen durch Landwirtschaft oder Zivilisation beeinflussten Ökosystemen

auftrat. In unbeeinflussten Einzugsgebieten floss eine weitaus geringere Menge an Phosphat ab im Vergleich zu landwirtschaftlich beeinflussten Einzugsgebieten welche zu höherer Eutrophierung führte (Downing and McCauley, 1992). Gesamt-Phosphor wurde hauptsächlich als limitierender Nährstoff für Algenwachstum nachgewiesen, speziell bei Phosphatkonzentrationen unterhalb $0,5 \mu\text{mol/l}$ (Guildford and Hecky, 2000). Phosphat- und Nitratkonzentrationen waren vor allem von biogeochemischen Prozessen wie Sedimentation, Nitrifikation und Denitrifikation abhängig. Jensen und Andersen (1992) zeigten die Abhängigkeit der Phosphatfreisetzung aus sauerstoffreichem Sediment seichter, eutrophierter Seen von der Nitratkonzentration, dem pH-Wert und der Temperatur. Des Weiteren fanden Jensen und Andersen (1992), dass an Eisen gebundener Phosphor eine Quelle für seeinterne Phosphatfreisetzung war. Die Bindung von Phosphat an Eisen beeinflusste im Wesentlichen die P-Freisetzung aus dem Sediment bzw. P-Bindung an das Sediment. Seen mit niedrigem N:P Verhältnis hatten gleichzeitig auch eine geringere P-Retentionskapazität als Seen mit einem hohen N:P Verhältnis. Hohe Nitratkonzentrationen vergrößerten die sauerstoffgesättigte Sediment-Wasser Grenzschicht wodurch sich die P-Retentionskapazität im Seesediment erhöhte. Andererseits verringerten hohe Temperaturen und pH-Werte die P-Retentionskapazität wodurch Phosphat leichter in die Wassersäule rückgelöst werden konnte (Jensen and Andersen, 1992). Bei höheren Wassertemperaturen kam es zu erhöhten mikrobiologischen Mineralisationsprozessen, welche infolge organisch- bzw. eisengebundenes Phosphat aus dem Sediment freisetzen (Jensen and Andersen, 1992). Höhere pH-Werte verursachten hingegen die Freisetzung von Phosphat aus dem Sediment aufgrund von NaOH-extrahierbarem PO_4^{3-} (Bergström, 1984). Zahlreiche Studien zeigten, dass Nitrat, Phosphat und Kohlenstoff oftmals limitierende Faktoren für heterotrophes Plankton in Süßwasserökosystemen darstellten (Elser et al., 1995, Andersson and Brunberg, 2006). Andersson und Brunberg (2006) untersuchten die Nährstoffeffekte auf pelagische sowie benthische Seehabitats. Diese Autoren kamen zum Schluss, dass die pelagische Produktion hauptsächlich von Phosphat stimuliert wurde, während die benthische Produktion hauptsächlich von Nitrat abhängig war.

Es wird darauf hingewiesen, dass Nährstoffeffekte auf aquatische Ökosysteme stark von dem jeweiligen Ökosystem und dessen Habitatstrukturen abhängen und nicht jedes aquatische Ökosystem gleich zu behandeln ist. Wir wissen von den fünf Baggerseen der vorliegenden Studie, dass sie eine Senke für Nitrat und Phosphat

darstellen und kein Anzeichen auf erhöhte Nährstofffreisetzung ins abstromige Grundwasser zeigen. Baggerseen können also Nährstoffe aus anthropogen beeinflussten Einzugsgebieten entfernen und somit die abstromige Grundwasserqualität verbessern.

Eine wichtige Fragestellung dieser Studie war die Untersuchung des mikrobiologischen Kohlenstoffmetabolismus im Seewasser wie auch an den Sediment-Wasser Grenzflächen anhand von in situ-Untersuchungen und Laborexperimenten. Aus zahlreichen Studien ist bekannt, dass DOC eine wesentliche Rolle für den mikrobiellen Metabolismus in aquatischen Ökosystemen spielt (Berggren et al., 2010, Servais et al., 1989, Cole et al., 2000, Cole et al., 2007), jedoch als Transportvehikel für Metalle und organische Schadstoffe auch zu potentiellen Risiken führen kann (Lapworth et al., 2008, Benedetti et al., 1996, McKnight et al., 1992). Es wurde aufgezeigt, dass sich DOC aus einer komplexen Mischung aus terrestrischem Material aber auch aus Mikroorganismen und Algen im Wasser zusammensetzt, und dass er daher nicht als eine einzige chemische Struktur klassifiziert werden kann (Kelleher and Simpson, 2006, McKnight et al., 2001, Lapworth et al., 2008). Terrestrisch abstammender DOC setzt sich aus Verbindungen höherer Aromatizität zusammen als DOC, der von Mikroben oder Algen stammt (McKnight et al., 2001). Die Zusammensetzung von DOC beeinflusst direkt seine Funktion in aquatischen Ökosystemen. Auch wenn autochthoner DOC einen niedrigeren Gehalt an rekalcitranten Verbindungen aufweist, so werden doch viele aquatische Ökosysteme hauptsächlich von terrestrisch abstammendem DOC gespeist. In Fließgewässern erfolgt z.B. ein weitaus höherer Eintrag an terrestrischem DOC als in situ autochthon produziertem DOC (Algen und Mikroben). Deshalb könnte unter Umständen der terrestrisch abstammende DOC ausreichen, den mikrobiellen Bedarf an DOC vollständig abzudecken (Battin, 1998). Fouilland und Mostajir (2010) wiesen auf die hohe Bedeutung von allochthonem DOC für die Versorgung von Bakterien in Fließgewässern hin und zeigten, dass Bakterien einen wichtigen Beitrag zur Energielieferung an höher trophische Levels in aquatischen Ökosystemen leisteten.

Lapworth et al. (2008) zeigten, dass das Grundwasser einen relativ hohen Gehalt an Fulvinsäure-Derivaten aufwies welche von terrestrischen Quellen stammten, und dass diese durch mikrobielle Prozesse abgebaut wurden. Diese Kenntnisse gewannen die Autoren aus Messungen der Fluoreszenzeigenschaften von DOC

Molekülen. Die Ergebnisse wiesen eindeutig auf mikrobielle Aktivität im Grundwasserleiter hin, aber im Speziellen darauf, dass die reaktiven mikrobiellen Gemeinschaften in der Lage waren schlechter bioverfügbaren organischen Kohlenstoff abzubauen. Andere Studien wiesen darauf hin, dass Bakterien ihren Kohlenstoffbedarf hauptsächlich mit autochthonem DOC deckten (Cole et al., 1988). Phytoplanktonexudate trugen zu 32 % zur bakteriellen Produktion bei, wie eine Literaturstudie aus tausenden Messungen von sowohl planktonischer Primärproduktion als auch bakterieller Produktion zeigte (Fouilland and Mostajir, 2010). Aufgrund der komplexen Beziehungen zwischen Mikroben und Algen ist es von Bedeutung deren Funktion und Fähigkeit, Kohlenstoff im aquatischen Ökosystem zurück zu halten, zu verstehen. Battin et al. (1999) zeigten die direkte Beziehung von Respiration und Immobilisation von DOC in Fließgewässern anhand von mikrobiellen Gemeinschaften, die sich an den Sediment-Wasser Grenzflächen von aquatischen Ökosystemen befanden. Diese sogenannten Biofilme sind natürliche, an Oberflächen anhaftende mikrobielle Gemeinschaften (bestehend aus z.B. Mikroben, Algen oder auch Pilzen) und sind eingebettet in eine extrapolymere Substanz (Battin et al., 1999). Bevor das anstromige Grundwasser der Atmosphäre ausgesetzt wird, passiert es zuerst die anstromige Grenzschicht des Baggersees, wo es zur Nährstoff- und DOC-Aufnahme durch die mikrobiellen Gemeinschaften kommt. Nach dem Durchströmen der anstromigen Grenzschicht kommt es im Seewasser zu zahlreichen biogeochemischen Prozessen welche die Nährstoff- und DOC-Konzentrationen entlang des Grundwasserströmungsgradienten weiter verändern. Zahlreiche Studien zeigten die Unterschiede der Zusammensetzung von Seewasser im Vergleich zum anstromigen Grundwasser (Alfreider et al., 2001, Hagerthey and Kerfoot, 1998, Vanek, 1987).

Es ist von Bedeutung, dass aufgrund von Veränderungen der chemischen Zusammensetzung des Seewassers bzw. der Zusammensetzung oder Konzentration von Nährstoffen und DOC direkte Auswirkungen auf die aquatischen Lebensgemeinschaften vorkommen können. In weiterer Folge kann dies Auswirkungen auf den Seemetabolismus und das Retentionsvermögen bzw. die Freisetzung von Nährstoffen und DOC haben. Zum Beispiel wurde festgestellt, dass ein erhöhter Grundwasserdurchfluss und die Veränderung der Nährstoffkonzentrationen in einem von Grundwasser gespeisten See signifikanten Einfluss auf die epibenthische Algenbiomasse und die räumliche Heterogenität hatten (Hagerthey and Kerfoot, 1998). Grundwasser ist eine Quelle für den Eintrag

von DOC und Nährstoffen, jedoch nicht nur in von Grundwasser gespeisten Seen, sondern auch in anderen aquatischen Ökosystemen wie Fließgewässern (Karlsson et al., 2006, Mladenov et al., 2007). Unsere Resultate zeigten den Trend steigender Kohlenstoffsinken mit zunehmendem Alter von Baggerseen und den Übergang von Nettoheterotrophie zu Nettoautotrophie (Abb. 56). Zum Beispiel stellten der jüngste Baggersee Pframa (1 Jahr) und der zweitjüngste Baggersee Grafenwörth (5 Jahre) eine geringe Quelle für DOC in das abstromige Grundwasser dar. Die älteren Baggerseen in Tillmitsch, Persenbeug und Hörsching mit einem entsprechenden Alter von 10, 17 und 28 Jahren zeigten eine hohe Produktion und gleichzeitig einen Abbau von Kohlenstoff im Seewasser (Tab. 60). Aufgrund sehr hoher Kohlenstoffkonsumationsraten, passte der See Persenbeug nicht in den Altersgradienten. Die Etablierung von Biofilmen und von pelagischen Gemeinschaften sowie Prozesse wie z.B. Kolmation und der Eintrag von nährstoffreichem Grundwasser in den See, beeinflussen im Wesentlichen dessen Eutrophierung. Manche dieser Prozesse stellen sich im Laufe der Zeit ein oder werden aufgrund des Alterungsprozesses der Seen stärker und führen mitunter zu erhöhten Seeresiduen (Abb. 56). Des Weiteren fanden wir einen signifikanten positiven Zusammenhang zwischen der Verweilzeit und den Seeresiduen. Die Nitratkonzentrationen im See und die DOC-Abstromkonzentrationen zeigten einen signifikanten negativen Zusammenhang mit der Verweilzeit. Daraus lässt sich schließen, dass der konstante Nitrat- und DOC-Eintrag durch das Grundwasser in die Baggerseen den Metabolismus speist und es zu einer starken Akkumulation von organischem Material kommt (Abb. 56).

Biogeochemische und ökologische Prozesse beeinflussen die Qualität und Quantität der Nährstoffe und des Kohlenstoffs im Baggersee. Deshalb stellten wir die Frage, ob sich Verfügbarkeit und Zusammensetzung der Nährstoffe und des Kohlenstoffs auf die physiologischen Profile der mikrobiellen Gemeinschaften an den Grenzflächen auswirken. Die Resultate der vorliegenden Studie zeigten, dass die physiologischen Profile an den anstromigen Grenzflächen von denen der abstromigen Grenzflächen unterschiedlich waren. Die mikrobiellen Gemeinschaften konnten die vorhandenen Substrate optimal nutzen, waren jedoch entsprechend ihrer Lage an der anstromigen bzw. der abstromigen Grenzfläche an unterschiedliche Substrate angepasst. Ein möglicher Grund hierfür dürfte die Veränderung der Nährstoff- und DOC-Konzentrationen vom Passieren der anstromigen Grenzflächen bis hin zum Durchströmen der abstromigen Grenzflächen sein. Die im See ablaufenden Prozesse

erhöhen, wie die aktuelle Studie zeigt, die DOC-Konzentration aber auch seine Zusammensetzung. Die Veränderung der Nitratkonzentrationen dürfte die physiologischen Profile an den anstromigen und abstromigen Grenzflächen beeinflussen. Eine Kovariation mit der DOC-Konzentration ist hier nicht auszuschließen. Nichtsdestotrotz führen die Resultate zum Schluss, dass Prozesse im See selber die Physiologie der mikrobiellen Gemeinschaften an den Unterwasserböschungen beeinflussen.

12 Seesedimente und Seebiota

Kurzfassung: Die gemessenen physikalisch-chemischen Parameter (Wassertemperatur, gelöster Sauerstoff, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit und Chlorophyll-a) zeigten, dass alle untersuchten Baggerseen in der Regel gut durchmischt und sauerstoffreich waren. Durch höhere biologische Aktivität im Sommer sanken die Sauerstoffkonzentrationen leicht mit zunehmender Tiefe, während die Chlorophyll-a Konzentrationen leicht anstiegen. Die biochemische Qualität der Nahrungskette (Algen bis Zooplankton) war in allen Seen hoch und mit Seen guter Wasserqualität gleichzusetzen.

Biomarker werden in der Seesedimentforschung verwendet, um Änderungen der biochemischen Zusammensetzung festzustellen. Die Signatur der stabilen Isotope von Kohlenstoff gibt hierbei einen Richtwert für die Kohlenstoffherkunft an. Die Isotopensignatur ($\delta^{13}\text{C}$) des organischen Materials zeigte, dass bei älteren Baggerseen dieses vorwiegend see-intern erzeugt wurde (z.B. Algen, Makrophyten, Bakterien), bei den jüngsten Baggerseen bestand die organische Materie aus see-internem sowie terrestrischem Material.

Mikrocystin (MC) wurde als Variante MC_{LR} (Mikrocystin mit Leucin und Arginin) gemessen. Die Internationale Weltgesundheitsbehörde (WHO) gibt als Gefährdungspotential für die menschliche Gesundheit eine MC_{LR} -Konzentration von 1 $\mu\text{g/l}$ an. Die gemessenen MC_{LR} -Konzentrationen in den Seesedimenten und im Seston waren weit unter gesundheitsgefährdenden Konzentrationen. Im See- und Grundwasser konnte kein Mikrocystin nachgewiesen werden. Da Mikrocystin schnell abgebaut wird, kann nicht ausgeschlossen werden, dass zu anderen Zeitpunkten möglicherweise höhere Konzentrationen vorlagen. Durch den raschen Abbau von Mikrocystin im Seewasser, den Grenzflächen und Seesedimenten durch Mikroorganismen ist es jedoch unwahrscheinlich, dass Mikrocystin in toxischen Konzentrationen in das abstromige Grundwasser gelangt.

Schwermetalle zeigten unbedenkliche, geringe Konzentrationen und keine vertikale Akkumulation in den Seesedimenten. Untersuchungen von Biomarkern in Sedimentschichten ($\delta^{13}\text{C}$, C/N und Fettsäuren) wiesen darauf hin, dass alle untersuchten Sedimente stabil waren und keiner wind-induzierten Durchmischung unterlagen.

12.1 Resultate der Multisonden-Messungen der Wassersäulen

Die Abbildungen Abb. 59 bis Abb. 62 zeigen Tiefenprofile der Messungen aller 5 Baggerseen (April, Juli, September, Dezember 2009). An allen 3 Probenahmestellen wurden Temperatur, pH-Wert, Leitfähigkeit, gelöster Sauerstoff, und Chlorophyll-a gemessen. Im April konnte gelöster Sauerstoff aufgrund technischer Mängel der Messsonde nicht bestimmt werden, jedoch wurden Seewasserproben aus verschiedenen Tiefen durch geschlossene Wasserschöpfer („Schindler Trap“) genommen und die O₂ Konzentrationen bestimmt. Zur Zeit dieser Frühjahrsbeprobung waren alle so entnommenen Wasserproben oxisch (> 2 mg/l).

Frühlingskampagne

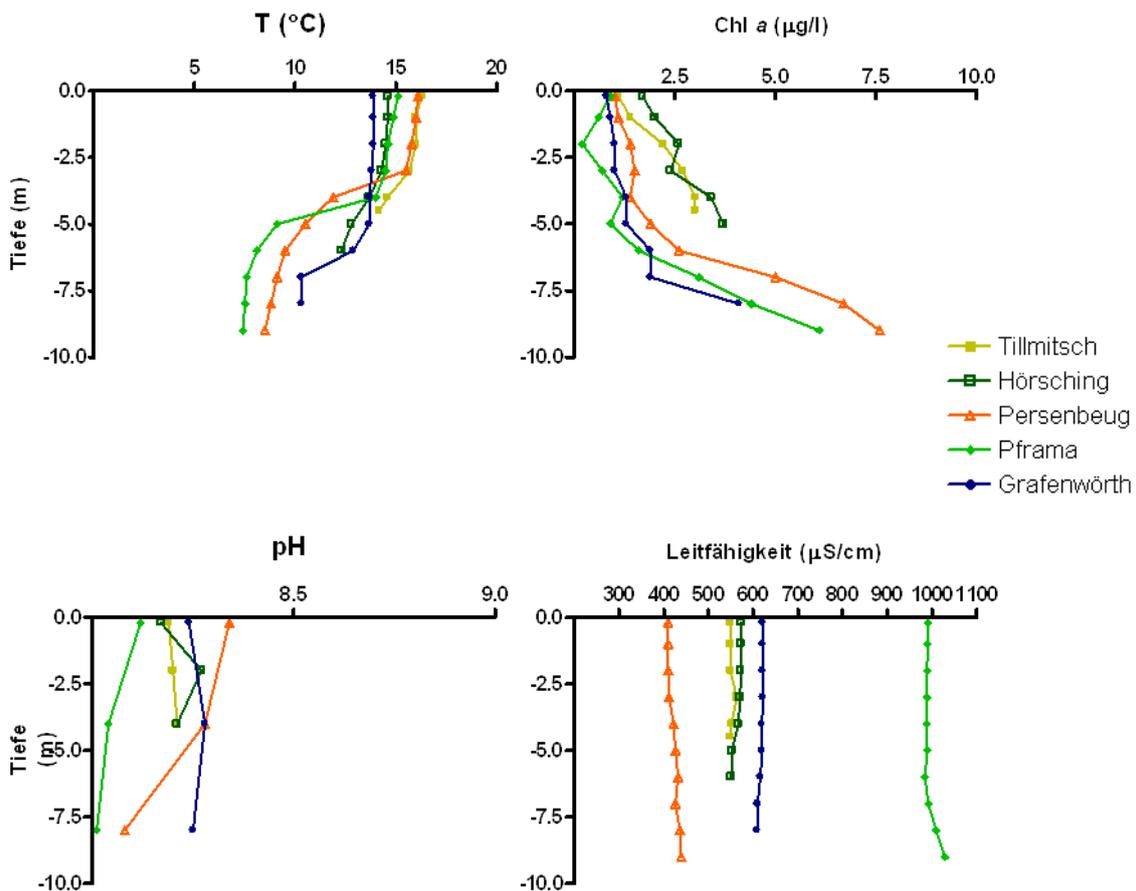


Abb. 59: Multisonden-Messungen an den tiefsten Stellen der Seen. Temperatur, Chlorophyll a, pH-Wert und Leitfähigkeit des Wassers der Baggerseen, April 2009

Tab. 63: Sichttiefe (Secchi-Tiefe) – April 2009

Baggerseen	Secchitiefe (m)
Tillmitsch	1.80
Hörsching	3.80
Persenbeug	2.50
Pframa	2.20
Grafenwörth	2.50

Die Temperaturprofile (Abb. 59) zeigen, dass die Seen (mit Ausnahme des Baggersees Tillmitsch) bereits im April thermisch stratifiziert waren. Wie erwartet und konsistent mit anderen Seen kann festgestellt werden, dass mit zunehmender Tiefe der Seen auch die Thermokline ausgeprägter war (siehe Pframa und Grafenwörth).

Die pH-Werte bewegten sich in allen Seen zwischen 8,0 und 8,4 und sind vergleichbar mit Seen der Kalkalpen. Die elektrische Leitfähigkeit ist in allen Seen unterschiedlich. Die geringsten Werte wurden im Baggersee Persenbeug (Mittelwert: 418 $\mu\text{S}/\text{cm}$) gemessen. Die Baggerseen Tillmitsch (Mittelwert: 553 $\mu\text{S}/\text{cm}$) und Hörsching (556 $\mu\text{S}/\text{cm}$) zeigten sehr ähnliche Werte. Grafenwörth hat eine durchschnittliche elektrische Leitfähigkeit von 616 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und der jüngste Baggersee, Pframa, hatte die höchste Leitfähigkeit mit 991 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Die Leitfähigkeitswerte waren in der Wassersäule aller Baggerseen homogen verteilt.

Die Chlorophyll-a Konzentrationen sind ein Indikator für Algenbiomasse und waren in allen Baggerseen $< 8 \mu\text{g}/\text{l}$. Die gemessenen Chlorophyll-a Konzentrationen im April weisen auf oligo-mesotrophe Baggerseen hin. Allerdings ergaben Beobachtungen während der Probenahmen, dass sich bereits im April filamentöse Cyanobakterien ausprägten. Es gab keine Unterschiede der Chlorophyll-a Konzentrationen bei der Messung durch die YSI Sonden (Yellow Springs Instruments™; <http://www.ysi.com/productsdetail.php?6920-V2-3>) bzw. der photometrischen Bestimmung im Labor.

Alle Seen wurden auf Sichttiefe geprüft, welche ein Maß der Lichtverfügbarkeit für Photosynthese ist.

Sommerkampagne

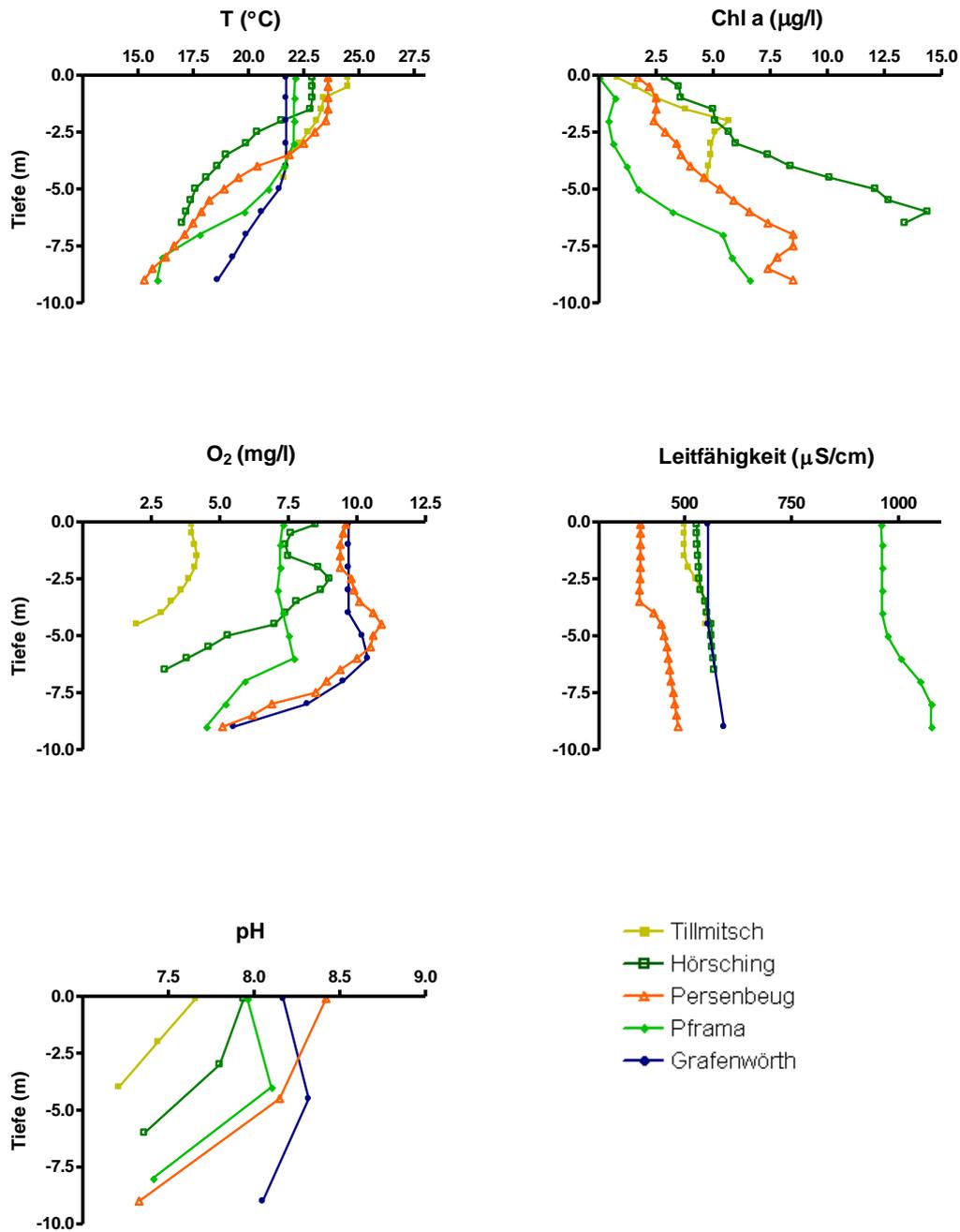


Abb. 60: Multisonden-Messungen an den tiefsten Stellen der Seen. Temperatur, Chlorophyll-a, pH-Wert, gelöster Sauerstoff und Leitfähigkeit des Wassers der Baggerseen, Juli 2009

Tab. 64: Sichttiefe (Secchi-Tiefe) – Juli 2009

Baggerseen	Secchitiefe (m)
Tillmitsch	2.2
Hörsching	1.8
Persenbeug	2.2
Pframa	2.5
Grafenwörth	3

Während des Sommers erreichten die Wassertemperaturen an der Oberfläche der Baggerseen 21-27 °C. Das Wassertemperaturprofil fiel mit der Tiefe der Seen auf ein Minimum von 15 °C, womit wir wie bereits im April eine thermische Schichtung in den tiefen Bereichen der Seen feststellen konnten.

Die Algenproduktion der Seen im Sommer, gemessen am Chlorophyll-a, nahm mit der Tiefe der Seen zu. Verglichen mit den Werten von April, stiegen die Chlorophyll-a Konzentrationen in den Seen im Sommer an. Alle Seen, mit Ausnahme von Hörsching, hielten ihre Chlorophyll-a Maxima unter 10 µg/l.

Trotz steigender Chlorophyll-a Konzentrationen im Juli konnten in allen Tiefen und Seen oxische Verhältnisse nachgewiesen werden ($> 2 \text{ mg/l O}_2$), obwohl sich die O_2 -Konzentrationen sich generell mit zunehmender Tiefe verringerten.

Die Leitfähigkeit als Maß der Ionenkonzentration war in allen Seen unterschiedlich und stieg oberhalb der Sedimente leicht an. Die Messdaten von Juli zeigten nur geringe Unterschiede der Leitfähigkeitswerte verglichen mit Messungen von April. Auch im Juli hatte Pframa die höchsten LF-Werte (1086 µS/cm) und Persenbeug die geringsten (393 µS/cm). Tillmitsch, Hörsching und Grafenwörth hatten ähnliche elektrische Leitfähigkeitswerte zwischen 500 und 600 µS/cm. Ähnlich wie im April sanken die pH-Werte aller Seen (7.5 – 8.5) leicht mit der Tiefe und dem sinkenden O_2 -Gehalt der Seen im Juli.

Herbstkampagne

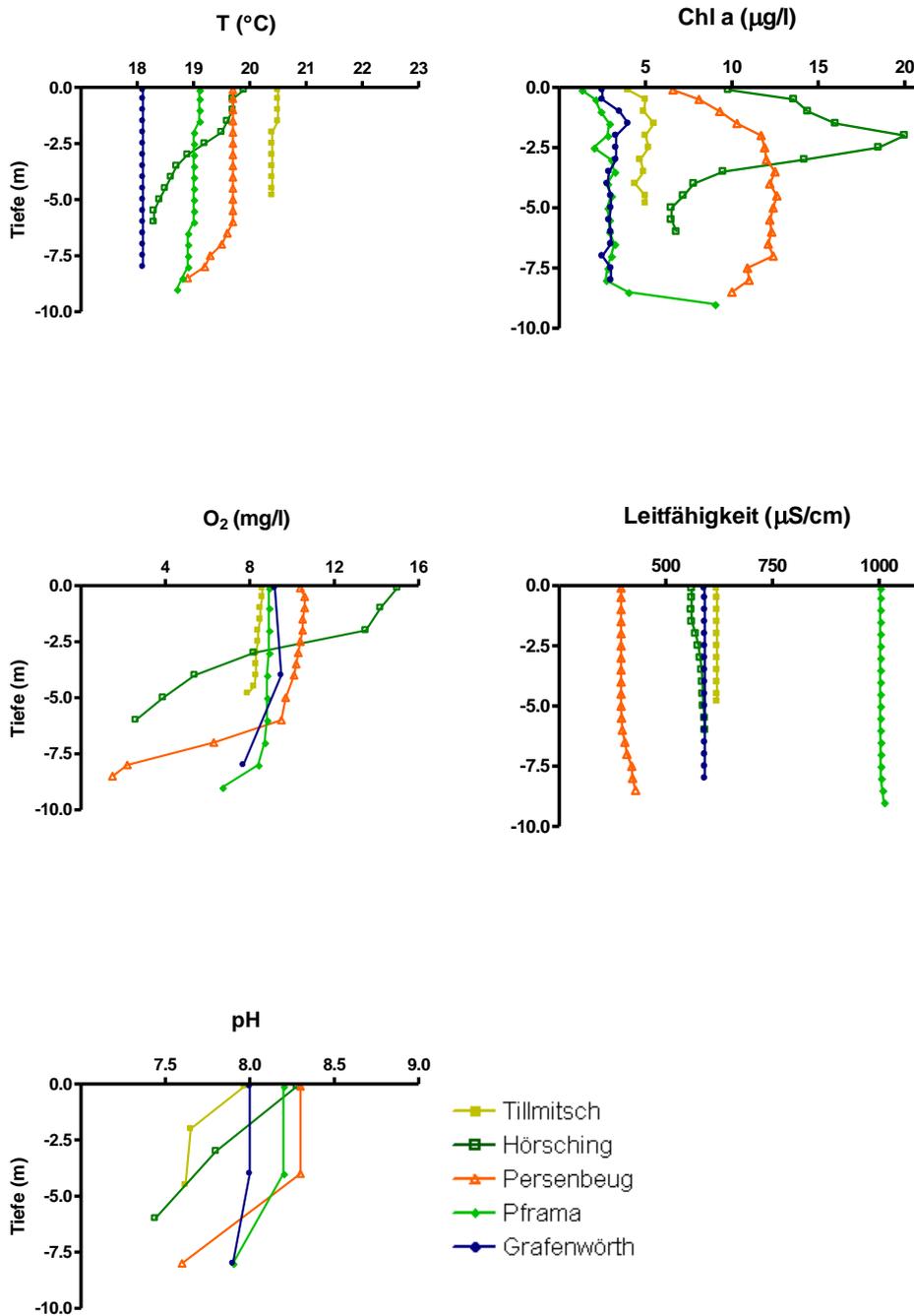


Abb. 61: Multisonden-Messungen an den tiefsten Stellen der Seen. Temperatur, Chlorophyll-a, pH-Wert, gelöster Sauerstoff und Leitfähigkeit des Wassers der Baggerseen, September 2009.

Tab. 65: Sichttiefe (Secchi-Tiefe) – September 2009

Baggerseen	Secchitiefe (m)
Tillmitsch	0.75
Hörsching	1
Persenbeug	1.1
Pframa	1.6
Grafenwörth	1.9

Verglichen mit Juli, fielen im September die Wassertemperaturen an der Seeoberfläche auf 18-21°C. Hörsching war der einzige Baggersee mit einem sinkenden Temperaturprofil, alle anderen Seen zeigten bereits im September einheitliche Temperaturen über die gesamte Tiefe.

Die Algenproduktivität der Seen im Herbst, gemessen an Chlorophyll-a Konzentrationen, war von See zu See stark unterschiedlich. Nur Persenbeug und Hörsching zeigten steigende Chlorophyll-a -Profile unterhalb der Seeoberfläche. In allen anderen Seen lagen die Chlorophyll-a Konzentrationen unter 5 µg/l. Diese unterschiedlichen Chlorophyll-a Konzentrationen zeigen, dass Nährstoffe in Pframa, Grafenwörth und Tillmitsch für Algenproduktion im September noch verfügbar waren, während diese in Persenbeug und Hörsching von den Algen bereits aufgebraucht waren.

Die O₂-Konzentrationen waren generell in allen Seen sehr hoch (8-12 mg/l) mit Ausnahme der tiefsten Stelle in Persenbeug und Hörsching, wo knapp oberhalb der Sedimente eine Konzentration um 2 mg/l gemessen wurde.

Es wurden kaum saisonale Unterschiede der Leitfähigkeitsdaten in den Seen festgestellt. Pframa hatte auch im September die höchste Ionenkonzentration im See, Persenbeug die geringste. Auch die pH-Werte sind ähnlich wie jene im April und Juli.

Winterkampagne

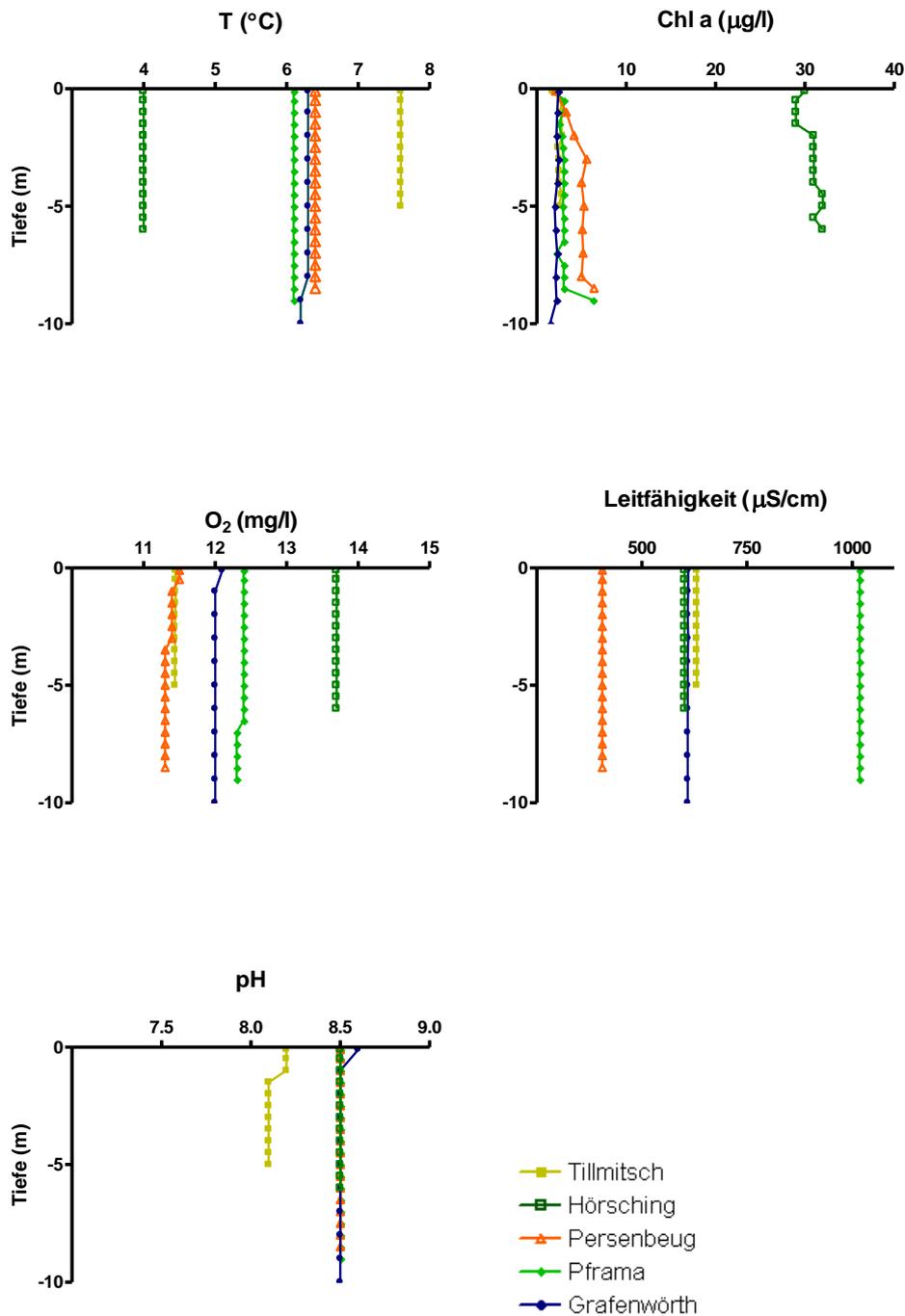


Abb. 62: Multisonden-Messungen an den tiefsten Stellen der Seen. Temperatur, Chlorophyll-a, pH-Wert, gelöster Sauerstoff und Leitfähigkeit des Wassers der Baggerseen, Dezember 2009.

Tab. 66: Sichttiefe (Secchi-Tiefe) – Dezember 2009

Baggerseen	Secchitiefe (m)
Tillmitsch	2.5
Hörsching	0.75
Persenbeug	2.50
Pframa	2
Grafenwörth	3.5

Die Messdaten vom Dezember zeigen deutlich, dass alle Baggerseen gut durchmischt waren. Temperatur, Chlorophyll-a, gelöster Sauerstoff, Leitfähigkeit sowie pH-Werte zeigen stabile Werte von der Wasseroberfläche bis zum Grund der Seen.

Die Wassertemperaturen schwankten am Messtag im Dezember zwischen von 4-8 °C, wobei Hörsching bereits auf 4 °C abgekühlt war, während die Wassertemperatur in Tillmitsch zu diesem Zeitpunkt noch bei 8 °C lag. Chlorophyll-a Konzentrationen waren mit < 5 µg/l sehr niedrig mit Ausnahme von Hörsching, wo sehr hohe Chlorophyll-a Konzentrationen gemessen wurden (≈30 µg/l). Die hohen Chlorophyll-a Konzentrationen in Hörsching sind durch erhöhten Nährstoffeintrag über das Grundwasser (90 µg/l P-PO₄³⁻; siehe Anhang **B**), bzw. durch Nährstoffresuspension aus den Sedimenten während der Seedurchmischung bedingt.

Alle Seen waren sehr gut mit Sauerstoff durchmischt (11-14 mg/l). Die elektrische Leitfähigkeit war auch im Dezember ähnlich den Messungen im April, Juli und September, mit den höchsten Konzentrationen in Pframa und den geringsten in Persenbeug.

Die pH-Werte stiegen im Dezember auf 8,2 bis zu 8,5 an (Tillmitsch).

12.2 Saisonale Veränderungen von Seewassertemperatur, Chlorophyll-a, gelöstem Sauerstoff, elektrischer Leitfähigkeit und pH-Wert in Baggerseen

Im Anhang C werden saisonale Veränderungen von Seewassertemperatur, Chlorophyll-a, gelöstem Sauerstoff, elektrischer Leitfähigkeit und pH-Wert der einzelnen Baggerseen graphisch dargestellt. Die elektrische Leitfähigkeit ist von See zu See unterschiedlich und nimmt in Tillmitsch, Hörsching und Pframa gegen Ende des Jahres zu. Bei den anderen beiden Seen (Persenbeug und Grafenwörth) ist keine saisonale Schwankung der elektrischen Leitfähigkeit erkennbar. Die Sauerstoffkonzentrationen sind im Juli sowie September am geringsten und steigen im Dezember deutlich an. Die Chlorophyll-a Konzentrationen steigen von April bis Juli und sinken von September bis Dezember in allen Seen ab. Diese jahreszeitlichen Schwankungen werden auch in natürlichen Seen beobachtet. Die pH-Werte sind in allen Seen das ganze Jahr über leicht alkalisch (7.5 – 8.5). Die höheren pH-Werte an der Oberfläche der Seen können zum einen mit der erhöhten biogenen Entkalkung in diesen Bereichen einhergehen, oder durch eine bevorzugt bodennahe Durchströmung des Sees mit kühlerem Grundwasser bedingt werden.

12.3 Primärproduktion

Die Primärproduktion wurde im September und Dezember 2009 gemessen (Winkler Methode). Aufgrund nicht signifikanter Unterschiede zwischen Brutto- und Nettoprimärproduktion waren die Ergebnisse nicht aussagekräftig. Die Ergebnisse sind im Anhang J verzeichnet.

12.4 Mikrocystin in Baggerseen

Erhöhte Nährstoffzufuhr (i.d.R. Phosphat) bewirkt erhöhtes Pflanzenwachstum in Seen und steigert die Produktion von Algen. Steigende Algenproduktion kann gleichzeitig eine Erhöhung der Planktonbiomasse und eine Verringerung der Sauerstoffkonzentrationen bewirken, was wiederum zu Fischsterben führen kann (Rondel et al. 2008). Mit steigender Nährstoffzufuhr (Eutrophierung von Baggerseen) bilden sich oft Cyanobakterien, die Mikrocystine produzieren können (Chen et al. 2003; Ibelings et al. 2003) und, abhängig von deren Konzentrationen, im Trinkwasser toxisch auf Menschen wirken können ($> 1 \mu\text{g/l}$; WHO 1998) (Backer 2002; Funari &

Testai 2008). Weltweit ist das Cyanotoxin Mikrocytin für Trinkwasserverunreinigung bedeutend, welches Leberschäden, Haut- und Augenirritationen verursachen kann.

Tab. 67: Mikrocytin-Konzentrationen in Baggerseen während des Untersuchungszeitraums (April, Juli, September, Dezember 2009, November 2010). k.T.v.=kein Trockengewicht verfügbar, n.n.=nicht nachweisbar.

Proben	ng MC _{LR} /L	ng MC _{LR} /g
Seewasser		
Seewasser	n.n.	-
Seston (< 1,2µm)	0-23	k.T.v.
Seston (1,2-30µm)	0-30,5	0-9000
Zooplankton (> 500µm)	-	0-700
Sedimentprofile		
0-15 cm		0-22
Grundwasser		
Partikel (> 1,2 µm) anstromig	n.n.	n.n.
Partikel (> 1,2 µm) abstromig	n.n.	n.n.
Grundwasser anstromig	n.n.	-
Grundwasser abstromig	n.n.	-

In dieser Studie wurden MC_{LR}-Konzentrationen im Grundwasser, Seewasser und in Seesedimenten als potentielles Risiko durch Toxinbelastung für das abstromige Grundwasser untersucht (siehe Anhang **K**).

Die zu beantwortenden Fragen waren:

1. Welche Rolle spielen Baggerseen für das Vorkommen von Cyanotoxinen (Mikrocytin)?
2. Wie beeinflussen Nährstoffeinträge Mikrocytinkonzentrationen in Baggerseen?
3. Wie beeinflusst das Alter von Baggerseen Mikrocytinkonzentrationen?
4. Wird abstromiges Grundwasser durch Mikrocytin verunreinigt?

Zusammenfassend wird festgestellt, dass in den untersuchten Baggerseen kein Mikrocytin (MC_{LR}) im Seewasser, sowie im abstromigen Grundwasser nachgewiesen werden konnte.

Es ist wissenschaftlich noch nicht eindeutig geklärt, unter welchen Voraussetzungen MC_{LR} von Cyanobakterien produziert wird (Orr & Jones 1998; Oh *et al.* 2000; Long *et al.* 2001). Es wurde daher untersucht, in welchen Bereichen der Baggerseen

(Wasser, Wasserbiota, Sedimente, Grundwasser) MC_{LR} vorkommt und wie sich MC_{LR} -Konzentrationen jahreszeitlich unterscheiden. Cyanobakterien und deren Mikrocytinkonzentrationen wurden auch in Sedimenten analysiert, da durch windinduzierte Durchmischung Mikrocytin in den Wasserkörper gelangen könnte. Diese Untersuchungen waren notwendig, denn in Sedimenten wurde MC_{LR} von aktiven Cyanobakterien gefunden (Latour et al. 2007).

12.4.1 Mikrocytinkonzentrationen in Sedimenten der Baggerseen

Abb. 63 zeigt, dass die höchsten MC_{LR} -Konzentrationen in den Baggerseen Pframa und Persenbeug festgestellt wurden (15-20 ng MC_{LR}/g), doch weit unter Konzentrationen liegen, die bei Menschen toxische wirken können ($> 1 \mu g/l$). Diese geringen Konzentrationen von MC_{LR} zeigen, dass Sedimente keine bedeutende Quelle von MC_{LR} für die Wassersäule sind.

Es konnte kein Zusammenhang zwischen Bakterien in Sedimenten (bakterielle Fettsäuren als Indikatoren für Gesamtbakterien) und MC_{LR} -Konzentrationen (Abb. 64) festgestellt werden.

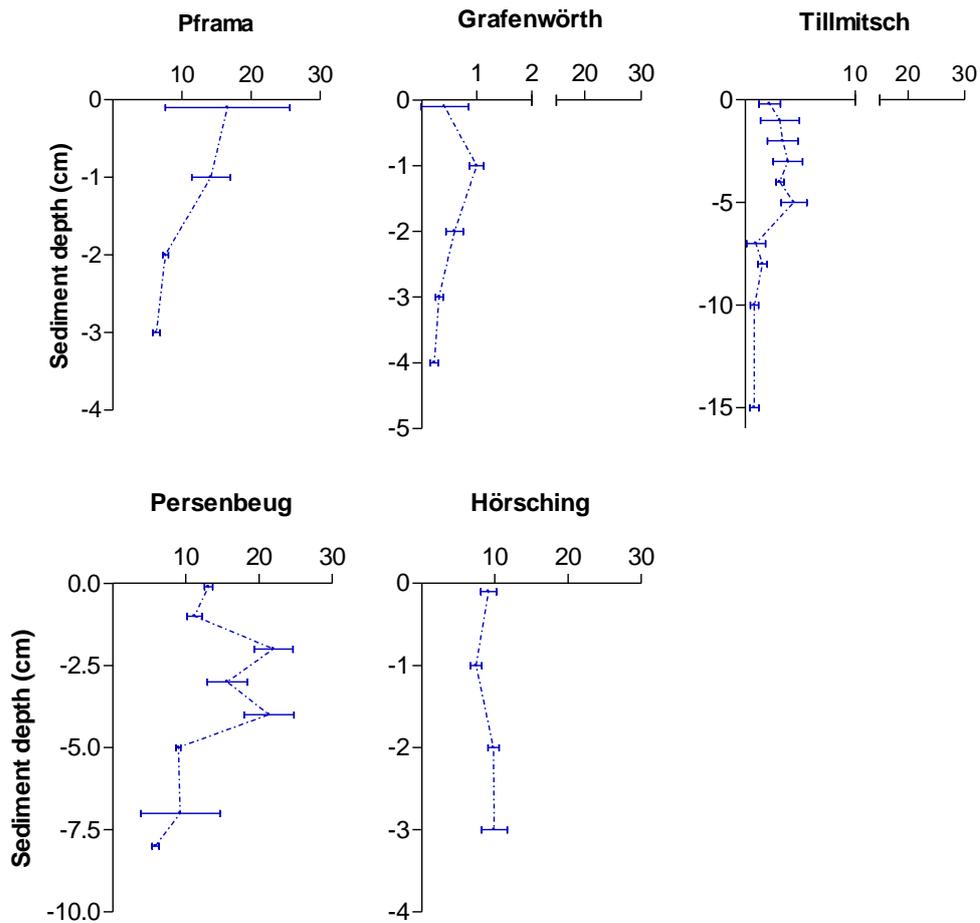


Abb. 63: MC_{LR}-Konzentrationen in Sedimenten (ng/g Trockengewicht) der 5 Baggerseen.

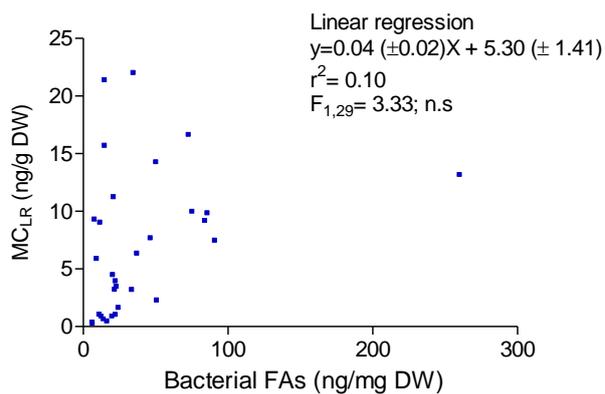


Abb. 64: Zusammenhang zwischen Bakterien in Sedimenten (bakterielle Fettsäuren als Indikatoren für Gesamtbakterien) und MC_{LR}-Konzentrationen.

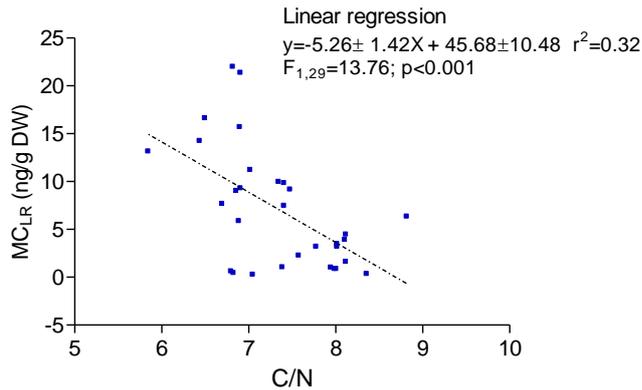


Abb. 65: MC_{LR}-Konzentrationen als Funktion der biochemischen Sedimentzusammensetzung von Kohlenstoff (C) zu Stickstoff (N).

MC_{LR}-Konzentrationen sinken signifikant mit steigendem C/N-Verhältnis in Sedimenten (Abb. 65). Geochemisch betrachtet deutet das steigende C/N-Verhältnis in Sedimenten höhere Anteile von terrestrischer, wenig labiler Substanz an. MC_{LR}-Konzentrationen in Sedimenten steigen mit labiler Sedimentsubstanz (vorwiegend Algenmaterial im Sediment), was bedeutet, dass Cyanobakterien mit steigender Algenbiomasse im See verstärkt vorkommen. Es ist jedoch darauf hinzuweisen, dass in keinem der untersuchten Seen MC_{LR}-Konzentrationen im Wasser (ohne Partikel) gemessen wurde. Selbst MC_{LR}-Konzentrationen in Partikeln (Seston bis 30 µm: 30 ng/l; Tab. 67) lagen weit unter jenen Werten, die in Trinkwasser von der WHO als gesundheitsgefährdend bewertet werden (> 1 µg/l).

Algenbiomasse (Chlorophyll-a) sowie deren Varianz nehmen mit steigendem Alter der untersuchten Baggerseen zu (Abb. 66). Obwohl steigende Algenbiomasse durch steigende Nährstoffkonzentrationen bewirkt wird (Lampert und Sommer 1999), wurde kein Zusammenhang zwischen Algen der untersuchten Baggerseen und MC_{LR}-Konzentrationen festgestellt (Abb. 67).

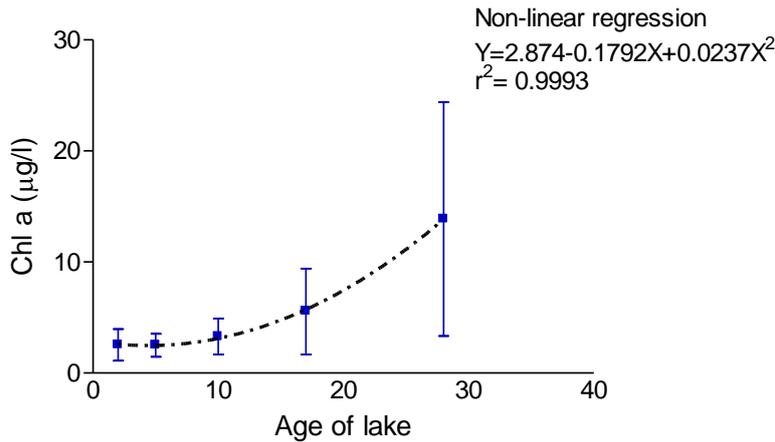


Abb. 66: Zusammenhang zwischen Alter der Baggerseen und Chlorophyll-a (Indikator für Algenbiomasse)

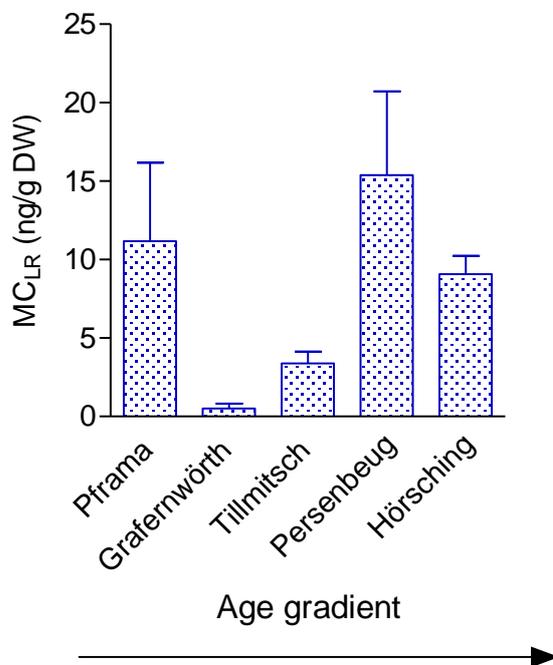


Abb. 67: MC_{LR} (ng/g Trockengewicht) in den untersuchten Baggerseen als Funktion des Alters der Baggerseen (age gradient).

12.4.2 Mikrocystin-Konzentrationen im Plankton (Futter für Friedfische)

Während der Beprobung aller Baggerseen (April, Juli, September, Dezember 2009) wurde kein MC_{LR} im Seewasser oder Grundwasser nachgewiesen. Seston (Mikroorganismen < 30 µm bilden die Nahrungsgrundlage von Zooplankton, das wiederum von Fischen gefressen wird) hatte geringe MC_{LR}-Konzentrationen (< 30 ng/l, Abb. 68 oder < 10 ng/mg, Abb. 69 und Abb. 70), die im Baggersee Hörsching (September 2009) am „höchsten“ waren. Unterschiedliche MC_{LR}-

Konzentrationen des Sestons sind nicht abhängig vom Alter der Baggerseen (Abb. 71). Die höchsten MC_{LR} -Konzentrationen wurden im jüngsten (Pframa) sowie ältesten (Hörsching) Baggersee gemessen.

Zooplankton (Futter für Friedfische) hatte weniger Mikrocytin als Seston (bis zu 0.7 ng/mg MC_{LR} ; Abb. 72) und Sedimente nur bis zu 0.022 ng/mg MC_{LR} . Diese Konzentrationen sind sehr gering und stellen keine Beeinträchtigung für Wassertiere bzw. Menschen (Trinkwasser) dar.

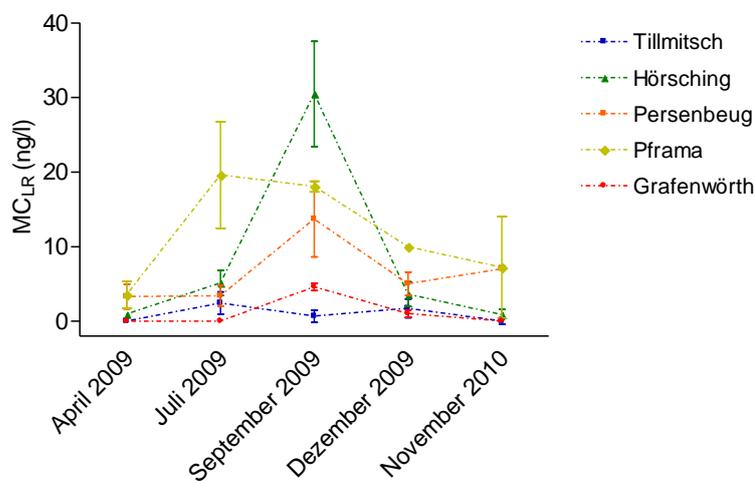


Abb. 68: MC_{LR} -Konzentrationen (ng/l MC_{LR}) im Seston der Baggerseen

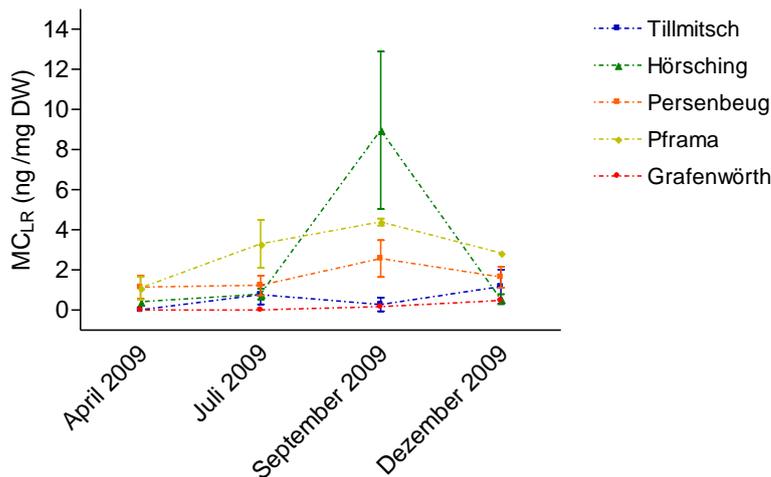


Abb. 69: MC_{LR} -Konzentrationen (ng/mg MC_{LR} Trockengewicht) im Seston der Baggerseen

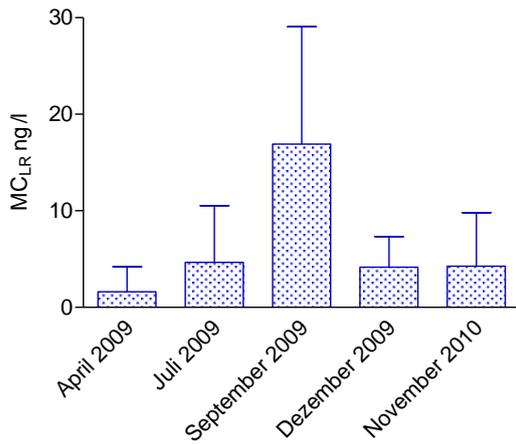


Abb. 70: MC_{LR}-Konzentrationen (kumulierte, saisonale Darstellung; ng/l) in allen untersuchten Baggerseen.

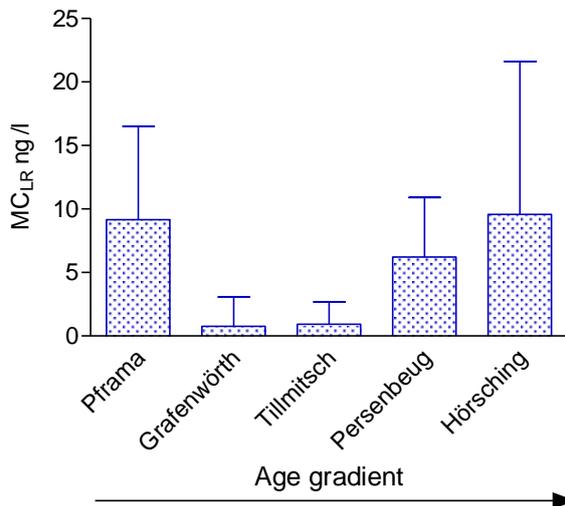


Abb. 71: Gesamte MC_{LR}-Konzentrationen (ng/l) in den untersuchten Baggerseen.

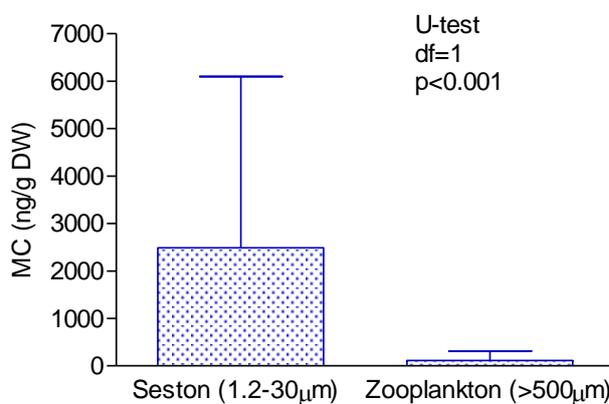


Abb. 72: MC_{LR}-Konzentrationen (ng/g Trockengewicht) im Seston und Zooplankton der untersuchten Baggerseen.

12.5 Seesedimente

Seesedimente sind Ablagerungsmaterial von externem Eintrag (terrestrische Herkunft) und seeeigener Produktion (Algen, Bakterien, Zooplankton, etc.). Sedimente in Baggerseen können eine Senke für Nähr- und Schadstoffe sein, aber diese auch in die Wassersäule rüchlösen, womit Nähr- und Schadstoffe folglich vom Sediment in das Grundwasser gelangen könnten.

12.5.1 Rücklösung von Phosphat aus Seesedimenten

Der Eintrag von Phosphat in das System sowie die mögliche Rücklösung aus dem Sediment und der seeinterne Phosphatkreislauf bestimmen u.a. die Produktivität des Gewässers. Phosphor wird sehr schnell von Primärproduzenten aufgenommen. Die P-Konzentration im Porenwasser der Sedimente ist meist um mehrere Größenordnungen höher als im Seewasser. Phosphat kann nicht nur im Seesediment zurückgehalten, sondern auch aus diesem zurück gelöst werden. Eine wichtige Rolle für den Rückhalt von Phosphat haben dreiwertige Eisen(oxi)-hydroxide. Phosphat wird sehr effektiv an diese oxischen Eisenphasen adsorbiert und zurückgehalten. Bei einer Reduktion dieser Eisenoxide wird Phosphat freigesetzt und in den Kreislauf zurückgeführt. Dies findet ab einer Sauerstoffkonzentration $< 0,1$ mg/l statt (Lampert und Sommer 1999). In den untersuchten Baggerseen konnte kein Austrag von Phosphat aus den Baggerseen in das Grundwasser beobachtet werden.

12.5.2 Biomarker in Seesedimenten (stabile Isotope des Kohlenstoffs und Fettsäuren)

Biomarker werden in der Seesedimentforschung verwendet, um Änderungen der biochemischen Zusammensetzung festzustellen. Die Signatur des stabilen Isotops des Kohlenstoffs ($\delta^{13}\text{C}$) ist ein Richtwert für die Herkunft. So deuten $\delta^{13}\text{C}$ -Signaturen von -24 bis -27 ‰ auf terrestrische Kohlenstoffherkunft, wohingegen $\delta^{13}\text{C}$ -Signaturen von -27 ‰ bis -50 ‰ seeinterner Kohlenstoffproduktion zugerechnet werden (Meyers & Ishiwatari 1993; Brenner et al. 1999; Meyers & Lallier-Verges

1999; Volkman et al. 2008; Waterson & Canuel 2008; Bechtel & Schubert 2009; Ishiwatari et al. 2009).

Das Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnis (C/N) in Sedimentkernen deutet ebenso auf die Herkunft des Sedimentmaterials hin. C/N Werte < 10 sind charakteristisch für Material, das seeintern produziert wurde, während C/N Werte > 20 auf terrestrische Herkunft hinweisen. Werte zwischen 10 und 20 weisen auf Materialmischung aus seeinterner und terrestrischer Herkunft hin (Meyers & Ishiwatari 1993).

Letztlich werden auch Fette (Lipide) für die Bestimmung der Sedimentherkunft analysiert. Die unterschiedliche biochemische Zusammensetzung von Fetten in Bakterien und Algen sowie von terrestrischen Fetten ermöglicht es festzustellen, aus welchen dieser Bestandteile Sedimente bestehen. Diese Methode ist für die Evaluierung der Stabilität der Sedimentschichten sehr informativ, da aus einer Vielzahl von Seestudien (natürliche, tiefe Seen) bekannt ist, wie bakterielle Fette, Algenfette und terrestrische Fette in stabilen Seesedimenten vertikal verteilt sind (Meyers & Ishiwatari 1993; Volkman et al. 2008; Budge et al. 2001; Meziane et al. 1997). In nicht-perturbierten Seesedimenten wird die biochemisch labile Algenaufgabe (ca. 0-5 cm Tiefe) von Bakterien degradiert. Man erkennt daher eine Abnahme der Algenfette (das sind mehrfach ungesättigte Fettsäuren) sowie der bakteriellen Fettsäuren (das sind vorwiegend gesättigte C15 und C17 Fettsäuren sowie deren iso- und anteiso-Homologe; z.B. Kainz et al. 2003) mit zunehmender Tiefe. Terrestrische Fette sind langkettige, gesättigte Fettsäuren mit mehr als 22 Kohlenstoffatomen in der Acylkette der Fettsäuren, wobei seeintern erzeugte Fette kürzerkettige Fettsäuren beinhalten. Das Fettsäurenverhältnis C24/C14 wird daher als Hinweis für die relative Veränderung von terrestrischen versus seeintern erzeugten Fettbiomarkern im Vertikalverlauf der Seesedimente verwendet (Meyers & Ishiwatari 1993).

12.5.3 Schwermetallkonzentrationen der Seesedimente

Folgende Schwermetalle wurden in den untersuchten Baggerseen gemessen: Al, Fe, Mn, Cd, Cr, Cu, Pb, Zn, und Ni. Es wurde die Frage untersucht, wie sich Schwermetallkonzentrationen im Vertikalprofil der Sedimente verändern und ob sie durch Sedimentdurchmischungen in die Wassersäule freigesetzt werden können.

Im Seesediment des Baggersees Tillmitsch (Abb. 73) lagen die Pb- und Cu-Konzentrationen unter der analytischen Nachweisgrenze (für Pb in den Sedimentabschnitten 0, 2, 4, 5 und 7 cm; für Cu im Sedimentabschnitt 5 cm). In den Seesedimenten der Baggerseen Pframa, Persenbeug und Grafenwörth waren Cd-Konzentrationen ebenfalls unterhalb der Nachweisgrenze. Grundsätzlich wird festgehalten, dass die gemessenen Schwermetallkonzentrationen geringer waren als diejenigen im Wassergütebericht Österreich für Flusssedimente (Philippitsch et al. 2004).

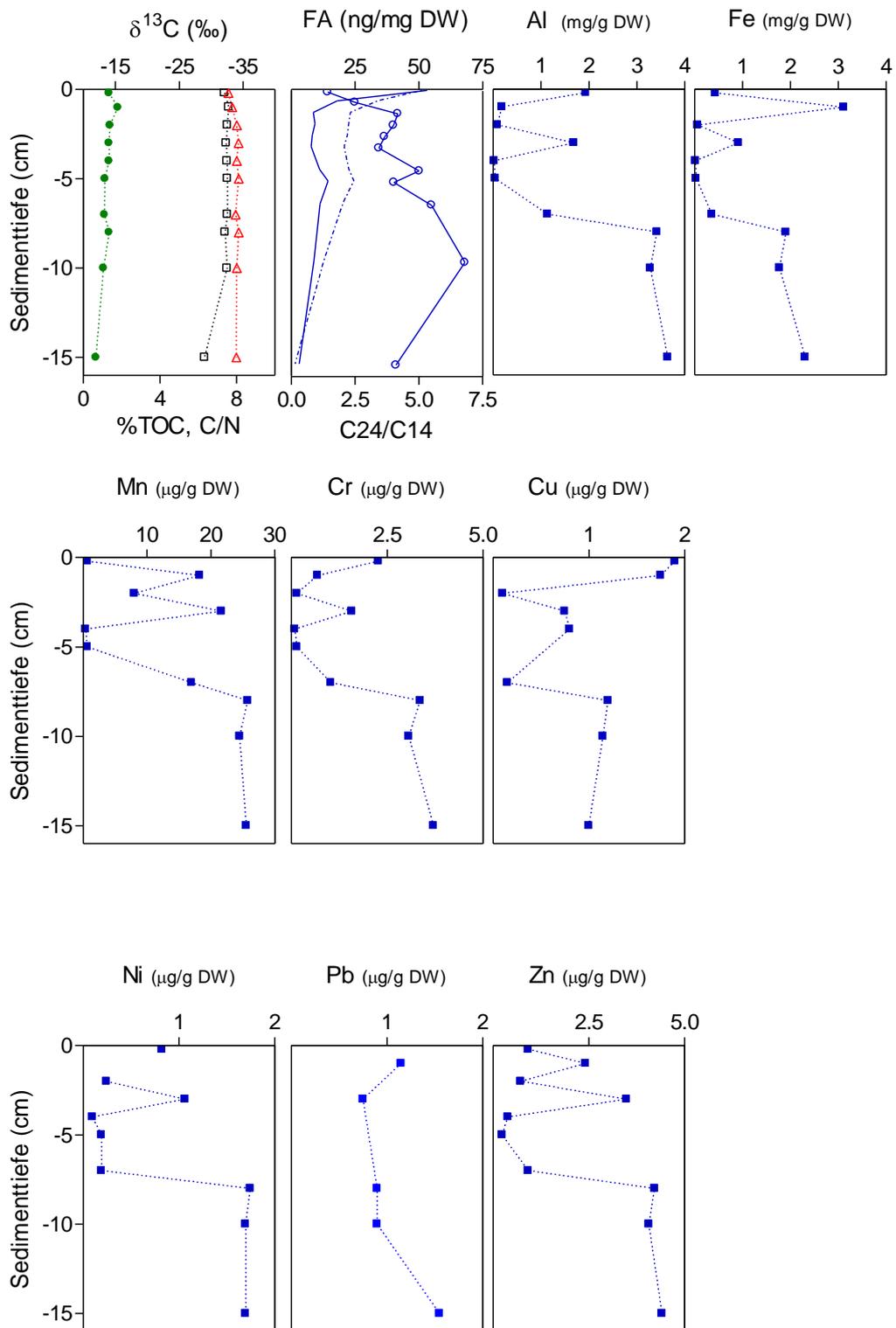


Abb. 73: Sedimente Baggersee Tillmitsch: Biochemische Zusammensetzung (--- %TOC; -△- C/N; -□- $\delta^{13}\text{C}$, -o- C24/C14, — Algenbiomarker; --- bakterielle Biomarker) sowie Schwermetallkonzentrationen. FA: Fettsäuren verwendet als Biomarker. C24/C14 verwendet als Biomarker für terrestrischen Eintrag (C24) und Eintrag von seeinternem Material wie Plankton (C14).

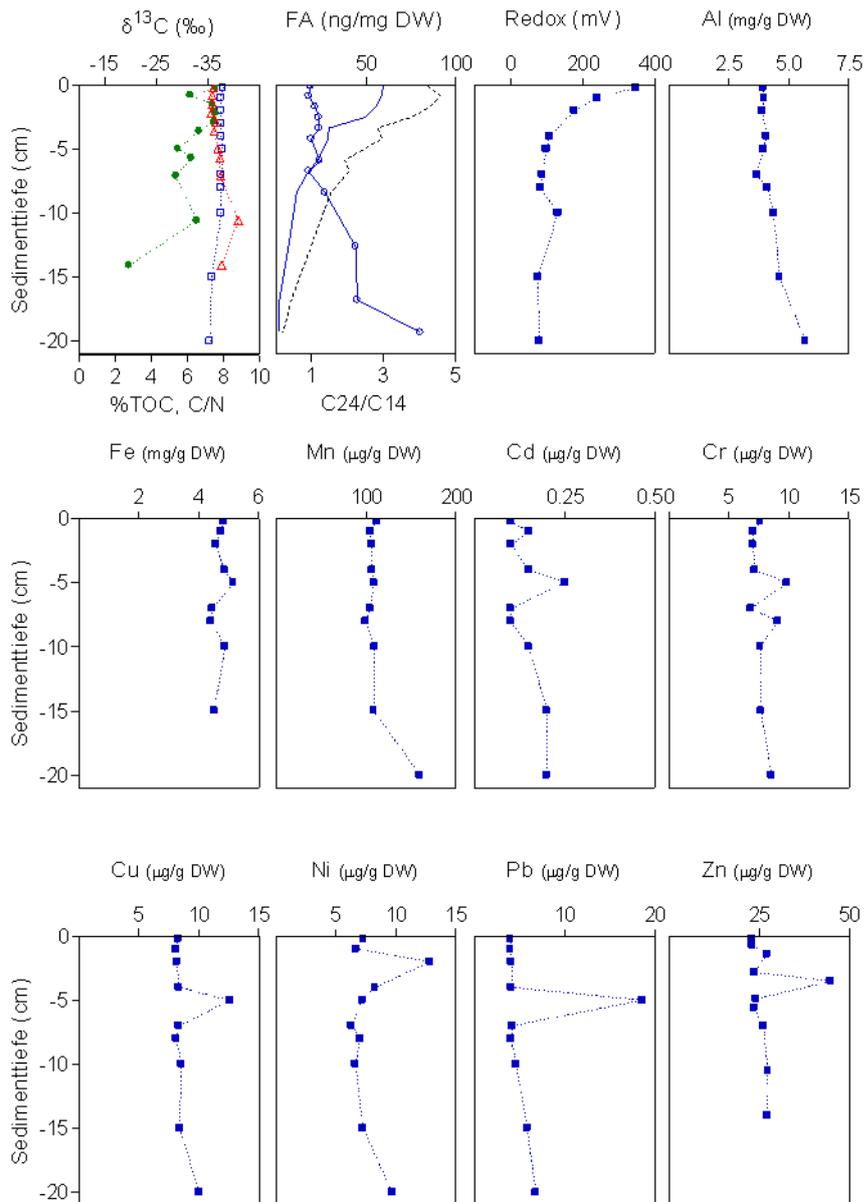


Abb. 74: Sedimente Baggersee Hörsching: Biochemische Zusammensetzung (····· %TOC; ···· C/N; ···· $\delta^{13}\text{C}$, ···· C24/C14, — Algenbiomarker; ···· bakterielle Biomarker), sowie Schwermetallkonzentrationen. FA: Fettsäuren verwendet als Biomarker. C24/C14 verwendet als Biomarker für terrestrischen Eintrag (C24) und Eintrag von seeinternem Material wie Plankton (C14).

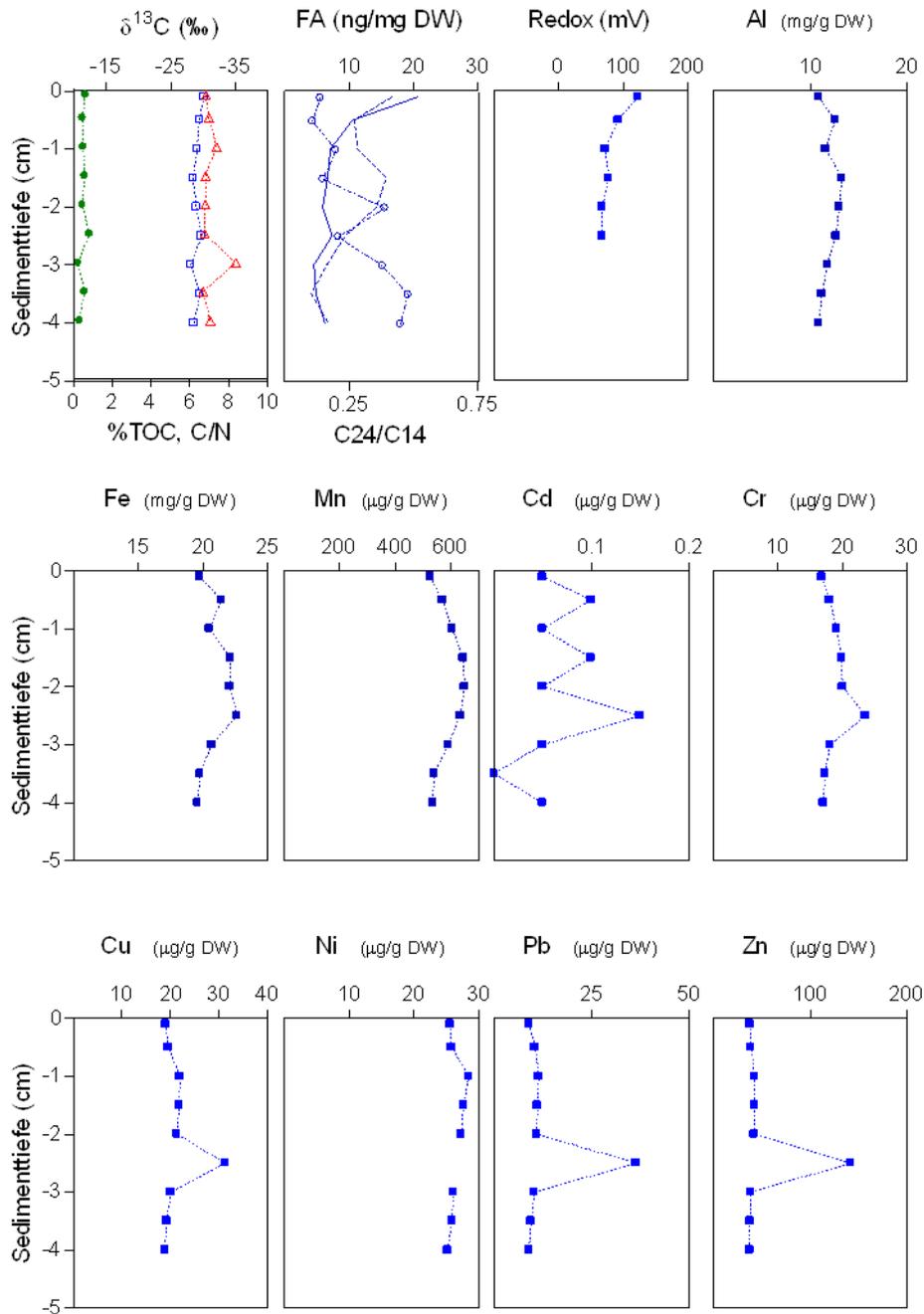


Abb. 75: Sedimente Baggersee Grafenwörth: Biochemische Zusammensetzung (····· %TOC; ···△·· C/N; ···□·· δ¹³C, ···○·· C24/C14, — Algenbiomarker; ····· bakterielle Biomarker), sowie Schwermetallkonzentrationen. FA: Fettsäuren verwendet als Biomarker. C24/C14 verwendet als Biomarker für terrestrischen Eintrag (C24) und Eintrag von seeinternem Material wie Plankton (C14).

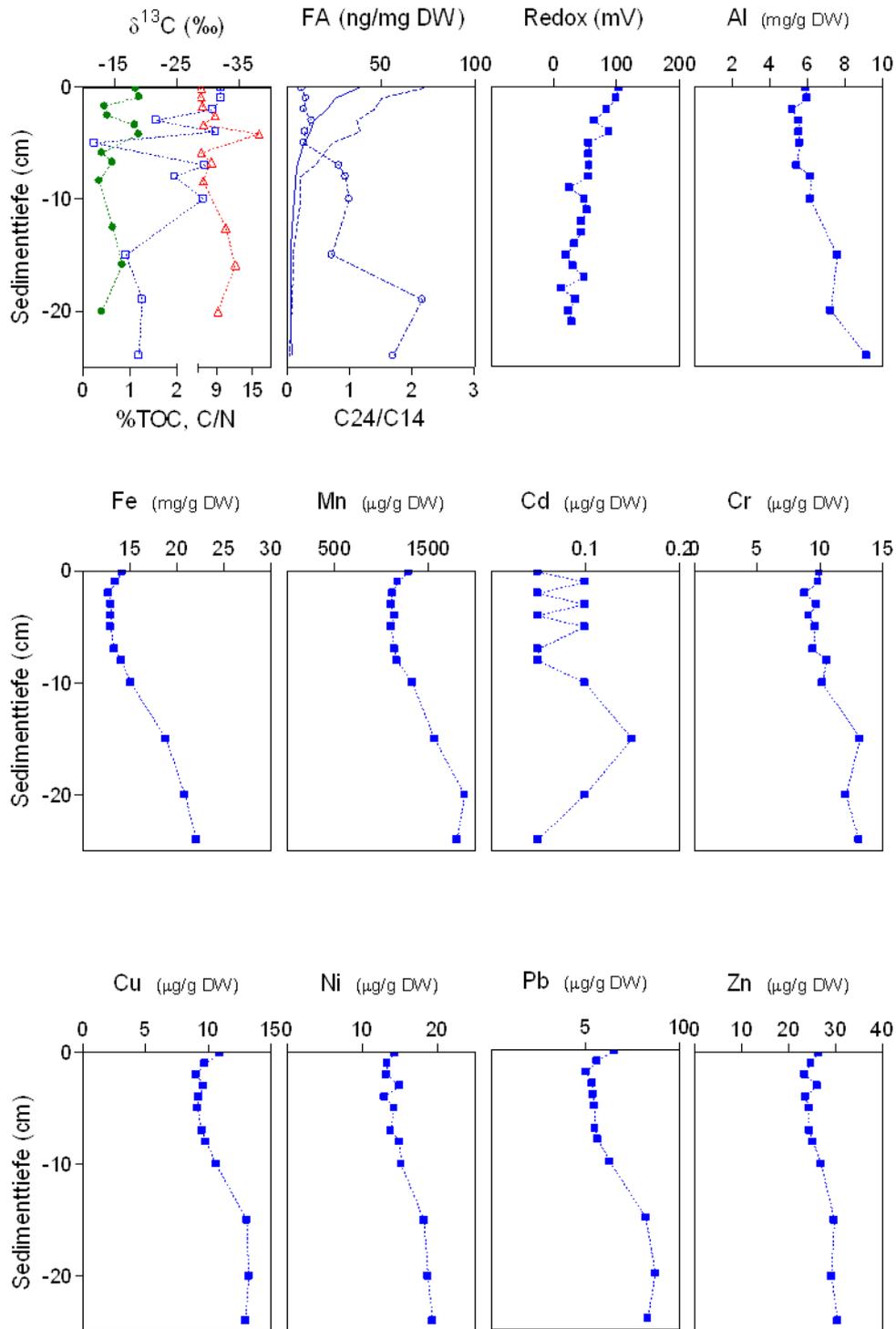


Abb. 76: Sedimente Baggersee Pframa: Biochemische Zusammensetzung (····· %TOC; ···△·· C/N; ···□·· δ¹³C, ···○·· C24/C14, — Algenbiomarker; ····· bakterielle Biomarker) sowie Schwermetallkonzentrationen. FA: Fettsäuren verwendet als Biomarker. C24/C14 verwendet als Biomarker für terrestrischen Eintrag (C24) und Eintrag von seeinternem Material wie Plankton (C14).

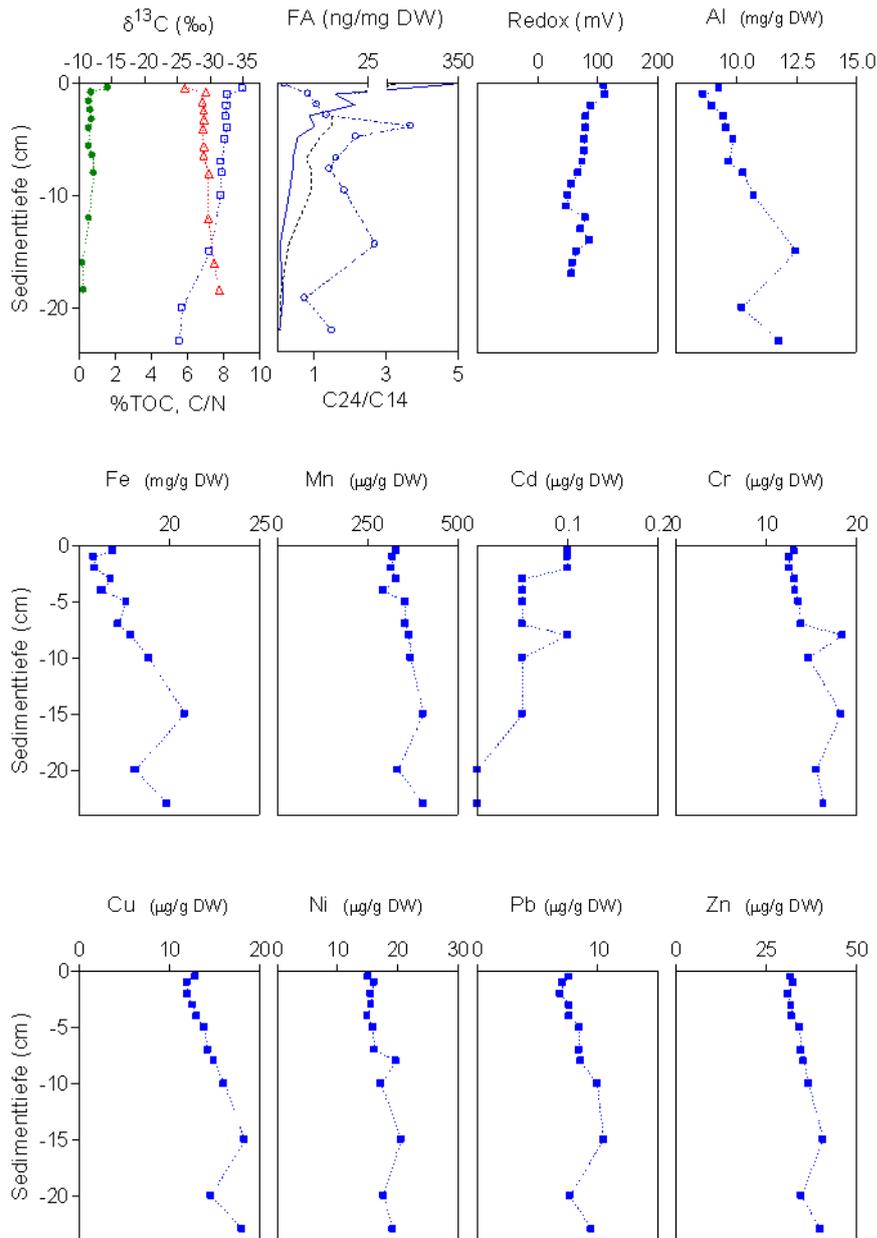


Abb. 77: Sedimente Baggersee Persenbeug: Biochemische Zusammensetzung (····· %TOC; ···△·· C/N; ···□·· δ¹³C, ···○·· C24/C14, — Algenbiomarker; ····· bakterielle Biomarker), sowie Schwermetallkonzentrationen. FA: Fettsäuren verwendet als Biomarker. C24/C14 verwendet als Biomarker für terrestrischen Eintrag (C24) und Eintrag von seeinternem Material wie Plankton (C14).

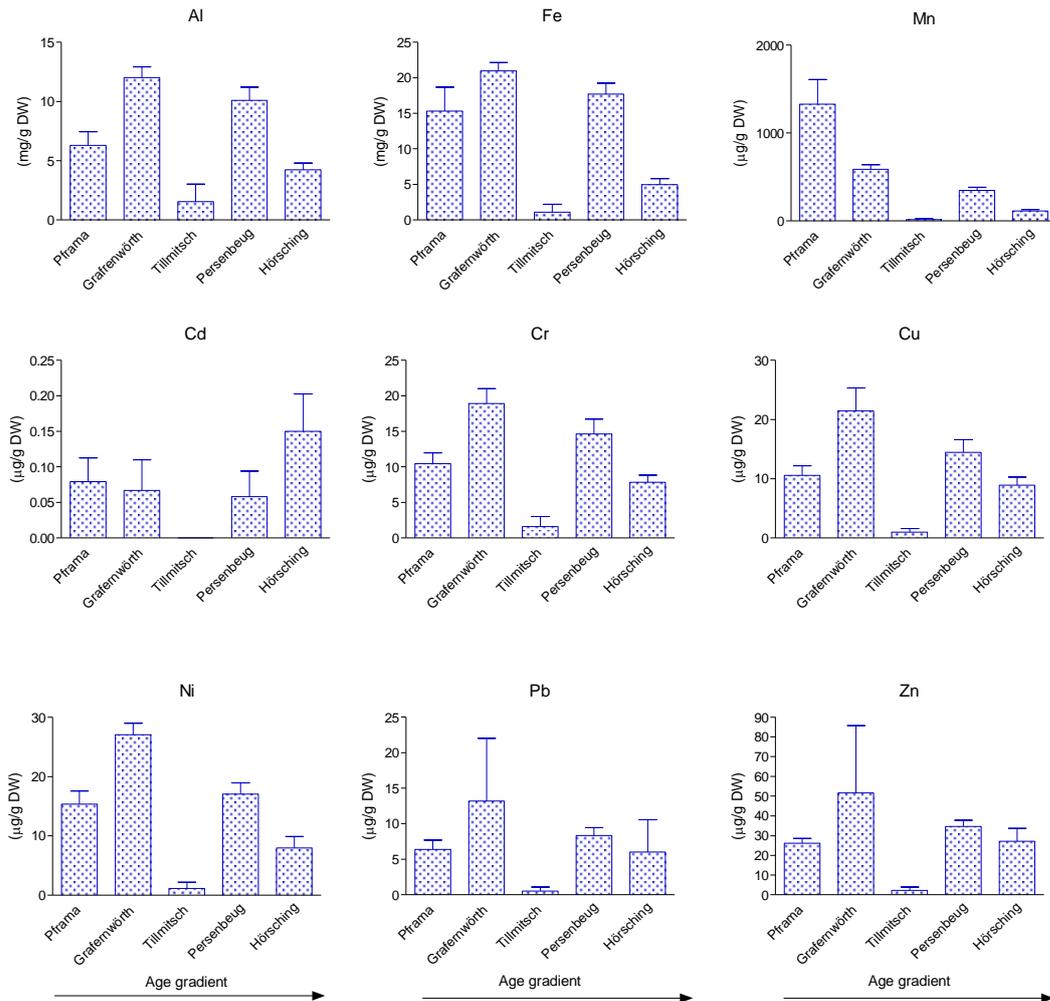


Abb. 78: Schwermetallkonzentrationen in Seesedimenten des jüngsten (Pframa) bis ältesten (Hörsching) Baggersees.

12.5.4 Zusammenfassung Seesedimente

Alle Seesedimente waren bereits wenige Zentimeter unterhalb der Sediment-Seewasser Schnittstelle anoxisch.

Sedimente des Baggersees Grafenwörth hatten die höchsten Schwermetallkonzentrationen, Tillmitsch die niedrigsten. Es konnte kein Zusammenhang zwischen den Schwermetallkonzentrationen der untersuchten Sedimente und dem Alter der Baggerseen festgestellt werden. Die vertikale Verteilung der Schwermetallkonzentrationen zeigte kaum Veränderungen in Pframa, Grafenwörth oder Hörsching. Schwermetallkonzentrationen im Sediment des Baggersees

Persenbeug waren etwas geringer an der Sediment-Seewasser-Schnittstelle als in tieferen Schichten. Die geringen Schwermetallkonzentrationen im Sediment von Tillmitsch waren grundsätzlich niedriger in den ersten 8 cm als in tieferen Schichten.

Die biochemische Analyse der untersuchten Seesedimente zeigt, dass diese Sedimente nicht durchmischt wurden und Schwermetalle nicht durch wind-induzierte Sedimentdurchmischung in das Seewasser mobilisiert werden. Bei Durchmischung würden auch labile Substanzen wie Algenmaterialien (PUFA als Biomarker) gleichmäßig verteilt sein, was nicht der Fall ist.

Die Sedimente der Baggerseen Tillmitsch, Hörsching, Grafenwörth und Persenbeug bestehen vorwiegend aus seeinternem Material (Algen, Bakterien, abgestorbenes Plankton, etc.), während die Sedimente des jüngsten Sees (Pframa) aus seeinternem sowie von außen eingebrachtem Material bestehen. Diese Schlussfolgerung basiert auf folgenden biochemischen Sedimentuntersuchungen:

- a) Die $\delta^{13}\text{C}$ -Signaturen (- 28 ‰ bis - 35 ‰) sowie C/N-Werte (< 10) der Baggerseen Tillmitsch, Hörsching, Grafenwörth und Persenbeug weisen typische Herkunftsmerkmale von biochemisch labilem Planktonmaterial auf. Die $\delta^{13}\text{C}$ -Signaturen und C/N-Werte des Baggersees Pframa weisen eine Mischung aus seeinternem sowie von außen eingebrachtem Material auf, was auf das junge Alter dieses Baggersees zurückzuführen ist. Aufgrund der vorliegenden Daten können wir schließen, dass Sedimente von älteren Baggerseen vorwiegend aus organischem Material bestehen, das seeintern erzeugt worden ist (Algen, Bakterien, etc.), während der Eintrag terrestrischen Materials relativ geringer wird.
- b) In allen Sedimenten sinkt der Anteil an biochemisch labilem Algenmaterial mit zunehmender Tiefe des jeweiligen Sedimentkerns. Gleichzeitig sinken auch bakterielle Biomarker. Diese Trends sind in allen Sedimenten gleichermaßen zu sehen und weisen klar auf stabile Sedimentauflage hin. Wären diese Sedimente durchmischt, würden alle nachweisbaren Herkunftsmerkmale (das sind Algen, Bakterien, terrestrische Quellen) gleichermaßen durchmischt werden. Algenmarker werden allerdings in allen Sedimenten gleichmäßig bis zu 20 cm Tiefe geringer, was in natürlichen, nicht-durchmischten Seen stets beschrieben wird und auf bakterielle Abbauvorgänge zurückzuführen ist.

- c) Die meist gleichmäßige Verteilung der Schwermetallkonzentrationen lässt auf eine gleichmäßige Akkumulation von Schwermetallen in diesen Baggerseen schließen. Wie oben unter b) beschrieben, werden diese Schwermetalle durch keine Sedimentdurchmischungen in das Seewasser rückgeführt.

Die gemessenen Maximalkonzentrationen der Schwermetalle in allen See- und Grundwasserproben lagen unter jenen Konzentrationen (LC_{50}), die auf Zooplankton (Daphnia) oder Fische toxisch wirken können.

13 Eintrag und Verhalten von Pestiziden in Baggerseen

Kurzfassung: Aus Literaturdaten konnte abgeleitet werden, dass im Baggersee und an den Grenzflächen durch die erhöhte mikrobiologische Aktivität und den unterschiedlichen mikrobiologischen Habitaten der biologische Abbau von Pestiziden gefördert wird. Dies kann die Wasserqualität verbessern, wenn sich Pestizide bereits im anstromigen Grundwasser befinden. Der Eintrag über die Windverfrachtung und den Oberflächenabfluss bei der Anwendung von Pestiziden in unmittelbarer Nähe eines Baggersees stellt jedoch ein Gefährdungspotential dar (spontaner Eintrag in das System, mitunter fehlen spezialisierte Mikroorganismen, die die Pestizide abbauen). Die Gefährdung durch atmosphärische Einträge oder Oberflächenzuflüsse kann durch die Anlage dichter Vegetationsgürtel und bauliche Maßnahmen verringert werden.

13.1 Einleitung

Der Schwerpunkt der vorliegenden Literaturobwertung liegt in der Betrachtung des möglichen Eintrags von Pestiziden in Oberflächengewässer und deren Verhalten. Das Gefährdungspotenzial ergibt sich, wenn agrarisch genutzte Flächen im unmittelbaren Nahbereich von Baggerseen liegen. Ergänzt wird die Literaturobwertung durch die vom Land Niederösterreich im Jahr 2009 durchgeführte Pestiziduntersuchung bei drei der untersuchten Baggerseen (Persenbeug, Grafenwörth und Pframa).

Pestizide sind Pflanzenschutzmittel die Pflanzen und Pflanzenerzeugnisse vor Schadorganismen schützen, bzw. Flächen von ungewolltem Pflanzenwuchs freihalten (vgl. BGBL. Nr. 476/1990). Ihr Verhalten in der Umwelt richtet sich nach einer Vielzahl von Kriterien. Neben Stoffkriterien (z.B. Wasserlöslichkeit, Volatilität) bestimmen klimatische und bodenphysikalische Kriterien die Stoffverteilung in den einzelnen Umweltkompartimenten. Durch unsachgemäße Verwendung, bzw. die Persistenz einzelner Pestizide, werden diese von dem ursprünglich vorgesehenen Wirkungsgebiet ausgetragen und stellen zusammen mit deren Metaboliten ein Gefährdungspotential für Mensch und Umwelt dar.

13.2 Charakterisierung von organischen Schadstoffen/ Pestiziden

Umweltverhalten und Abbau

Nachdem Pestizide durch Anwendung oder Schadensfälle in den Umweltkreislauf gelangen, kommt es zu einer Vielzahl an Abbau- und Umwandlungsprozessen, die von den jeweiligen Standorteigenschaften abhängig sind. Hierbei werden Pestizidverbindungen als Folge von chemischen/ physikalischen und/ oder mikrobiellen Reaktionen in ihre organischen/ anorganischen Komponenten (CO_2 , H_2O , HCl , SO_2 , etc.) sowie organische Metabolite umgewandelt.

Der Abbau wird von einer Vielzahl von Umweltfaktoren geprägt. Neben den Redoxbedingungen, dem Nährstoffangebot, der Populationsgröße und der Temperatur, ist die Adaption der Mikroorganismen an den Schadstoff (= mitunter Nährstoff für Mikroorganismen) maßgeblich. Selbst bei sonst idealen Umweltbedingungen ist bei Fehlen spezialisierter Mikroorganismen meist kein Abbau möglich.

Einige Pestizide werden durch die Einwirkung von UV-Strahlung (Photolyse), bzw. durch die Reaktion mit Wasser (Hydrolyse) gespalten. Die Hydrolyse wird maßgeblich vom pH-Wert gesteuert.

Bei dem Abbau von Pestiziden können Zwischensubstanzen entstehen (z.B. Chloridazon zu Desphenylchloridazon), diese Metaboliten können andere Eigenschaften als die Ausgangssubstanzen besitzen und aufgrund ihrer möglichen Toxizität umweltrelevant sein.

Die Geschwindigkeit, mit der sich organische Schadstoffe abbauen, wird mit der Halbwertszeit (DT_{50}) angegeben, dies ist die Zeit bei der 50 % der Ausgangssubstanz in Wasser oder Boden in andere Substanzen umgewandelt wurden. Das Herbizid Chloridazon beispielsweise wird in der ungesättigten Bodenzone (oxisch) innerhalb von 31 Tagen zur Hälfte abgebaut. Dies entspricht einer moderaten Persistenz. Der Abbau bezieht sich auf den Ausgangsstoff, nicht auf die unter Umständen gebildeten Metabolite.

Die Mobilität eines Pestizids im Grundwasser ist von der Wasserlöslichkeit und dem hiermit korrelierten Verteilungskoeffizienten (K_D) maßgeblich abhängig. Ein Pestizid wird umso langsamer im Grundwasserleiter transportiert, je geringer die

Wasserlöslichkeit und je höher der Verteilungskoeffizient ist. Pestizide oder Abbauprodukte mit einer hohen Wasserlöslichkeit stellen eine potentielle Gefahr für die Auswaschung ins Grundwasser dar.

Abb. 79 zeigt schematisch die Umwandlungs- bzw. Anreicherungsprozesse im aquatischen System.

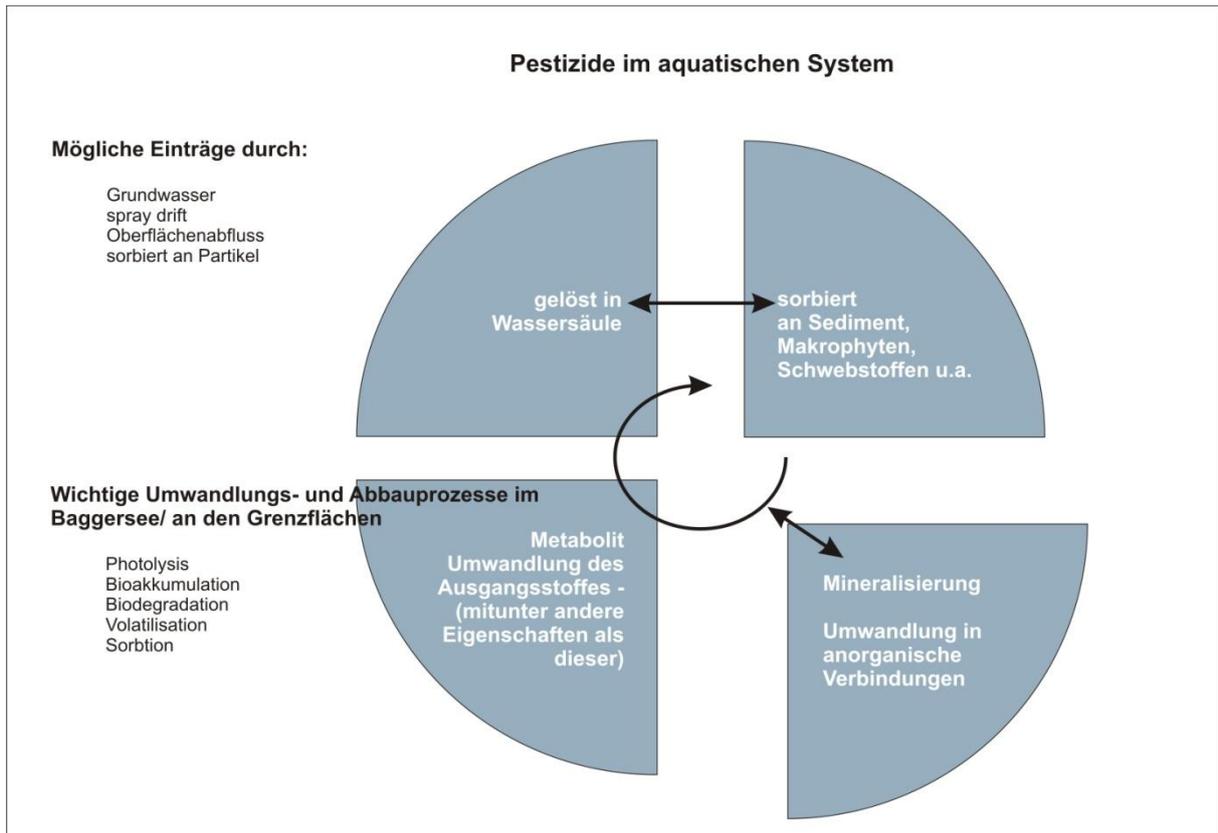


Abb. 79: Umwandlungs- und Anreicherungsprozesse im aquatischen System

13.3 Situation in Österreich

Der Absatz von Pflanzenschutzmitteln in Österreich ist steigend, so wurden 2009 gegenüber 2005 um ca. 850 Tonnen mehr abgesetzt. Der Gesamtabatz 2009 betrug ca. 4.250 Tonnen (BMLFUW 2009). Ein direkter Bezug zur tatsächlich eingesetzten Menge ist nicht zulässig, jedoch zeigt sich ein Trend im steigenden Bedarf an schwefel- und kupferhaltigen Mitteln.

Bis Ende 2010 forderte die neue EU-Rahmenrichtlinie Pestizide (RL 2009/128/EG) nationale Aktionspläne für die Reduktion, die Einschränkung oder das Verbot von Pestiziden in Wasserschutz- und Natura 2000 Gebieten. „Die Rahmenrichtlinie Pestizide zielt des Weiteren darauf ab, die mit der Verwendung von Pestiziden verbundenen Risiken und Auswirkungen für die menschliche Gesundheit und die Umwelt zu verringern. Zudem sollen die Anwendung des integrierten Pflanzenschutzes und die Anwendung von Alternativen zu Pestiziden, wie nicht-chemische Verfahren, gefördert werden.“ (9. Umweltkontrollbericht des Umweltbundesamtes 2010, S. 130)

Die Pestizidbelastung des Porengrundwassers in Österreich (Beobachtungszeitraum 2003 – 2004) zeigt eine erhöhte Belastung mit Atrazin (Anwendungsverbot seit 1995) und dessen Metaboliten. So wurde von insgesamt 12.559 beprobten Standorten bei 981 Grundwassermessstellen Desethylatrazin über dem Trinkwassergrenzwert von 0,1 µg/l nachgewiesen. Des Weiteren konnten vorwiegend bereits aus der Anwendung genommene Herbizide (vgl. Metolachlor, Simazin, u.a.) nachgewiesen werden und belegen die langjährige Persistenz dieser Stoffe.

Das Herbizid Bentazon wurde bei 7.734 beprobten Grundwassermessstellen 65-mal über dem Grenzwert erfasst und stellt beispielhaft ein aktuell zugelassenes Herbizid dar (vgl. Diuron, Bromacil, Terbutylazin u.a.).

Insgesamt 30 unterschiedliche Pestizide und Metabolite konnten im Untersuchungszeitraum (2003 – 2004) im Porengrundwasser in Österreich mit einer Konzentration von über 0,1 µg/l erfasst werden (Tab. 68).

Tab. 68 Pestizide im österr. Porengrundwasser, Quelle: WASSERGÜTE IN ÖSTERREICH JAHRESBERICHT 2006 (Herausgegeben vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft / Sektion VII Wasserwirtschaftliche Planung in Zusammenarbeit mit der Umweltbundesamt GmbH)

Wirkstoff/Metabolit	Anzahl der Untersuchungen	Anzahl der positiven Werte (über Bestimmungsgrenze)		Anzahl der Werte über 0,1 µg/l
		Anzahl	Prozent	Anzahl
Desethylatrazin	12.559	2.100	16,72	981
Atrazin	12.559	1.365	10,87	609
Bentazon	7.734	144	1,86	65
Desisopropylatrazin	12.559	90	0,72	34
Bromacil	7.324	29	0,4	27
Terbutylazin	12.559	31	0,25	24
Metolachlor	12.558	20	0,16	18
Simazin	12.559	17	0,14	13
Prometryn	12.559	13	0,1	12
Hexazinon	7.029	13	0,18	12
AMPA	3.636	44	1,21	11
MCPP	7.132	17	0,24	10
Propazin	12.559	14	0,11	9
Diuron	7.013	7	0,1	7
Isoproturon	7.013	6	0,09	5
Metamitron	6.718	5	0,07	5
Nicosulfuron	6.528	11	0,17	4
Dicamba	7.132	8	0,11	3
Metazachlor	7.733	4	0,05	3
Pyridate	7.734	3	0,04	3
Dichlorbenil	7.314	3	0,04	3
Glyphosat	3.633	7	0,19	2
2,4-D	7.132	2	0,03	2
Terbutryn	12.560	2	0,02	2
MCPA	7.132	4	0,06	1
Cyanazin	12.559	3	0,02	1
Metalaxyl	7.313	1	0,01	1
Glufosinat	3.636	1	0,03	1
Quizalofop	6.530	1	0,02	1
Flufenacet	6.642	1	0,02	1

13.4 Mögliche Eintragspfade von Pflanzenschutzmitteln in Baggerseen

Der mögliche Eintrag von Pestiziden in Baggerseen kann entweder über das Grundwasser, über Winddrift bei der Anwendung, über Oberflächenabspülung oder durch Nass- bzw. Trockendeposition aus der Atmosphäre erfolgen.

Huntscha (2008) geht von einem überwiegenden Eintrag von Pestiziden in Oberflächengewässer durch das Grundwasser, untergeordnet auch von einem Eintrag durch Oberflächenabspülung aus. Bach et al (2001) messen demgegenüber dem pestizidkontaminierten Oberflächenabfluss eine größere Rolle zu als dem Eintrag durch das Grundwasser. Capel et al. (2001) zeigten dem konform, dass speziell nach der unmittelbaren Anwendung die Gefahr des Austrages von Pestiziden in Oberflächengewässer durch Starkregenereignisse stark erhöht ist. In größeren Einzugsgebieten werden so bis zu 2 % der eingesetzten Pestizide in Oberflächengewässer eingetragen. Dies ist jedoch nur bedingt für Baggerseen zutreffend.

Holvet (2007) zeigt ebenfalls einen überwiegend durch Flächenabspülung initiierten Pestizeintrag auf. Leonard (1990) wies dies für wasserlösliche Pestizide, Wu et al. (2004) wiesen dies für an Bodenpartikel sorbierte Pestizide nach.

Kreuger (1998) zeigte, dass der Eintrag in Oberflächengewässer durch spray drift (Windverfrachtung bei der Anwendung) eine untergeordnete Rolle hat, gegenüber dem Eintrag durch das Grundwasser, bzw. Oberflächenabfluss. Majewski (2000), De Rossi et al. (2003) fanden dies für den Eintrag durch Niederschläge (Nassdeposition), Foreman et al. (2000) dies für den Eintrag durch trockene Deposition bei Feldversuchen heraus.

Meli et al. (2007) analysierten demgegenüber erhöhte Pestizidkonzentrationen durch Windverfrachtung in Abziehgräben in der unmittelbaren Nähe zu landwirtschaftlichen Flächen. Davis et al (1993) und Ganzelmeier et al. (1995) zeigten an Hand einer Feldstudie auf, dass in 5 m Entfernung zum Feltrand je Flächeneinheit noch 0,2 – 1 % der im Feld gemessenen Pflanzenschutzmittelmenge gefunden werden konnte.

Im Folgenden wird detaillierter auf die einzelnen Eintragsmöglichkeiten von Pestiziden speziell in Baggerseen eingegangen.

13.4.1 Windverfrachtung (Spray Drift)

Bei der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln werden Mindestabstände zu Oberflächengewässern vorgegeben. Dieser Mindestabstand ist abhängig von der

Toxizität des Pestizids, der Aufwandmenge und der Kultur. Der Regelabstand schreibt hierbei den Mindestabstand zu Oberflächengewässern im Rahmen der „guten landwirtschaftlichen Praxis“ vor (vorgeschriebene Kennzeichnung des Pflanzenschutzmittels). Der Regelabstand kann durch abdriftmindernde Maßnahmen verringert werden (spezielle Düsen, Injektionsverfahren, Abstreifverfahren, Unterblattspritzung u.a.). In der Praxis wird für die meisten Getreideherbizide ein Mindestabstand von 5 bis 10 Metern, für Zuckerrübe, Raps und Kartoffel bis zu 30 Meter gefordert, im Obst- und Hopfenbau werden bis zu 75 Meter Abstand zu Oberflächengewässern vorgegeben (Roscher, 2010).

Da der Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in Baggerseen durch Windverfrachtung bei der Anwendung, anders als bei dem Eintrag durch das Grundwasser, spontan erfolgt, kann es zur Gefährdung des Grundwassers bei Pestiziden mit hoher Mobilität (hohe Wasserlöslichkeit, geringer Sorptionsfaktor) kommen. Die Adaption der Mikroorganismen, die an dem Abbau der organischen Verbindungen beteiligt sind, benötigt mitunter längere Zeit als die Verweilzeit des Pestizids im Baggersee ist. Der Eintrag in das Grundwasser ist möglich, bei Vorhandensein eines Seesedimentes (Pufferfunktion) ist diese Gefahr geringer. Frisch ausgekieste Baggerseen haben demnach das höchste Gefährdungspotential, da einerseits noch kein ausreichender Vegetationsgürtel aufgebaut ist, andererseits noch keine Seesedimente abgelagert wurden.

In den untersuchten Baggerseen in Niederösterreich konnte bei der Analyse von 12 umweltrelevanten Pestiziden im Juli 2009 kein Nachweis erbracht werden (siehe Kapitel 13.5).

13.4.2 Grundwasserzustrom

Anders als bei dem Eintrag durch Windverfrachtung erfolgt der Eintrag von Pflanzenschutzmitteln mit dem Grundwasser in den Baggersee kontinuierlicher. Eine Adaption der Mikroorganismen, die am Pestizidabbau beteiligt sind, ist möglich. Durch die darüber hinaus erhöhte mikrobiologische Aktivität im Oberflächengewässer ist mit einer höheren biologischen Abbaurate der Pestizide als im Grundwasser auszugehen. Gefördert wird der biologische Abbau durch das Vorhandensein

unterschiedlicher mikrobieller Habitate. Neben der oxischen Wassersäule sind dies die meist anoxischen Bedingungen im Seesediment (vgl. Kapitel 12). Je nach Pestizid kann der Abbau demnach im oxischen und im anoxischen Milieu erfolgen. Durch direkte Sonneneinstrahlung ist des Weiteren die Aufspaltung und in Folge der Abbau von photosensitiven organischen Substanzen möglich (Photolyse).

Untersuchungen im Rahmen des Projektes: „Baggerseen und ihre Wechselwirkungen zum Grundwasser“ (Sampl, 1995) haben für das Pestizid Atrazin eine Reduktion der Konzentration in abstromigen gegenüber anstromigen Grundwassermessstellen nachgewiesen (Scharzsee, Stmk und Weizelsdorfer Badese, K). Die Konzentrationsabnahme konnte bereits im Baggersee sowohl im oberflächen- als auch grundnahen Seewasser nachgewiesen werden. Bei einem weiteren Baggersee (Ordning, NÖ) konnte kein Einfluss auf die Pestizidkonzentration beobachtet werden.

Die vom Land Niederösterreich initiierte Untersuchung hinsichtlich 12 relevanter Pestizide in Grund- und Oberflächenwässern zeigte einen Nachweis für Desphenylchloridazon (Metabolit von Chloridazon, ein Herbizid) in den anstromigen Bereichen der untersuchten Baggerseen in Persenbeug, Grafenwörth und Pframa. In den abstromigen Grundwassermessstellen konnte einzig in Grafenwörth ein der anstromigen Konzentration entsprechender Wert nachgewiesen werden. In Persenbeug und Pframa konnte der Nachweis für Desphenylchloridazon in abstromigen Grundwassermessstellen nicht erbracht werden. Dies ist auf den mikrobiellen Abbau im Baggersee bzw. an den Grenzflächen zurückzuführen.

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.

13.4.3 Oberflächenabfluss

Der Eintrag von Pestiziden durch Oberflächenabfluss ist einer der zentralen Kontaminationspfade für Gewässer. Grundsätzlich ist von einem kurzfristigen starken

Anstieg der Pestizidkonzentrationen im Oberflächenwasser auszugehen. Mikrobielle Abbaugemeinschaften haben mitunter keine Zeit zur Adaption und ein Eintrag ins Grundwasser ist möglich. Für Baggerseen tritt dieser Eintragspfad nur in der unmittelbaren Umgebung des Sees auf. Durch geeignete bauliche Maßnahmen im Zuge der Rekultivierung muss erreicht werden, dass dem Baggersee kein Oberflächenabfluss von landwirtschaftlich genutzten Flächen zutritt.

13.5 Ergebnisse der vom Land Niederösterreich initiierten Pestiziduntersuchungen

Die See- und Grundwasserproben wurden im Zuge der regulären Sommerbeprobung des vorliegenden Projektes im Juli 2009 genommen (siehe Kapitel 7.1.4). Die Wasserproben wurden auf nachfolgenden Parameterumfang untersucht (siehe Tab. 69).

Tab. 69: Parameterumfang der Pestiziduntersuchung (NÖ, Sommer 2009)

Parameter	Methode	Einheit	Nachweisgrenze
Desphenylchloridazon	HPLC-MS	µg/l	< 0,025
2,6 Dichlorbenzamid	HPLC-MS	µg/l	< 0,02
Bentazon	HPLC-MS	µg/l	< 0,05
Terbutylazin	HPLC-MS	µg/l	< 0,02
Methyldesphenylchloridazon	HPLC-MS	µg/l	< 0,025
Metolachlorsulfonsäure	HPLC-MS	µg/l	< 0,025
Metazachlorsulfonsäure	HPLC-MS	µg/l	< 0,025
Metolachlor	HPLC-MS	µg/l	< 0,025
Metazachlorsäure	HPLC-MS	µg/l	< 0,025
Dimethachlorsulfonsäure	HPLC-MS	µg/l	< 0,025
Chlorthalonilamidsulfonsäure	HPLC-MS	µg/l	< 0,025
Metolachlorsäure	HPLC-MS	µg/l	< 0,025

Anstromig konnte bei allen untersuchten Grundwassermessstellen Desphenylchloridazon zwischen 0,03–0,1 µg/l nachgewiesen werden (siehe Tab. 70). In den Baggerseen selbst konnte kein Nachweis erbracht werden (Probenahme: oberflächennah, zentrale Lage). In abstromigen Grundwassermessstellen wurde in

Pframa und in Persenbeug kein Nachweis erbracht, in Grafenwörth wurde Desphenylchloridazon in einer Konzentration von 0,04 µg/l detektiert. Die abstromig gelegene Grundwassermessstelle in Grafenwörth befindet sich neben einer landwirtschaftlichen Nutzfläche.

Alle weiteren untersuchten Pestizide konnten weder im Seewasser noch im an- und abstromigen Grundwasser nachgewiesen werden.

Tab. 70: Ergebnisse der Pestiziduntersuchungen in NÖ (Desphenylchloridazon)

Baggersee	Pestizid	Einheit	anstromiges Grundwasser	See	abstromiges Grundwasser
Grafenwörth	Desphenylchloridazon	µg/l	0,03	< 0,025	< 0,04
Pframa	Desphenylchloridazon	µg/l	0,10	< 0,025	< 0,025
Persenbeug	Desphenylchloridazon	µg/l	0,05	< 0,025	< 0,025

13.6 Zusammenfassung Pestizide

Als primäre Quellen des Pestizideintrages in aquatische Systeme wird in der internationalen Literatur der Eintrag durch das Grundwasser sowie der Eintrag durch den Oberflächenabfluss von landwirtschaftlichen Flächen ausgewiesen. Ein Pestizideintrag durch Windverfrachtung wird in der Literatur unterschiedlich gewertet.

Im Baggersee selbst, bzw. an den Grenzflächen, wird durch die erhöhte mikrobiologische Aktivität und die unterschiedlichen mikrobiologischen Habitate der biologische Abbau von Pestiziden gefördert. Im abstromigen Grundwasser kann es so zu einer Verringerung der Pestizidkonzentration kommen.

In der vom Land Niederösterreich im Jahr 2009 (Sommer) durchgeführten Messkampagne konnte bei den analysierten Pestiziden kein Nachweis im Seewasser erbracht werden, sehr wohl jedoch ein Abbau der im Anstrom vorhandenen Pestizide.

Der Pestizideintrag in Baggerseen durch Windverfrachtung sowie Oberflächenabfluss kann durch bauliche Maßnahmen und die Schaffung eines Vegetationsgürtels zwischen Baggersee und landwirtschaftlichen Flächen minimiert werden. Die Maßnahmen betreffen vorwiegend die Unterbindung des Oberflächenabflusses durch

Anlage eines Walls und die Pflanzung eines dichten Vegetationsgürtels gegenüber agrarisch genutzter Flächen.

Der Pestizideintrag durch Windverfrachtung stellt trotz der Schaffung eines Vegetationsgürtels ein Restrisiko dar. Ein erhöhter Eintrag ist vor allem bei frisch ausgekiesten Baggerseen durch das Fehlen von Seesedimenten, bzw. dem Fehlen eines Vegetationspuffers ein Gefährdungspotential, welches sich im Zuge der Rekultivierung verringert.

14 Atmosphärischer Eintrag von Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen und BTEX

Kurzfassung: *Ein signifikant erhöhter diffuser atmosphärischer Eintrag von Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen und BTEX in Baggerseen ist zurzeit in Österreich nach Auswertung der angeführten Literatur nicht gegeben.*

Grundlage der Erfassung des Gefährdungspotentials des atmosphärischen Eintrags von BTEX (Benzol als Leitsubstanz) und Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen (Benzo(a)pyren als Leitsubstanz) in Baggerseen ist der Jahresbericht der Luftgütemessung des Umweltbundesamtes (2010) für das Jahr 2009 unter Berücksichtigung des langjährigen Trends. Untersucht wurden die an Partikel $\leq 10 \mu\text{m}$ gebundenen Schadstoffe (folgend als PM10 bezeichnet). Diese Partikel können im Gegensatz zu Grobstaub ($> 10 \mu\text{m}$), dessen Ausbreitung zumeist nur wenige hundert Meter von der Quelle beträgt, über weite Strecken in der Atmosphäre transportiert werden. Der Eintrag in Baggerseen, bzw. die Ausfällung aus der Atmosphäre kann über trockene Deposition (Staubniederschlag) oder nasse Deposition (jegliche Form des Niederschlags) erfolgen.

14.1 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

PAK stellen aufgrund ihrer kanzerogenen Wirkung ein Gefährdungspotential für den Menschen dar. Unter diesem Begriff werden einige hundert unterschiedliche Verbindungen zusammengefasst. PAK bestehen aus mindestens zwei miteinander verbundenen aromatischen Ringsystemen. Emittenten sind neben dem Hausbrand vor allem kalorische Kraftwerke, KFZ-Verkehr und Industrie. Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe entstehen bei der unvollständigen Verbrennung organischer Materie. Aufgrund der toxikologischen Bewertung wurde Benzo(a)pyren (BaP) als Leitsubstanz der vorliegenden Literaturlauswertung verwendet.

Benzo(a)pyren-Konzentration im Jahr 2009 im PM10 sowie der langfristige Trend

In inneralpinen Tälern und den Becken Österreichs wurden die höchsten Benzo(a)pyren Konzentrationen im PM 10 (Particulate matter $\leq 10 \mu\text{m}$) gemessen. Ursache dürften insbesondere Holzheizungen in den Wintermonaten sein. Der Zielwert von $\leq 1 \text{ ng/m}^3$ (Immissionsschutzgesetz-Luft (IG-L)) wurde vor allem südlich des Alpenhauptkamms überschritten (siehe Abb. 80). In ländlichen Gebieten in Nieder- und Oberösterreich liegen die gemessenen B(a)p – Konzentrationen bei ca. $0,6 - 0,8 \text{ ng/m}^3$.

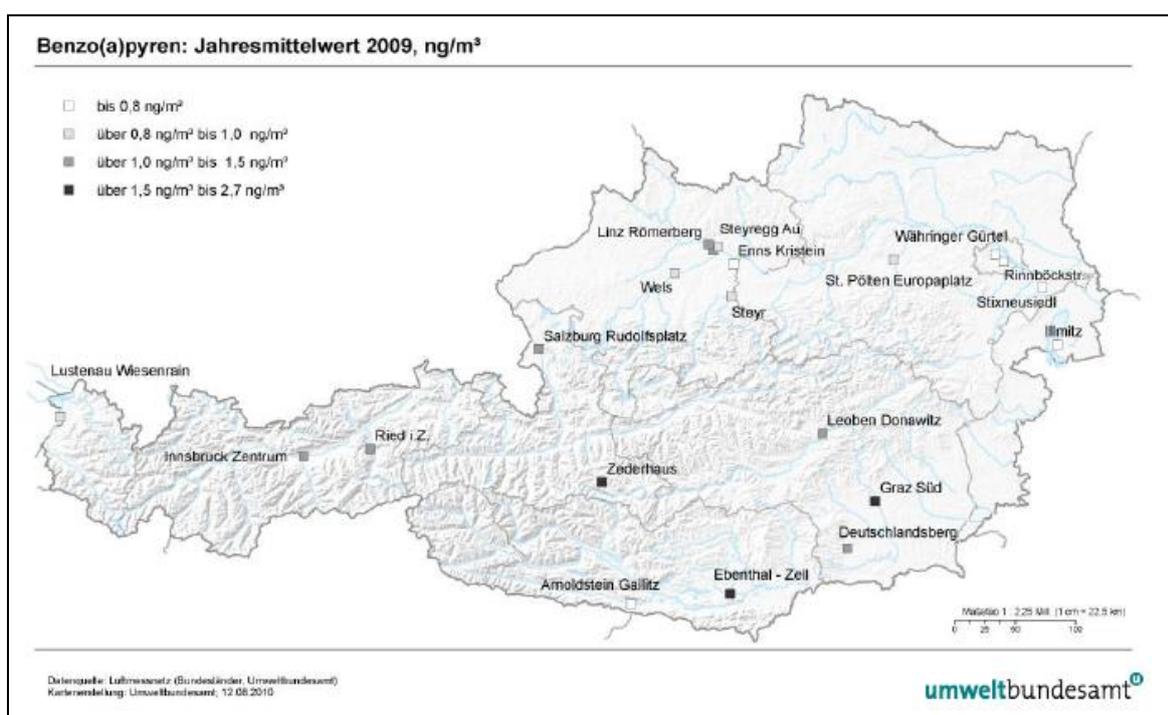


Abb. 80: Jahresmittelwerte von Benzo(a)pyren im PM10 [ng/m^3], Quelle: Umweltbundesamt, 2010, S. 66

Der Beurteilung des Trends der BaP-Konzentration im PM10 ist aufgrund der fehlenden Datengrundlage erst ab dem Jahr 2006 flächendeckend möglich. Die Konzentrationen im PM10 weisen einen uneinheitlichen Trend auf, vorwiegend spiegeln sich Witterungsbedingungen in dem oszillierenden Konzentrationsverlauf seit 2006 wider. Die Anreicherung der PAK im PM10 in inneralpinen Tälern dürfte vorrangig auf Schichtungsprozesse der Atmosphäre in Kombination mit dem Hausbrand in den Wintermonaten zurückzuführen sein.

Eintrag in Oberflächengewässer

PAK besitzen mit Ausnahme von Naphthalin und Acenaphthen einen hohen Bioakkumulationsfaktor und die Tendenz zur Anreicherung in der Nahrungskette. Der Bioakkumulationsfaktor ist direkt proportional zur Lipophilie und spiegelt sich in einer geringen Wasserlöslichkeit der höhermolekularen PAK wider. Von einem PAK – Mischphasenkörper austretende Schadstofffahnen ins Grundwasser lösen sich dementsprechend nur die vergleichsweise gut wasserlöslichen PAK wie Naphthalin (max. 30 mg/l), Acenaphthylen (max. 3,9 mg/l), Acenaphthen (max. 3,4 mg/l) und im geringen Maße Fluoren (max. 1,7 mg/l) und Phenanthren (max. 1,1 mg/l). Die schwerer löslichen höher molekularen PAK verbleiben als Restphase. Abb. 81 zeigt die Mobilität niedrig und höher molekularer PAK in Verbindung zu Sorption und Wasserlöslichkeit.

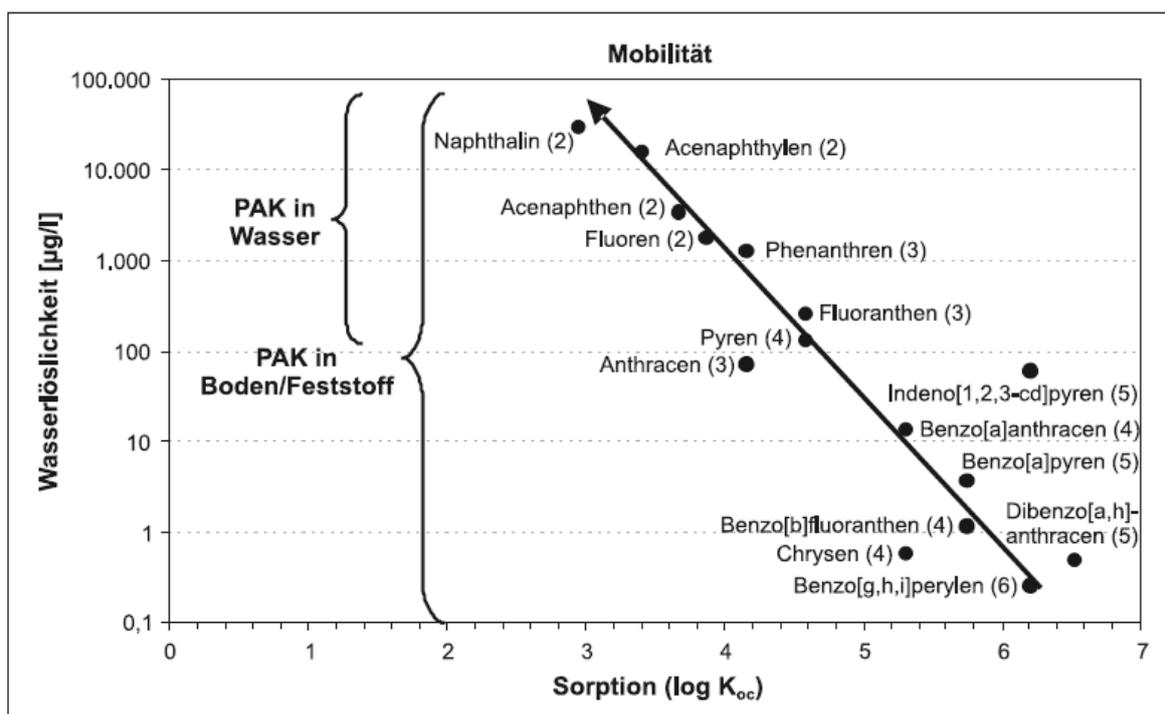


Abb. 81: Wasserlöslichkeit gegen Sorptionseigenschaften (Sorptionkoeffizient an organischem Kohlenstoff). Nummern in Klammern geben die Anzahl der aromatischen Ringe an. Mit zunehmendem Molekulargewicht neigen die Substanzen an Festphasen zu sorbieren. Quelle: Achten und Hofmann 2009.

14.2 Zusammenfassung atmosphärischer Eintrag PAK

Primäre Gefährdungspotentiale für das Grundwasser ergeben sich aus Altlastenstandorten und Altlasten. Ein erhöhter diffuser atmosphärischer PAK-Eintrag in Oberflächengewässer ist aufgrund der geringen Konzentrationen in Österreich weitgehend nicht gegeben. Die regional erhöhte Belastung in inneralpinen Tälern in den Wintermonaten durch den Hausbrand führt zur atmosphärischen Deposition vor allem höhermolekularer PAKs (Yang et al. 2008), die nach der atmosphärischen Deposition an Festphasen sorbieren. Der geringe atmosphärische Eintrag in Baggerseen stellt somit keine Gefahr für das Grundwasser dar.

14.3 BTEX

BTEX ist eine Abkürzung für die aromatischen Kohlenwasserstoffe Benzol, Toluol, Ethylbenzol und Xylol. Benzol wurde als Leitsubstanz für die aromatischen Kohlenwasserstoffe aufgrund der kanzerogenen Eigenschaften verwendet. Die wichtigsten Quellen stellen Verkehr und Hausbrand dar. Der Einsatz als Lösungsmittel ist in Österreich aufgrund gesetzlicher Regelungen nicht mehr gestattet.

Benzol-Konzentration im Jahr 2009 im PM10 sowie der langfristige Trend

Die Benzolkonzentration wurde in Österreich gemäß IG-L im Jahr 2009 bei 21 Messstellen erfasst. Der Grenzwert von $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [IG-L] ist an allen Messstellen eingehalten worden. Die höchsten Konzentrationen fanden sich bei verkehrsnahen Messstellen. Die Benzolbelastung zeigt in Österreich generell eine Abnahme, dies vor allem wegen der Reduktion der Benzolkonzentrationen in Treibstoffen.

Eintrag in Gewässer

Benzol weist eine hohe Mobilität in Bodenluft und Wasser auf. Es stellt eine aufschwimmende Phase im Wasser dar (LNAPL - Light Nonaqueous Phase Liquid), ist gut wasserlöslich und evaporiert leicht. Der mikrobielle Abbau ist unter aeroben Bedingungen sehr gut, unter anaeroben gut. Im Grundwasser werden bei Kontaminationen Schadstofffahnen zumeist nicht länger als 500 m.

14.4 Zusammenfassung atmosphärischer Eintrag BTEX

Benzolkontaminationen treten häufig in Verbindung mit Mineralölen auf (Punktquelle). Ein erhöhter, diffuser, atmosphärischer Benzol-Eintrag in Oberflächengewässer ist aufgrund fehlender Emittenten in Österreich nicht gegeben. Für Baggerseen kann eine spezifische Gefährdung durch BTEX ausgeschlossen werden, sollte kein Vergaserkraftstoff direkt und vorsätzlich, oder im Zuge eines Unfalls, eingeleitet werden. Hierfür sind bei der Rekultivierung (Einzäunen, dichter Bewuchs) Maßnahmen zu empfehlen, die das Risiko durch Unfälle oder im Zuge von Freizeittätigkeiten minimieren.

15 Atmosphärischer Eintrag von Schwermetallen

Kurzfassung: *Ein erhöhter diffuser atmosphärischer Eintrag von Schwermetallen in Baggerseen ist nach Auswertung der angeführten Literatur nicht zu befürchten.*

Grundlage der Erfassung des Gefährdungspotentials des atmosphärischen Eintrags von Schwermetallen (Blei, Cadmium und Nickel als Leitsubstanzen) in Baggerseen ist der Jahresbericht der Luftgütemessung des Umweltbundesamtes (2010) für das Jahr 2009 unter Berücksichtigung des langjährigen Trends. Untersucht wurden die an Partikeln $\leq 10 \mu\text{m}$ gebundenen Schadstoffe (folgend als PM10 bezeichnet). Die zusätzliche Erfassung der oben genannten Schwermetalle im Grobstaub ermöglicht des Weiteren die regionale Abschätzung des Eintrags, da die Transportstrecken von Grobstaub zumeist nur wenige hundert Meter von der Quelle betragen.

Neben der österreichweiten Luftgütemessung des Umweltbundesamtes für das Jahr 2009, die auch Messstellen im Nahbereich historischer und rezenter Industriestandorte untersuchte, liegt ein Monitoring-Programm der Schwermetallfrachten bei einem Standort im Nationalpark Kalkalpen für den Zeitraum 1994 – 2008 vor (Umweltbundesamt 2009). Dieser Standort ist fern von Emittenten und die erfassten Schwermetallfrachten können als Hintergrundkonzentration von vorrangig weiträumigen Luftverfrachtungen betrachtet werden. Die Integrated Monitoring Messstelle Zöbelboden im Nationalpark Kalkalpen befindet sich im UNECE ICP (United Nations Economic Commission for Europe - International Cooperative Programme on Integrated Monitoring of Air Pollution Effects on Ecosystems) Messprogramm. Der atmosphärische Schwermetalleintrag von Eisen, Mangan, Cadmium, Chrom, Blei, Zink, Nickel und Aluminium wurde in der Trocken- und Nassdeposition gemessen.

15.1 Blei-Konzentration im Jahr 2009 im PM10 sowie der langfristige Trend

Im Jahr 2009 wurde gemäß IG-L (Immissionsschutzgesetz-Luft) bei 15 Messstellen die Bleikonzentration im PM10 erhoben. An allen Messstellen lagen die Konzentrationen unter dem Richtwert von $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Der langfristige Trend zeigt eine Abnahme (siehe Abb. 82) der Bleikonzentration im PM10.

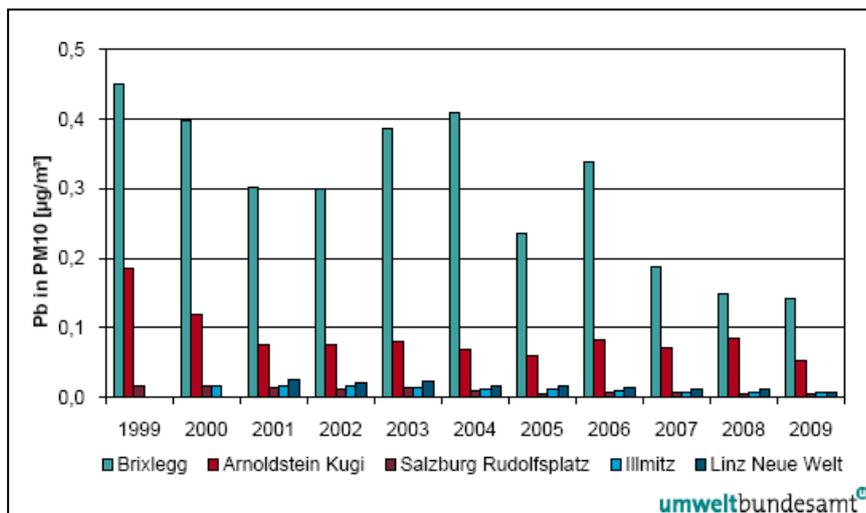


Abb. 82: Trend der Konzentration von Blei im PM10 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$], Quelle: Umweltbundesamt (2010), S. 71

15.2 Cadmium-Konzentration im Jahr 2009 im PM10 sowie der langfristige Trend

Die Cadmium Belastung im PM10 wurde bei 14 IG-L Messstellen und vier weiteren Standorten erfasst. Der Richtwert von $5 \text{ ng}/\text{m}^3$ wurde an allen Messstellen unterschritten. Der langfristige Trend zeigt eine starke Abnahme der Cadmiumkonzentration an der Messstation in Arnoldstein (siehe Abb. 83), ein genereller Trend konnte bei den restlichen Messstellen nicht beobachtet werden.

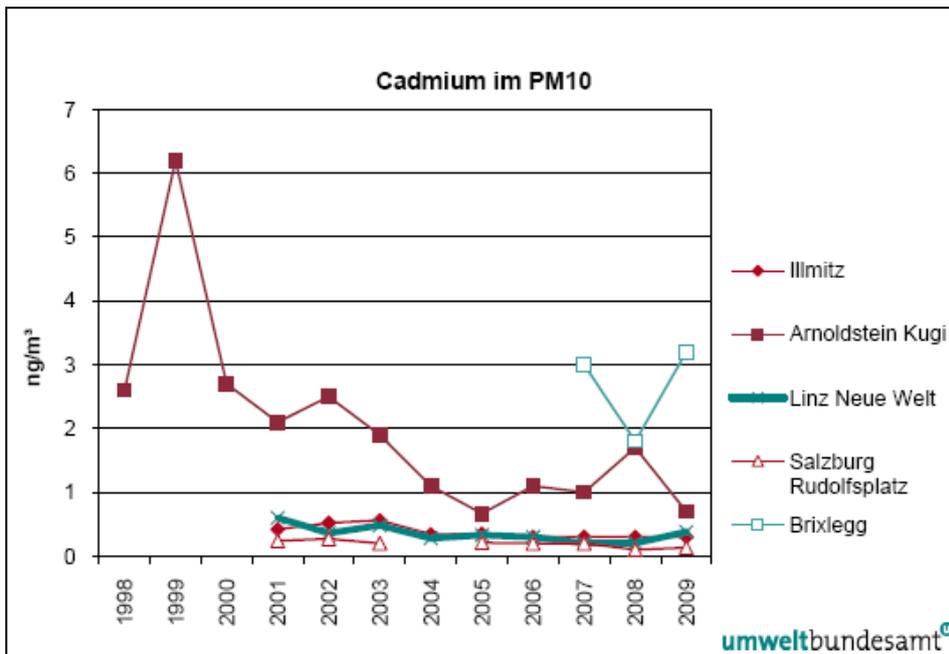


Abb. 83: Trend der Konzentration von Cadmium im PM10 [ng/m³], Quelle: Umweltbundesamt (2010), S. 73

15.3 Nickel-Konzentration im Jahr 2009 im PM10 sowie der langfristige Trend

Die Nickeljahresmittelwerte von 13 IG-L Messstellen, sowie 4 weiteren Standorten liegen aus dem Jahr 2009 vor. Der Richtwert von 20 ng/m³ wurde an allen Standorten eingehalten. Der langfristige Trend zeigt ein sehr heterogenes Verhalten an den einzelnen Messstellen. In Arnoldstein ist eine Konzentrationsabnahme, in Linz Neue Welt und Hallein ist eine Oszillation der Konzentrationen feststellbar (siehe Abb. 84).

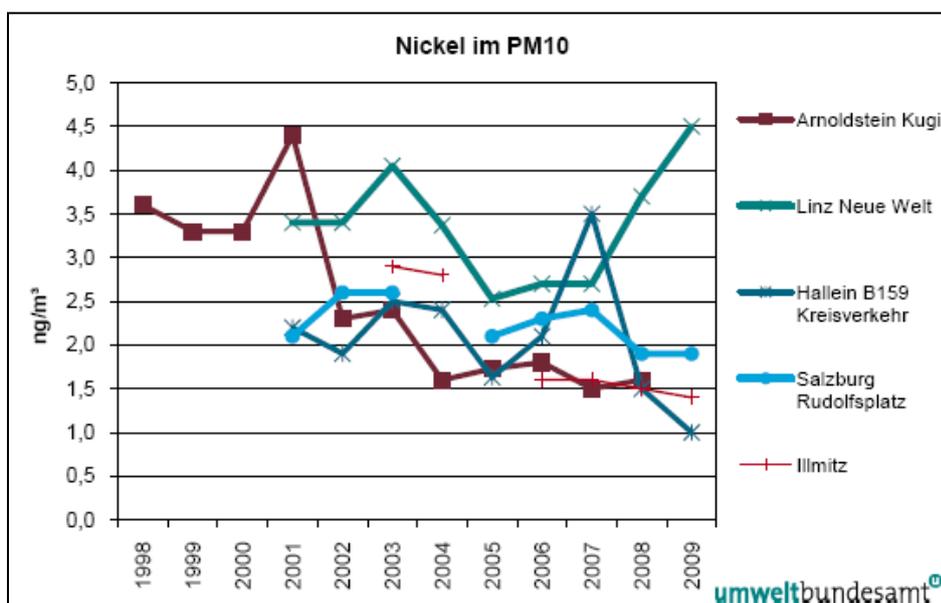


Abb. 84: Trend der Konzentration von Nickel im PM10 [ng/m³], Quelle: Umweltbundesamt (2010), S. 77

15.4 Blei und Cadmium im Staubniederschlag

Staubniederschlag besteht hauptsächlich aus Grobstaub der nur wenige hundert Meter von der Quelle wegtransportiert wird. Dieser entsteht vorwiegend bei Abbrucharbeiten, industriellen Tätigkeiten bzw. wird an unbefestigten Straßen aufgewirbelt. Während mineralische Komponenten des Grobstaubes toxikologisch zumeist unbedenklich sind, können Schwermetallkomponenten ein gesundheitliches Risiko darstellen. Das österreichische Messnetz für Grobstaub umfasste im Jahr 2009 105 Messstellen an denen die Schwermetalle Blei und Cadmium gemessen wurden. Umfangreichere Messungen erfolgten in Leoben, Kapfenberg, Arnoldstein und Brixlegg (Nahbereich zu rezenten und historischen Industrieanlagen).

Der Grenzwert für Blei im Staubniederschlag ($100 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$) wurde in Arnoldstein an 8 Messstellen, der Grenzwert für Cadmium ($2 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$) an einer Messstelle in Arnoldstein überschritten. Vorwiegend historische, wieder aufgewirbelte Ablagerungen aus der Schwermetallindustrie dürften für diese Grenzwertüberschreitung verantwortlich sein.

Tab. 71: Grenzwertüberschreitung bei Staubniederschlag, Blei und Cadmium im Staubniederschlag im Jahr 2009, Quelle: Umweltbundesamt 2010, S.100

Gebiet	Messstelle	Staubniederschlag	Blei	Cadmium
		mg/m ² .Tag	µg/m ² .Tag	µg/m ² .Tag
K	Arnoldstein – Forst Ost I	98	139	1,0
K	Arnoldstein – Forst Ost IV	77	101	0,5
K	Arnoldstein – Forst West II	70	124	1,2
K	Arnoldstein – Gailitz 163	42	101	0,6
K	Arnoldstein – Gailitz Werkwohn.	127	322	3,1
K	Arnoldstein – Kuppe Südost	40	217	1,2
K	Arnoldstein – Stossau 23	52	103	0,8
K	Arnoldstein – Stossau West II	62	268	1,6
St	Leoben BFI	420	27	0,2
St	Leoben Donawitz	265	42	0,3
St	Leoben Judaskreuzsiedlung	268	40	0,4
St	Leoben Judaskreuzsiedlung Gasstation	223	43	0,3
St	Leoben Zellenfeldgasse	279	27	0,2

15.5 Schwermetallhintergrundbelastung der atmosphärischen Deposition der UNECE ICP Integrated Monitoring Messstelle Zöbelboden – langfristiger Trend

Die Gesamtkonzentration der atmosphärischen Schwermetalldeposition ist in den vergangenen Jahrzehnten rapide gesunken. Allem voran ist die Bleikonzentration in der nassen und trockenen Deposition rückläufig (siehe Tab. 72).

Tab. 72: Rezente Nass- und Trockendeposition der Schwermetalle (Umweltbundesamt 2009) im Vergleich mit Ulrich et al., 1986

Fe	Mn	Cd	Cr	Pb	Cu	Zn	Ni	Al	
3.75 *	2.10	< 0.1	.75 *	0.62	2.92 *	9.2 **	2.5 *	11.7	this study (median of 1995–2007)
191	44	1.5	1.4	27	23	142	2.6	117	broadleaf (beech) canopy, Sollingen (Germany), 1968–74, ca. 500 m a.s.l. (ULRICH et al. 1986)

unit: $\mu\text{g l}^{-1}$; * without 2000–03 values; ** without 1999–03 values

Die Schwermetallkonzentration in der nassen Deposition ist in Österreich auf sehr niedrigem Niveau. Tab. 73 zeigt den Vergleich mit Standorten in emittentenerfernen Regionen.

Tab. 73: Schwermetallkonzentration in der nassen Deposition (Quelle: Umweltbundesamt, 2009)

	Fe	Mn	Cu	Zn	Al	
range	n.d.–179 *	0.3–9.2	n.d.–100	1.5–668 *	1.5–342	this study, 1996–2007
	n.d.–97	n.d.–50	0–44	0–990	0–900	S-England, rural surroundings, 1989–91, 100–150 m a.s.l. (NEAL et al. 1994)
median	2.5 *	1.4	2.8	10.4 *	11.5	this study
mean	18	14	1	188	100	(NEAL et al. 1994)

unit: $\mu\text{g l}^{-1}$; * without 2000–03 values; ** without 1999–03 values

Der rückläufige Trend der Schwermetallkonzentration konnte sowohl in der Trocken- als auch in der Nassdeposition beobachtet werden. Die Gesamtbelastung durch die toxischen Schwermetalle Cadmium, Blei und Zink liegt an der Messstation Zöbelboden weit unter anwendbaren Richt- und Grenzwerten.

15.6 Zusammenfassung atmosphärischer Eintrag Schwermetalle

Der in den letzten Jahrzehnten generell rückläufige Trend der atmosphärischen Schwermetallbelastung ist auf vielfältige Umweltschutzmaßnahmen in Verkehr und

Industrie zurück zu führen. Die Richtwerte des Immissionsschutzgesetz-Luft für an Partikel $\leq 10 \mu\text{m}$ (Feinstaub) gebundene Schadstoffe wurden 2009 für die toxischen Schwermetalle Blei, Cadmium und Nickel an allen Messstellen unterschritten. Der IG-L Richtwert für Blei und Cadmium im Grobstaub wurde in Österreich 2009 nur an den Messstellen in Arnoldstein (Kärnten) überschritten. Die Ursache dürften historische, mitunter aber auch rezente Staubablagerungen der Industrie sein, die wieder aufgewirbelt wurden. Im Gegensatz zu Feinstaub ist die Ausbreitung des Grobstaubes lokal begrenzt (wenige hundert Meter).

Die atmosphärische Schwermetallbelastung ist in der emittentenfernen Region Zöbelboden (Oberösterreich) gering, die Werte stellen die Hintergrundkonzentration von vorrangig weiträumig verfrachteten Schwermetallen dar. Die erhobenen Konzentrationen liegen weit unter anwendbaren Richt- und Grenzwerten.

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. Schwermetalle werden an Partikel gebunden in Baggerseen eingetragen. Ein Transport ins abstromige Grundwasser ist aufgrund der sehr geringen Konzentration zusammen mit der Sorption an organische und anorganische Substanz in den Seesedimenten als Gefährdungspotenzial auszuschließen. Das Grundwasser im Abstrom von Baggerseen ist auf Basis der untersuchten Studien nicht durch einen atmosphärischen Schwermetalleintrag in diese Seen gefährdet.

16 Langfristige Entwicklung von Baggerseen

Kurzfassung: Langfristig werden sich Baggerseen von einem zumeist oligotrophen Gewässer zu einem eutrophen Gewässer entwickeln. Dieser Prozess ist ein natürlicher Vorgang und kann bis zur Verlandung des Sees führen. Wie lange dieser Prozess dauert hängt von einer Vielzahl von Faktoren ab (z.B. Klima, Nährstoffeintrag, Größe und Tiefe des Gewässers, Anbindung an den Grundwasserleiter, etc.) und kann im Detail nicht prognostiziert werden. Nachnutzungskonzepte sollten eine mögliche zukünftige Eutrophierung jedoch einbeziehen.

Nach Auswertung der internationalen Literatur und auf Basis der vorliegenden Projektergebnisse gehen auch von eutrophen, grundwassergespeisten Baggerseen keine Gefahren in Bezug auf die Grundwasserqualität aus, sofern bei der Anlage und bei der Nachnutzung die jeweiligen Schutzziele berücksichtigt werden.

Um die langfristige Entwicklung von Baggerseen in einem zeitlich begrenzten Projekt zu erfassen wurden Baggerseen mit einem Altersgradient von 1 bis 28 Jahre ausgewählt (siehe Kapitel 4). Zusammen mit der Literaturlauswertung kann so beurteilt werden, welche Veränderungen in Bezug auf die abstromige Grundwasserqualität langfristig zu erwarten sind.

16.1 Hydrodynamische Entwicklung

Im Laufe der Seenalterung kommt es durch Sedimentation zu einer fortschreitenden Abdichtung des Baggersees gegenüber dem Grundwasserkörper (vgl. Boos & Strohm, 1999). Dieser Prozess wird durch viele Faktoren beeinflusst, wie z.B. Größe und Tiefe der Seen, Nährstoffeinträge, Stoffumsätze, 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 ausgeprägtes 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 somit die mittlere Verweilzeit des Seewassers (siehe Kapitel 9).

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 (siehe Kapitel 10 & 11) in den untersuchten Baggerseen lassen des Weiteren auf hohe Sedimentationsraten und eine fortschreitende Abdichtung gegenüber dem Grundwasserkörper auch nach dem Abbau schließen (vgl. Boos, 1996).

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 (vgl. Kapitel 18) nimmt dementsprechend ab.

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

16.2 Hydrochemische Entwicklung

Einen Einfluss von Oberfläche, Tiefe, bzw. Alter der Baggerseen auf die Hydrochemie konnte nicht abgeleitet werden (vgl. Kapitel 10). 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 gemessen werden.

Das Ausmaß der biogenen Entkalkung 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 konnte 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 hinsichtlich der Mobilisierung von Schwermetallen erfasst werden.

16.3 Grenzflächen, Mikroorganismen und Stoffumsätze

Die Ergebnisse weisen darauf hin, dass die Baggerseen mit dem Alter zunehmend zu Kohlenstoffsenken werden. Steigende Algenbiomasse deutet darauf hin, dass interne Nährstoffkreisläufe an Bedeutung gewinnen und in älteren Seen wichtiger werden. Es ist davon auszugehen, dass der biologische Abbau der Biomasse im Seewasser und an den Grenzschichten wesentlich zu Sedimentations- und Abdichtungsprozessen gegenüber dem Grundwasserleiter beiträgt. Die langfristige Retention von Kohlenstoff in Baggerseen scheint die abstromige Grundwasserqualität nicht negativ zu beeinflussen.

Unabhängig vom Alter der untersuchten Baggerseen waren diese stets eine Senke für Nitrat und Phosphat.

Welche Prozesse (z.B. Ammonifikation, Nitrifikation, Denitrifikation, anoxische Ammonifikation) im Stickstoffkreislauf langfristig überwiegen ist von zahlreichen physikochemischen Bedingungen und von der Zusammensetzung der biotischen Gemeinschaften abhängig. Die Wahrscheinlichkeit einer langfristigen Remobilisierung von Phosphat aus den Sedimenten in das Grundwasser ist bei den untersuchten Baggerseen gering und konnte unabhängig vom Alter der Seen nicht beobachtet werden.

16.4 Mikrocytin in Baggerseen und Grundwasser

Die gemessenen MC_{LR} –Konzentrationen in den Seesedimenten und im Seston waren weit unter gesundheitsgefährdenden Konzentrationen. Im See- und Grundwasser konnte kein Mikrocytin nachgewiesen werden, selbst bei steigender Algenbiomasse. Die steigende Algenbiomasse mit zunehmendem Alter der

untersuchten Baggerseen kann daher keine Mikrocytinkonzentrationen vorhersagen.

Die Bildung von Mikrocytin ist von der Vermehrung der Cyanobakterien abhängig, diese ist wiederum u.a. sehr stark von den Nährstoffeinträgen, bzw. der Witterung abhängig. Durch den raschen Abbau von Mikrocytin im Seewasser, den Grenzflächen und Seesedimenten durch Mikroorganismen ist es jedoch unwahrscheinlich, dass Mikrocytin in toxischen Konzentrationen in das abstromige Grundwasser gelangt. Der rasche Abbau von Mikrocytin, selbst bei hohen Ausgangskonzentrationen, ist des Weiteren in oxischen und anoxischen Grundwässern dokumentiert (Grützmacher et. al, 2010).

17 Monitoringkonzept

Kurzfassung: *Auf Basis der Literatur und Expertenwissen wurde ein Monitoringkonzept entwickelt, um die langfristige Entwicklung von Baggerseen zu dokumentieren. Es liegen jedoch keine wissenschaftlich fundierten Studien zu Monitoringkonzepten vor. In der Initialphase (Auskiesung + 2 Jahre) wird eine häufigere Probenahme und ein erweiterter Parameterkatalog empfohlen, um den Zustand des Systems und dessen Dynamik zu erfassen und zu verstehen. Nach dieser Initialphase kann auf einen reduzierten Parameterkatalog und eine geringere Probenahmefrequenz gewechselt werden, sofern definierte Schwellenwerte nicht überschritten werden. Die regelmäßige Kontrolle der Nachnutzung des Baggersees sowie die Interpretation der erhobenen Daten wird von den Autoren als wesentliches Element des vorsorgenden Grundwasserschutzes gesehen.*

Im Rahmen dieser Studie wird ein Konzept vorgeschlagen, wie aus Sicht der Autoren Baggerseen langfristig überwacht werden könnten. Zu diesem Thema besteht noch ein erheblicher Forschungsbedarf, da die Vorschläge nach Auswertung der Literatur auf plausiblen Annahmen und Äquivalenzschlüssen beruhen, es aber keine fundierte Studienlage gibt. Der Grundgedanke des Konzeptes basiert auf der Feststellung, dass derzeit zwar viele Parameter erhoben, jedoch häufig nur unzureichend ausgewertet werden. Zusätzlich kann beobachtet werden, dass zwar Wasserproben analysiert, häufig aber die Daten nicht hinsichtlich der Grundwasserqualität und Seeentwicklung bewertet und in einem regelmäßigen Turnus in einem Bericht interpretiert dargestellt werden. Da sich ein See langfristig entwickelt schlagen wir vor, zunächst das See- und Grundwasser häufiger und umfangreicher zu überwachen, langfristig aber auf größere zeitliche Abstände und einen geringeren Parametersatz zu wechseln. Aus Sicht der Autoren sollte ein größeres Augenmerk auf die Nachnutzung gelegt werden, welche zu überwachen ist. Erhobene Daten sollten regelmäßig ausgewertet, interpretiert und bewertet werden.

Das hier vorgestellte Monitoringkonzept bezieht sich auf Baggerseen, die eine extensive oder keine Nachnutzung aufweisen (Landschaftsseen). Das vorgestellte Monitoringkonzept zielt auf die Erfassung der langzeitlichen Entwicklung der Wasserqualität des Baggersees sowie des an- und abstromigen Grundwassers ab.

Zusätzliche Anforderungen, die sich durch die Nachnutzung des Baggersees ergeben (z.B. Badenutzung oder intensive Fischerei), sind in anderen Regelwerken

verzeichnet und werden hier nicht behandelt. Ebenso werden hier keine Konzepte entwickelt, sollten sich bereits Kontaminationen im anstromigen Grundwasser befinden. In diesen Fällen ist ein der Kontamination angepasstes Monitoring aufzustellen. Neben der Überprüfung der Wasserqualität sollte aus Sicht der Autoren insbesondere auch das Umfeld des Baggersees regelmäßig kontrolliert werden. Der Zustand einer eventuell vorhandenen Einzäunung, des Vegetationsgürtels und der Wälle gegenüber landwirtschaftlichen Flächen sowie illegale Müllablagerungen sind zu dokumentieren, Instandsetzung und/ oder die Beseitigung zu veranlassen. Die Kontrolle, dass die Nachnutzung langfristig extensiv erfolgt, muss aus Sicht der Autoren gewährleistet sein.

Initiales Monitoring

Während der Auskiesungsphase des Baggersees und in den ersten zwei Jahren nach Beendigung der Auskiesung ist die Erfassung des physikalisch-chemischen, sowie des biotischen Zustandes in einem umfassenden Parameterumfang erforderlich. Die Probenahme sollte mindestens zweimal jährlich im Frühjahr und Spätsommer stattfinden. Die Probenahme des Grundwassers sollte im an- und im abstromigen Bereich des Baggersees erfolgen. Es ist darauf zu achten, dass sich die Grundwassermessstellen im direkten Zu- und Abstrombereich des Baggersees befinden und dass dies über geeignete Parameter zu Beginn nachgewiesen wird (z.B. Isotope). Die Seewasserproben sollen mittig im See im Bereich der größten Wassertiefe genommen werden. Hierbei muss überprüft werden, ob eine Temperaturschichtung vorliegt. Bei Ausbildung einer deutlichen Temperaturschichtung und bei Baggerseen mit einer Wassertiefe > 5 m sollen eine oberflächennahe, mittige und bodennahe Wasserprobe genommen werden. Bei flachgründigen Baggerseen < 5 m kann eine Mischprobe über die gesamte Wassersäule genommen werden. Die physikalisch-chemischen Parameter sind nach Möglichkeit mit einer Online-Sonde vor Ort tiefenorientiert zu messen.

Ist die Probennahme mittels Boot in der Mitte des Sees nicht möglich, so sind jeweils zwei Proben im anstromigen und abstromigen Bereich des Baggersees zu nehmen. Die Probe ist nicht in Flachwasserbereichen zu nehmen < 1 m. Hierzu ist die Seewasserprobe möglichst uferfern, z.B. mit einer Teleskop-Stange mit

Schöpfbecher, zu nehmen. Diese Methode der Probenahme liefert jedoch eine geringere Informationsgrundlage für die Bewertung der Seewasserqualität als die eingangs erwähnte.

Parameterumfang

- physikalisch-chemische Parameter (pH-Wert, Wassertemperatur, gelöster Sauerstoff, elektrische Leitfähigkeit)
- Färbung, Trübung, Geruch
- Hauptkationen (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+})
- Hauptanionen (HCO_3^- , Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-})
- Eisen und Mangan
- bei anoxischen Grund- sowie Seewasserproben (gelöster $\text{O}_2 < 1 \text{ mg/l}$) die Schwermetalle (Cd, Pb, Cr, Ni, As, Zn, Cu)
- Ammonium, Nitrit
- Orthophosphat und Gesamtphosphor
- Gelöster organischer Kohlenstoff
- Chlorophyll-a im Seewasser
- Kohlenwasserstoff – Index (alternativ Summe Kohlenwasserstoffe)

Überprüfung der erhobenen Parameter

Bei Überschreitung nachfolgender Schwellenwerte, bzw. bei Auffälligkeiten hinsichtlich Färbung, Trübung oder Geruch ist die Ursache abzuklären und geeignete Maßnahmen einzuleiten:

- Chlorophyll-a $> 20 \text{ } \mu\text{g/l}$
- Gesamtphosphor $> 30 \text{ } \mu\text{g/l}$
- Ammonium, N- $\text{NH}_4 > 1 \text{ mg/l}$
- Anteil der sauerstoffarmen Schicht ($\text{O}_2 < 1 \text{ mg/l}$) des Seewassers größer als 30 % der Seentiefe bzw. Beobachtung von Fischsterben aufgrund von Sauerstoffmangel.

Die oben genannten Wertebereiche entsprechen im Seewasser den Typisierungskriterien eines mesotrophen Zustandes (vgl. Lampert und Sommer, 1999). Nach Beendigung der Auskiesungsphase befinden sich Baggerseen zumeist

in einem oligotrophen/ mesotrophen Zustand. Die Ursache für einen bereits in der Initialphase eutrophen Baggersee muss abgeklärt werden.

Zusätzliche Prüfkriterien:

- Schwermetallkonzentration höher als die zu erwartende Hintergrundkonzentration (standortabhängig, ohne Eisen und Mangan)
- Bei Kontaminationen mit Mineralölkohlenwasserstoffen ist eine sofortige Suche nach der Ursache einzuleiten.
- Auffälligkeiten bei Färbung, Trübung, Geruch

Langfristiges Monitoring

Die Probenahme sollte zwei Jahre nach Beendigung der Auskiesung und für den Fall, dass die oben genannten kritischen Schwellenwerte nicht überschritten werden, mindestens einmal jährlich im Spätsommer erfolgen. Die Probenahmestellen entsprechen denen des initialen Monitorings.

Parameterumfang

- physikalisch-chemische Parameter (pH-Wert, Wassertemperatur, gelöster Sauerstoff, elektrische Leitfähigkeit)
- Färbung, Trübung, Geruch
- Nitrat, Nitrit, Ammonium, Sulfat
- Gesamtphosphor
- Gelöster organischer Kohlenstoff
- Chlorophyll-a (nur im Seewasser)

Dokumentation und Auswertung der erhobenen Parameter

Zusätzlich zu der jährlichen Überprüfung der oben genannten Parameter sollte alle fünf Jahre die langfristige Entwicklung der Wasserqualität in Form eines Kurzberichts dokumentiert werden. Zeigt sich eine Verschlechterung der Parameterwerte bzw. lassen die Analyseergebnisse auf eine mögliche Kontamination im Anstrom des Baggersees schließen, so sind die Ursachen abzuklären und geeignete Maßnahmen

zu ergreifen. Der Umfang der zu bestimmenden Parameter ist in diesem Fall anzupassen.

Langfristig wird sich die Wasserqualität in Baggerseen von einem zumeist oligotrophen Zustand zu einem immer mehr eutrophen Zustand entwickeln. Eine langsame Eutrophierung der Baggerseen ist vertretbar und entspricht einem natürlichen Prozess.

Aufgrund der fortschreitenden Abdichtung der Baggerseen gegenüber dem Grundwasserleiter entkoppelt sich der Baggersee hydraulisch vom umgebenden Grundwasserstrom. Dieser Vorgang beschleunigt zwar mitunter die Eutrophierung des Baggersees, minimiert jedoch gleichzeitig den Einfluss des Seewassers auf die Grundwasserqualität.

18 Anlage und Nachnutzung von Baggerseen

Die Anlage und Nachnutzung von Baggerseen kann nur in Abhängigkeit der Schutzziele geplant werden und bedarf immer einer Einzelfallbetrachtung. Neben wissenschaftlich ableitbaren Empfehlungen zum Schutz des Grundwassers sind insbesondere Raumordnungskriterien sowie die langfristige Sicherung der Rohstoff- und Trinkwasserversorgung zu berücksichtigen. Diese waren nicht Gegenstand des vorliegenden Forschungsprojektes.

Sowohl die Anlage eines Baggersees, als auch die Nachnutzung, haben einen Einfluss auf die Qualität des Seewassers sowie des abstromigen Grundwassers. Viele der möglichen Varianten wurden bisher nicht wissenschaftlich fundiert untersucht. Einige Aspekte konnten im Rahmen dieser Studie betrachtet werden, andere wurden aus der Literatur, bzw. aus dem Expertenwissen der einzelnen Arbeitsgruppen abgeleitet.

Im Rahmen dieses Projektes wurden Baggerseen mit einer Größe zwischen 3,8 und 16,4 ha und einer mittleren Tiefe zwischen 2,3 und 6,4 m untersucht. Die vorliegende Studie liefert keine Hinweise, dass die Tiefe und/ oder die Größe der Baggerseen einen wesentlichen Einfluss auf physikalisch-chemische sowie biotische Bedingungen für das abstromige Grundwasser haben. Eine notwendige Mindestgröße, bzw. -tiefe für Baggerseen in Bezug auf den Grundwasserschutz konnte auch aus der nationalen und internationalen Studienlage nicht abgeleitet werden.

Eine Anhäufung kleiner Baggerseen in einem Gebiet führt zu einem erhöhten Flächenverbrauch und steht im Widerspruch zu einer optimalen Ausnutzung der Ressourcen Sand und Kies. Um jedoch bei steilem Grundwasserspiegelgefälle und geringem Flurabstand das Überlaufen eines Baggersees zu verhindern, bzw. Grundwasserspiegeländerungen im Nahbereich zu minimieren, kann die Anlage von mehreren kleineren Baggerseen gefordert sein.

Die Auskiesung der Sand- und Kiesvorkommen bis zum hydraulisch wirksamen hydrogeologischen Grundwasserstauer ermöglicht eine optimale Nutzung der Ressource und ist im Sinne eines geringeren Flächenverbrauches sowie der

Verringerung der vorzeitigen Eutrophierung im Rahmen des technisch Möglichen anzustreben.

Das Grundwasserspiegelgefälle wird durch die horizontale Einspiegelung der Seeoberfläche im Nahbereich des Baggersees beeinflusst. Die resultierenden Grundwasserstandsänderungen sind abhängig von dem Grundwasserspiegelgefälle, den Durchlässigkeitsbeiwerten, beziehungsweise der hydraulischen Anbindung des Baggersees an den Grundwasserleiter sowie der Form des Baggersees. Die resultierenden Grundwasserstandsänderungen sind direkt proportional zur Erstreckung des Baggersees in Grundwasserfließrichtung. Bei Grundwasserleitern mit erhöhtem Grundwasserspiegelgefälle und ungünstiger Längserstreckung des Baggersees in Fließrichtung kann es bei geringem Flurabstand zu einem Überlaufen des Baggersees in abstromigen Bereichen kommen. Sollen Grundwasserstandsänderungen möglichst gering gehalten werden, so soll die Längsachse von Baggerseen möglichst quer zur Grundwasserfließrichtung stehen.

Zur Verdeutlichung wurde das nachfolgende numerische Grundwassermodell (umgesetzt mit Feflow 5.2[®]) verwendet. Es vergleicht den Einfluss der Längserstreckung eines Modellbaggersees auf die Reichweite und das Ausmaß der Grundwasserstandsänderungen. Simuliert wurde ein Baggersee mit einem Längen- zu Breitenverhältnis von 4:1. Die Anbindung des Baggersees an den Grundwasserleiter wird im Modell nicht durch Kolmatierungsprozesse überlagert.

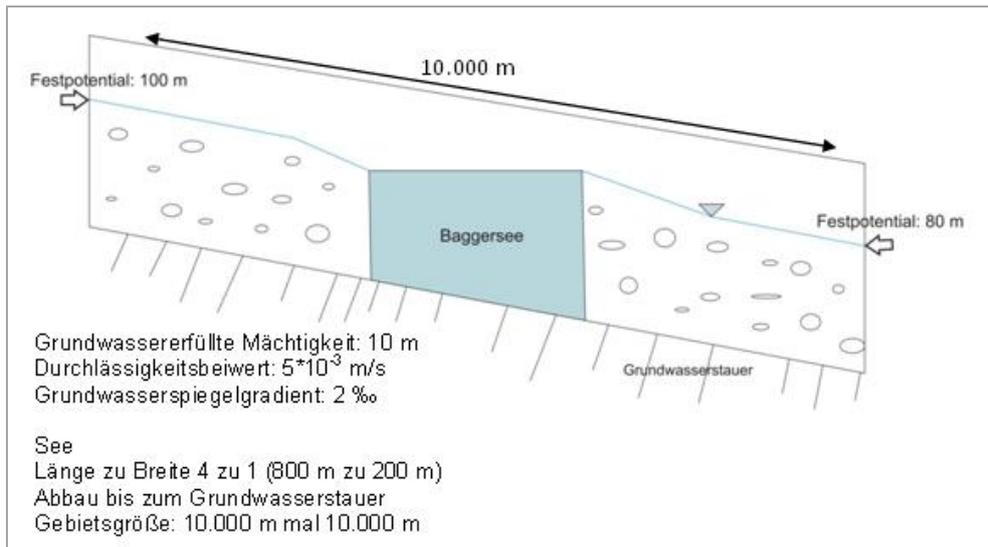


Abb. 85: Modellumsetzung zum Einfluss des Längen- zu Breitenverhältnisses von Baggerseen auf die Grundwasserstandsänderungen (überhöhte, nicht maßstabs- und winkeltreue Seitenansicht)

Steht die Längsseite des Baggersees quer zur Fließrichtung (siehe Abb. 86), so zeigt sich im Vergleich mit einem Baggersee dessen Längsseite in Fließrichtung liegt (siehe Abb. 87) eine geringere Absenkung, bzw. Aufspiegelung des Grundwasserspiegels im Nahbereich des Baggersees. Die Reichweite der Beeinflussung des Grundwasserspiegels ist dementsprechend bei einem Baggersee dessen längste Seite in Fließrichtung steht ausgeprägter. Des Weiteren wird das Einzugsgebiet, aus welchem dem Baggersee Grundwasser zuströmt, proportional zur resultierenden Absenkung des Grundwasserspiegels vergrößert. Mögliche Kontaminationen im Anstrom können dadurch zum Beispiel in das Einzugsgebiet des Baggersees gelangen. Tab. 74 fasst die wichtigsten Modellergebnisse zusammen.

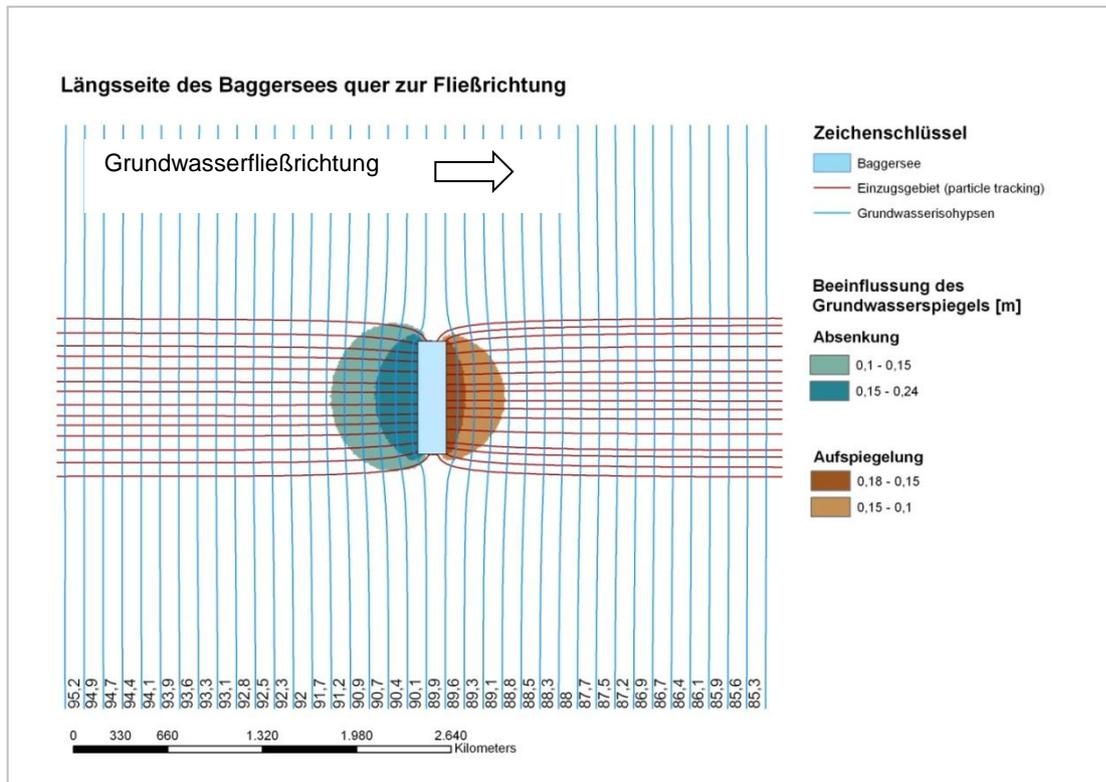


Abb. 86: Modellumsetzung: Längsseite des Baggersees quer zur Fließrichtung

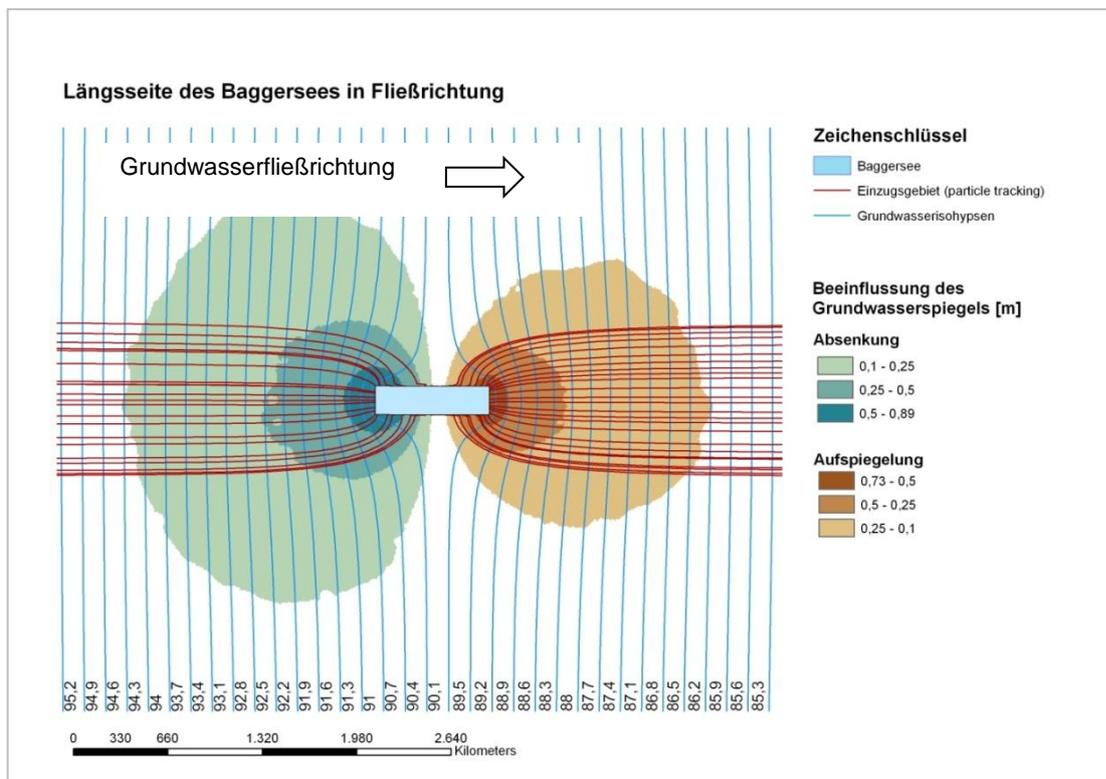


Abb. 87: Modellumsetzung: Längsseite des Baggersees in Fließrichtung

Tab. 74: Zusammenfassung des Einflusses des Längen- zu Breitenverhältnisses der Modellbaggerseen

	Längsseite des Baggersees quer zur Fließrichtung des Grundwassers	Längsseite des Baggersees in Fließrichtung des Grundwassers
Wassereinzugsgebiet des Baggersees	nahezu idente Wassereinzugsgebiete bei einem Grundwasserspiegelgefälle von 2 ‰	
max. Absenkung/ Aufspiegelung	~ +/- 20 cm	~ +/- 80 cm
bei Abdichtung	Barriere im Grundwasserkörper	Im Vergleich erhöhter Anstieg des Seespiegels (Gleichgewichtslinie wandert Richtung Anstrom)
Reichweite der Absenkung (bis +/-10 cm) gemessen ab Mittelpunkt des Baggersees	~ 700 m	~ 2000 m

Die Längsachse von flachgründigen Baggerseen sollte möglichst nicht in Hauptwindrichtung liegen, da nährstoffreiches Seesediment durch Wellenbewegung aufgewirbelt werden kann. Dies kann zu unerwünschter vorzeitiger Eutrophierung führen.

Die Einleitung von Kieswaschwasser in den Baggersee und dem damit verbundenen möglichen Eintrag von Feinmaterial (vorwiegend Schluff- und Tonfraktion < 0,63 mm) kann zu vorzeitigen Abdichtungsprozessen des Baggersees gegenüber dem Grundwasserleiter führen. Dies kann gewünschte (geringe Austauschraten in sensiblen Grundwasserbereichen) und nicht gewünschte Effekte (vorzeitige Eutrophierung des Baggersees) haben. Eine hydrochemische Beeinträchtigung der Baggerseen durch die Einleitung von Kieswaschwasser konnte nach Tillmanns und Hoffmann (2007) bei untersuchten Baggerseen in Deutschland nicht festgestellt werden.

Die Einleitung von Oberflächengewässern in Baggerseen begünstigt den Eintrag von nährstoffreichen bzw. kontaminierten Wässern und kann dadurch zu vorzeitiger Eutrophierung oder Beeinträchtigung des Ökosystems sowie Kontamination des Grundwassers führen. Ein Zufluss von Oberflächenwasser sollte durch geeignete bauliche Maßnahmen (z.B. Damm) verhindert werden.

Die Anlage eines Baggersees in Überflutungsbereichen kann zum Eintrag von möglicherweise kontaminiertem Oberflächenwasser und Sedimenten führen. Liegen Baggerseen in sensiblen Grundwasserbereichen so wird empfohlen, durch bauliche Maßnahmen (z.B. Damm) eine Überflutung, wiederum in Abhängigkeit des Schutzzieles, zu unterbinden. Die periodische Überflutung von Baggerseen in Auegebieten fördert hingegen den naturnahen Lebensraum, bzw. schafft diesen erst. In diesem Zusammenhang ist auch die Renaturierung bzw. Anbindung von Austrukturen an Flusslandschaften zu sehen. Diese Art der Nassbaggerung war nicht Gegenstand des vorliegenden Projektes und bedarf dementsprechend einer gesonderten Einzelfallbetrachtung.

Ein Grundwasserstauer ist ein im Vergleich mit dem Grundwasserleiter gering durchlässiger Boden- oder Gesteinskörper, der als hydraulisch wirksame untere Begrenzung des Grundwasserleiters angesehen werden kann (ÖNORM B 2400). Zwei Grundwasserleiter die hydraulisch durch einen Trennhorizont abgegrenzt sind, unterscheiden sich durch eine Potentialdifferenz und/oder durch unterschiedlichen Grundwasserchemismus. Die Erhaltung dieser Trennhorizonte ist von sehr hoher Bedeutung für den flächenhaften Grundwasserschutz um eine Verlagerung von Stoffen zu verhindern. Trennhorizonte dürfen beim Abbau von Sand und Kies in keinem Fall durchörtert werden.

Durch Sedimentationsprozesse im Baggersee kommt es zur fortschreitenden Abdichtung des Baggersees gegenüber dem Grundwasser. Steile Unterwasserböschungen begünstigen eine langanhaltende Grundwasser-Seewasser-Interaktion. Eutrophierungsprozesse können durch diese Maßnahme verlangsamt werden. Jedoch wird hierdurch gleichzeitig die Abdichtung des Baggersees gegenüber dem Grundwasserleiter verzögert. Hier muss bei der Nachnutzung, z.B. für die nicht intensive Nutzung zur Fischerei oder Badebetrieb, ein Kompromiss zwischen Eutrophierung (bei flachen Unterwasserböschungen) und Grundwasserschutz getroffen werden. Für den Grundwasserschutz, bei beabsichtigter Nachnutzung, ist eine Abdichtung durch Sedimentation (flache Unterwasserböschungen) vorzuziehen. Je nach Nachnutzung beziehungsweise lokaler Bedeutung des Grundwasserschutzes ist die Priorität anders zu setzen.

Flachwasserzonen erhöhen die Habitatvielfalt der Baggerseen und die Anzahl jener Zonen mit hoher Lichtverfügbarkeit, wo Makrophyten und Algen vermehrt Nährstoffe

aufnehmen können. Mikrobielle Gemeinschaften an den Grenzflächen tragen zur Retention von anthropogenen Nährstoffen und von gelöstem organischen Kohlenstoff bei. Die vorliegende Studie liefert jedoch keine Hinweise, dass Tiefe und Oberfläche der Baggerseen einen Einfluss auf Nährstoffe, Kohlenstoff oder mikrobielle Abundanz im abstromigen Grundwasser haben.

Inseln oder Flachwasserzonen in der Mitte des Sees beeinflussen die natürliche Frühjahrs- und Herbstzirkulation des Gewässers. Hierdurch kann der natürliche Austausch von Nährstoffen, Kohlenstoff und Sauerstoff unterbunden werden. Es kommt zu einer verstärkten Akkumulation von Seesediment in den entsprechenden Bereichen des Baggersees.

In der landwirtschaftlichen Praxis sind bei dem Einsatz von Pestiziden Mindestabstände zu Oberflächengewässern einzuhalten. Diese Mindestabstände können in Abhängigkeit der eingesetzten Pestizide, der verwendeten Spritzgeräte und der Feldfrucht bis zu 75 m betragen (Roscher, 2010). Ein dicht bepflanzter Vegetationspuffer gegenüber landwirtschaftlichen Flächen kann den Eintrag durch Winddrift selbst dann minimieren, wenn die Regelabstände der guten landwirtschaftlichen Praxis nicht lückenlos eingehalten werden.

Durch die Anlage eines Baggersees kommt es zu einer Veränderung des Grundwasserspiegelgefälles und der Grundwasserfließrichtung im Nahbereich. Durch geänderte Grundwasserfließrichtung können Abstromfahnen von Grundwasserkontaminationen, die sich im Nahbereich des Baggersees befinden, beeinflusst werden. Die Umsetzungsprozesse der Stoffe im System Baggersee-Grundwasser-Sediment können nur fallspezifisch bewertet werden. Die Abschätzung der Auswirkung der in den Baggersee eingetragenen Kontaminationen auf die abstromige Grundwasserqualität bedarf aufgrund der Vielzahl an möglichen Kontaminanten und Prozessen immer einer Einzelfalluntersuchung.

Aussagen zur Verfüllung von Baggerseen wurden aus internationalen Studien und der langjährigen wissenschaftlichen Expertise der Bearbeiter zu der Verwertung von mineralischen Reststoffen abgeleitet. Die detaillierte Untersuchung der Wiederverfüllung bzw. Teilverfüllung von Baggerseen mit ortsfremdem Material, insbesondere mineralische Reststoffe, war nicht Gegenstand des vorliegenden

Projektes, weshalb keine Proben aus verfüllten oder teilverfüllten Baggerseen oder dem Verfüllungsmaterial genommen und untersucht wurden.

Die Heterogenität jedes ortsfremden Verfüllungsmaterials und die große Bandbreite möglicher Kontaminanten macht eine lückenlose Kontrolle des einzubringenden Materials nahezu unmöglich. In der Praxis kann z.B. nicht jeder einzelne Lastkraftwagen mit Verfüllungsmaterial lückenlos untersucht werden. Es besteht immer ein Restrisiko, dass kontaminiertes Material, trotz vorschriftsgemäß genommener Stichproben, unentdeckt bleibt und zur Verfüllung gelangt.

Der Parameterumfang einer Stichprobe ist immer limitiert. So gibt es eine Vielzahl von wassergefährdenden Stoffen, die nicht in den gültigen Regelwerken als Untersuchungsparameter enthalten sind. Als einige wenige Beispiele seien hier Heterozyklen, nicht EPA-PAK (PAK, die nicht im Rahmen der üblichen 16 EPA-PAK gemessen werden) oder PFT (perflourierte Tenside) zu nennen. Die Anzahl der bekannten wassergefährdenden Substanzen erweitert sich ständig. Es ist somit möglich, dass Substanzen, welche heute nicht zu dem Parameterumfang einer Fachrichtlinie gehören, in wenigen Jahren in diese aufgenommen werden müssen und post-hoc festgestellt wird, dass ein vorher als nicht kontaminiert betrachtetes Material doch eine Kontamination aufweist.

Zusätzlich ist bekannt, dass die Untersuchungsmethoden, die in den gültigen Regelwerken genannt werden, wie z.B. das im Bundesabfallwirtschaftsplan 2011 angeführte wässrige Eluat für die Klasse A2-G, nicht die tatsächlichen Verhältnisse im Untergrund wiedergeben kann, eher geeignet sind hier CEN/TS 14405 oder DIN 19528. Somit entsprechen die Konzentrationen nicht denen, die später im Untergrund vorhanden sein werden. Insbesondere ist hier der im Testverfahren unterschiedliche pH-Wert, die unterschiedlichen Redoxbedingungen, sowie das unterschiedliche Wasser-/ Feststoffverhältnis zu nennen (vergleiche hierzu Hofmann 2002, Christ 2004, Schuwirth 2006, Karnuth 2003 sowie Susset & Grathwohl 2011 und die hierin zitierte Literatur).

Bei der Verfüllung ortsfremden Materials ist deshalb in einer strengen Einzelfallprüfung abzuwägen, ob das Risiko einer Grundwasserkontamination durch die Verfüllung zu dem beabsichtigten Nutzen der Verfüllung in einer sinnvollen und zu verantwortenden Relation steht. Zusätzlich muss aus Sicht der Autoren ein

wesentliches öffentliches Interesse an der Verfüllung bestehen, welches die oben genannten Risiken berücksichtigt. Eine Verfüllung muss strengsten Auflagen hinsichtlich des verwendeten Materials entsprechen, den Untersuchungsumfang nach z.B. Bundesabfallwirtschaftsplan 2011, Klasse A2-G, erachten die Autoren für nicht ausreichend.

Die Autoren empfehlen deshalb, aus den angeführten prinzipiellen Überlegungen, Baggerseen im Sinne des vorsorgenden Grundwasserschutzes nach Möglichkeit nicht zu verfüllen. Die Bedeutung des betroffenen Grundwasserkörpers für die derzeitige und zukünftige Wasserversorgung ist zu berücksichtigen. In Gebieten, die für die Trinkwassergewinnung genutzt werden (oder zukünftig genutzt werden sollen) sollten Verfüllungen im Sinne des vorsorgenden Grundwasserschutzes nicht erfolgen.

Nachnutzung

Der Landschaftssee ist die ökologisch nachhaltigste und sicherste Art der Nachnutzung, da davon ausgegangen werden kann, dass es zu keiner zusätzlichen anthropogenen Belastung des Gewässers kommt. Im Ökosystem Baggersee bildet sich mit der Zeit ein natürliches Nahrungsnetz, welches in weiterer Folge nachhaltig die Retentionseigenschaften des Baggersees für Nährstoffe, aber auch Schadstoffen gewährleisten kann (Bertleff. et al. 2001, Sandler, 2000).

Durch die Beanspruchung des Gewässers durch Fischbesatz und Anfütterung kann die Etablierung eines natürlichen Nahrungsnetzes unterbunden werden (Sandler, 2000, Schlott et al., 2000, Landesfischereiverband OÖ, 1994,). Einmal in den See eingebrachte Fischarten können nur sehr schwer wieder aus dem System entfernt werden (Kraft, 1984). Des Weiteren kann ein möglicher gesetzwidriger Einsatz von Medikamenten oder Hormonen bei der Fischzucht nur sehr schwer kontrolliert werden. Die Zulässigkeit einer Nutzung für extensive Fischerei muss in Abhängigkeit der derzeitigen und zukünftigen Nutzung des abstromigen Grundwassers beurteilt werden und stellt eine Einzelfallbeurteilung dar.

Die Nutzung von Baggerseen als Badeseen führt zu Nährstoffeinträgen (Fank et al., 2005, Landesfischereiverband OÖ, 1994, Schulz, 1981) und zur Beeinflussung der Lebensformen und der Vegetation im Gewässer. Die Etablierung eines natürlichen Nahrungsnetzes wird erschwert. Des Weiteren ist der langfristige Effekt

von ‚personal care products‘, wie z.B. Sonnencremes oder Duftstoffen auf die Umwelt wissenschaftlich noch nicht ausreichend untersucht. Studien wie jene von Battin et al. (2009) zeigen zum Beispiel den negativen Effekt von TiO_2 (Titandioxid, UV-Filter in Sonnencremes) auf mikrobielle Gemeinschaften in aquatischen Ökosystemen. Zusätzlich muss der Einfluss der notwendigen Infrastruktur inklusive möglicher Gefährdungen durch Kraftfahrzeuge kritisch beurteilt werden.

19 Übertragbarkeit der vorliegenden Studie

Ausgewählte Systeme und Vergleichbarkeit

Die ausgesuchten Seen wurden nur extensiv genutzt. Badenutzung, intensive Fischzucht und andere Formen anthropogener Beeinflussung sollten möglichst ausgeschlossen werden. Überlagernde Prozesse die aus der Nachnutzung des Sees entstehen, konnten so vermieden werden, jedoch können die Ergebnisse dieser Studie nur auf ähnlich genutzte Seen übertragen werden.

Die hydrochemische Fazies der Grundwässer repräsentieren in den Untersuchungsgebieten Tillmitsch, Hörsching und Persenbeug klassische Calcium-Hydrogencarbonat Grundwässer (siehe Kapitel 10.1). In dem Untersuchungsgebiet in Pframa ist ein Calcium- Magnesium- Hydrogencarbonat- Sulfat-Grundwasser anzutreffen, diese Fazies ist charakteristisch für den pannonischen Raum. Die hydrochemische Fazies im Untersuchungsgebiet Grafenwörth liegt in der Ausprägung zwischen diesen beiden Wassertypen. Somit decken die Seen typische hydrochemische Randbedingungen ab, die Ergebnisse können aus diesem Gesichtspunkt übertragen werden.

Die mittlere Verweilzeit des Seewassers in den untersuchten Baggerseen deckt einen Bereich zwischen 0,2 und 1,5 Jahren ab. Sowohl Baggerseen mit einem erhöhten als auch geringerem Grundwasserzustrom wurden in dieser Studie untersucht. Auch dieser Rahmen lässt eine Übertragbarkeit auf andere Gebiete zu.

In den Untersuchungsgebieten waren ausschließlich oxische Grundwässer anstromig der Baggerseen vorzufinden. Die Ergebnisse vorliegender Studie sind dementsprechend nur auf Grundwasserleiter mit oxischen Bedingungen ($O_2 > 1 \text{ mg/l}$) anzuwenden, welche jedoch typisch für die flachen Grundwasserleiter Österreichs sind. Grundwasserleiter mit anoxischen Grundwässern können durch diese Studie nicht beurteilt werden. Eine umfangreiche Baggerseenstudie, in der auch Grundwasserleiter mit anoxischen Bedingungen vertreten sind, ist z.B. bei Bertleff et al. (2001) nachzulesen.

Übertragbarkeit

Die Untersuchungsergebnisse der vorliegenden Studie in Bezug auf Hydrochemie und Schwermetalle stimmen mit jenen der nationalen und internationalen Literatur überein. Die Übertragbarkeit dieser Studie auf andere extensiv genutzte Baggerseen in Österreich ist möglich, sofern die hydrogeologischen und hydrochemischen Randbedingungen nicht signifikant verschieden sind.

Es zeigt sich anhand der in der Literatur dargestellten Ergebnisse, dass der Austrag von Ammonium, Nitrit, Nitrat und Phosphat aus dem Baggersee in den Grundwasserleiter stark vom jeweiligen System abhängig ist. Eine generelle Übertragbarkeit ist deshalb nicht gewährleistet. Welche Prozesse (z.B. Ammonifikation, Nitrifikation, Denitrifikation, anoxische Ammonifikation) im Stickstoffkreislauf überwiegen, ist von zahlreichen physikochemischen Bedingungen und von der Zusammensetzung der biotischen Gemeinschaften abhängig.

Eine Übertragbarkeit der mikrobiellen Abundanz und des Metabolismus des organischen Kohlenstoffs ist aufgrund der geringen internationalen Studienanzahl nicht gewährleistet.

Die Untersuchungsergebnisse für das Vorkommen von Mikrocytin im Baggersee sind nur bedingt übertragbar, da für Baggerseen nur wenige Studien vorliegen. Aufgrund der Studienlage zu ähnlichen Systemen kann jedoch davon ausgegangen werden, dass Mikrocytin bakteriell rasch im Seewasser (Park et al. 2001; Zurawell et al. 2005), bzw. im Seesediment und Grundwasser abgebaut wird.

Unter Berücksichtigung der internationalen Studienlage zum Verhalten von Schwermetallen ist nicht davon auszugehen, dass diese in den untersuchten oxischen Systemen eine Gefährdung für das abstromigen Grundwassers darstellen.

20 Literatur

- Abrantes, N., Pereira, R., Gonsalves, F., 2010. Occurrence of Pesticides in Water, Sediments, and Fish Tissues in a Lake Surrounded by Agricultural Lands: Concerning Risks to Humans and Ecological Receptors. *Water, Air, and Soil Pollution*: 1-12.
- Achten, C. und Hofmann, T., 2010. Umweltrelevanz von natürlichen polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen aus Steinkohlen – eine Übersicht. *Grundwasser*, 15(1): 5-18.
- Affolter, A., Huggenberger, P., Scheidler, S., Epting, J., 2010. Adaptives Grundwassermanagement in urbanen Gebieten. *Grundwasser*, 15(3): 147-161.
- Alfreider, A., Loferer-Krössbacher, M., Psenner, R., 2001. Influence of artificial groundwater lakes on the abundance and activity of bacteria in adjacent subsurface systems. *Limnologica*, 31: 249-255.
- Amt der NÖ Landesregierung, G.W.-A.W., 1994. Wasserrechtliche Bescheid der Nassbaggerung Franz Malaschofsky GesmbH.
- Amt der NÖ Landesregierung, G.W.-A.W., 2009a. Grundwasserisohypsen Ybbser Scheibe - digitaler Datensatz.
- Amt der OÖ Landesregierung, W., Grund- und Trinkwasserwirtschaft, 2004. Kiesleitplan Oberösterreich - Zentralraum.
- Amt der OÖ Landesregierung, W., Grund- und Trinkwasserwirtschaft, 2009b. Grundwasserschichtenplan Welser Heide, Stand: Dez. 2006, digitaler Datensatz.
- Andersson, E. and Brunberg, A.-K., 2006. Inorganic nutrient acquisition in a shallow clearwater lake - dominance of benthic microbiota. *Aquat. Sci.*, 68: 172-180.
- Appelo, C.A.J. and Post, D., 2005. *Geochemistry, groundwater and pollution*. Balkema, Leiden.
- Arts, M.T., M. T. Brett, Kainz, M. J., 2009. *Lipids in Aquatic Ecosystems* Springer Verlag, New York.
- Bach, M., Huber, A. and Frede, H.G., 2001. Input pathways and river load of pesticides in Germany - A national scale modeling assessment, pp. 261-268.
- Backer, L.C., 2002. Cyanobacterial harmful algal blooms (CyanoHABs): Developing a public health response. *Lake and Reservoir Management*, 18(1): 20-31.
- Battin, T.J., 1998. Dissolved organic matter and its optical properties in a blackwater tributary of the upper Orinoco river, Venezuela. *Org. Geochem.*, 28(9/10): 561-569.
- Battin, T.J., Butturini, A., Sabater, F., 1999. Immobilization and metabolism of dissolved organic carbon by natural sediment biofilms in a Mediterranean and temperate stream. *Aquat. Microb. Ecol.*, 19: 297-305.
- Bechtel, A. and Schubert, C.J., 2009. A biogeochemical study of sediments from the eutrophic Lake Lugano and the oligotrophic Lake Brienz, Switzerland. *Organic Geochemistry*, 40(10): 1100-1114.
- Benedetti, M.F., Van Riemsdijk, Willem H., Koopal, Luuk K., Kinniburgh, David G., Goody, Daren C., Milne, Chris J., 1996. Metal ion binding by natural organic matter: From the model to the field. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 60(14): 2503-2513.
- Bergström, B., 1984. Potential mobility of phosphorus in different types of lake sediment. *Int. Rev. Gesamten Hydrobiol.*, 69: 457-474.
- Bertleff, B., Plum, H., Schuff, J., Stichler, W., Storch, D. H., Trapp, C., 2001. Wechselwirkungen zwischen Baggerseen und Grundwasser - Ergebnisse isopenhydrologischer und hydrochemischer Untersuchungen im Teilprojekt 6 des Forschungsvorhabens „Konfliktarme Baggerseen (KaBa)“. Studie im Auftrag des Landesamtes für Geologie, Rohstoffe und Bergbau - Baden-Württemberg (Hrsg), pp. 64pp.
- Boos, K.-J., 1996. Nährstoff- und Schadstoffeinträge in Baggerseen – Literaturstudie. – Veröff. zentr. Fachdienst Wasser – Boden – Abfall – Altlasten, Landesanst. Umweltschutz Baden-Württ., 33: Karlsruhe.

- Boos, K.J. und Strohm, F., 1999. Ab- und Umbauprozesse in Baggerseen und deren Einfluß auf das Grundwasser: Literaturlauswertung. – Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie, 52: Karlsruhe (LfU).
- Brenner, M., Whitmore, T.J., Curtis, J.H., Hodell, D.A., Schelske, C.L., 1999. Stable isotope (δ C-13 and δ N-15) signatures of sedimented organic matter as indicators of historic lake trophic state. *Journal of Paleolimnology*, 22(2): 205-221.
- Budge, S.M., Parrish, C.C., McKenzie, C.H., 2001. Fatty acid composition of phytoplankton, settling particulate matter and sediments at a sheltered bivalve aquaculture site. *Marine Chemistry*, 76(4): 285-303.
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, U.u.W., Österreichisches Messnetz für Isotopen im Niederschlag und in Oberflächengewässern (ANIP), Datenabfrage am 09.09.2010, <http://wisa.lebensministerium.at/h2o>.
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, U.u.W., 2006. Wassergüte in Österreich – Jahresbericht 2006, Erhebung der Wassergüte gemäß Hydrographiegesetz (BGBL.-Nr. 252/90, i.d.g.F.), Wien.
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, U.u.W., 2009. Daten und Zahlen 2009, Wien.
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, U. u. W., 2011, Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2011, Band 1 & 2. Abteilung VI/3. Wien.
- Capel, P.D., Larson, S.J., Winterstein, T.A., 2001. The behaviour of 39 pesticides in surface waters as a function of scale. *Hydrological Processes*, 15(7): 1251-1269.
- Cepuder, P., Tuller, M., Sagerer, A., Suda, J., 1998. Grundwasserschonender Ackerbau im Marchfeld. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- Cermak, P., Gamerith, H., Proksch, T., Strauch, M., Zideck, R., 2007. Raumeinheit unteres Trauntal In: D.f.L. Amt der OÖ. Landesregierung, wirtschaftliche und ländliche Entwicklung - Abteilung Naturschutz (Editor), pp. 94.
- Chen, Y.W., Qin, B.Q., Teubner, K., Dokulil, M.T., 2003. Long-term dynamics of phytoplankton assemblages: Microcystis-domination in Lake Taihu, a large shallow lake in China. *Journal of Plankton Research*, 25(4): 445-453.
- Chorus, I. and Bartram, J., 1999. Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management. E & FN Spon An imprint of Routledge.
- Christ, A., 2004, Transport von partikelgebundenen Schadstoffen in der ungesättigten Zone. Dissertation am Fachbereich Geowissenschaften der Johannes Gutenberg-Universität Mainz, wissenschaftliche Betreuung Prof. T. Hofmann, Mainz.
- Clark, F. and Fritz, P., 1997. Environmental Isotopes in Hydrogeology. Lewis Publishers, New York.
- Cole, J.J., Prairie, Yves T., Caraco, Nina F., Mc Dowell, W. H., Tranvik, L. J., Striegl, R. G., Duarte, C. M., Kortelainen, P., Downing, J. A., Middleburg, J. J., Melack, J., 2007. Plumbing the Global Carbon Cycle: Integrating Inland Waters into the Terrestrial Carbon Budget. *Ecosystems*, 10: 171-184.
- Cole, J.J., Findlay, S., Pace, M.L., 1988. Bacterial production in fresh and saltwater ecosystems: a cross-system overview. *Mar. Ecol.Prog. Ser.*, 43: 1-10.
- Cole, J.J., Pace, M.L., Carpenter, S.R., Kitchell, J.F., 2000. Persistence of net heterotrophy in lakes during nutrient addition and food web manipulations. *Limnol. Oceanogr.*, 45(8): 1718-1730.
- Craig, H. and Gordon, L.I., 1965. Deuterium and oxygen 18 variations in the ocean and marine atmosphere. In: E. Tongiogi (Editor), Stable Isotopes in Oceanographic Studies and Paleotemperatures. V. Lishi e F., Pisa, Spoleto, Italy, pp. pp 9-130.
- Darsow, A., Schafmeister, M.T., Hofmann, T., 2009. An arcgis® approach to include tectonic structures in point data regionalization. *Ground Water*, 47(4): 591-597.
- Davis, B.N.K., Lakhani, K.H., Yates, T.J., Frost, A.J., Plant, R.A., 1993. Insecticide drift from ground-based, hydraulic spraying of peas and brussels sprouts: bioassays for determining buffer zones. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 43(2): 93-108.

- De Rossi, C., Bierl, R., Riefstahl, J., 2003. Organic pollutants in precipitation: Monitoring of pesticides and polycyclic aromatic hydrocarbons in the region of Trier (Germany). *Physics and Chemistry of the Earth*, 28(8): 307-314.
- Del Giorgio, P.A. and Cole, J.J., 1998. Bacterial Growth Efficiency in Natural Aquatic Systems. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 29: 503-541.
- Downing, J.A. and McCauley, E., 1992. The nitrogen : phosphorus relationship in lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 37(5): 936-945.
- Elser, J.J., Stabler, L.B., Hasset, R.P., 1995. Nutrient limitation of bacterial growth and rates of bacterivory in lakes and oceans: a comparative study. *Aquatic Microbial Ecology*, 9: 105-110.
- EU, 2009. RL 2009/128/EG, RICHTLINIE 2009/128/EG über einen Aktionsrahmen der Gemeinschaft für die nachhaltige Verwendung von Pestiziden. EUROPÄISCHE PARLAMENT UND DER RAT DER EUROPÄISCHEN UNION.
- Fank, J., 1981. Untersuchungen der Auswirkung von Flachwasserzonen im Baggerteichen. In: J. Research (Editor). Studie im Auftrag der Steiermärkischen Landesregierung.
- Fank, J., Rock, G., Dalla-Via, A., Harum, T., Ortner, G., Poltnig, W., 2002. Grundwassermodell "Kremser Bucht" Endbericht. - Unveröff. Bericht, Inst. f. Hydrologie und Geothermie JOANNEUM RESEARCH, Graz, pp. pp. 156.
- Fank, J., Rock, G., Dalla-Via, A., Poltnig, W., Draxler, M., Plieschnegger, M., 2008. Grundwasserströmungsmodell Marchfeld. Studie im Auftrag der Niederösterreichischen Landesregierung, St. Pölten, unveröffentlicher Bericht, pp. pp. 117.
- Fank, J., Rock, G., Partl, P., Weisse, T., 2005. 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.), pp. pp. 237.
- Feflow, 2007a. Feflow Reference Manual. Retrieved 20.02.2010, from <http://www.feflow.info>.
- Feflow, 2007b. White Papers Vol. 1-4. Retrieved 20.02.2010, from <http://www.feflow.info>.
- Fleckenstein, J.H., Neumann, C., Volze, N., Beer, J., 2009. Spatio-temporal patterns of lake-groundwater exchange in an acid mine lake. *Raumzeitmuster des See-Grundwasser-Austausches in einem sauren Tagebaurestsee*, 14(3): 207-217.
- Foreman, W.T., Majewski, M.S., Goolsby, D.A., Wiebe, F.W., Coupe, R.H., 2000. Pesticides in the atmosphere of the Mississippi River Valley, part II - Air. *Science of the Total Environment*, 248(2-3): 213-226.
- Fouilland, E. and Mostajir, B., 2010. Revisited phytoplanktonic carbon dependency of heterotrophic bacteria in freshwaters, transitional, coastal and oceanic waters. *FEMS Microbiology Ecology*: 1-11.
- Funari, E. and Testai, E., 2008. Human health risk assessment related to cyanotoxins exposure. *Critical Reviews in Toxicology*, 38(2): 97-125.
- Ganzelmeier, H., Rautmann, D., Spangenberg, R., Streloke, M., Hermann, M., Wenzelburger, H.J., Walter, H.F., 1995. Untersuchungen zur Abtrift von Pflanzenschutzmitteln. *Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin-Dahlem*, Heft 304.
- Gat, R.J., 2010. *Isotope Hydrology: A Study of the Water Cycle*. Series on Environmental Science and Management – Vol. 6, Imperial College Press, London.
- Gibson, J.J., 2002. Short-term evaporation and water budget comparisons in shallow Arctic lakes using non-steady isotope mass balance. *Journal of Hydrology*, 264(1-4): 242-261.
- Goldyn, R., Szelag-Wasielewska, E., Kowalczywska-Madura, K., Dondajewska, R., Szyper, H., Joniak, T., Piechowiak, M., Domek, P., 2006. Functioning of the gravel pit lake in Owinska (West Poland) in the years 2001-2005. *Teka Kom. Ochr. Kszt. Srod. Przryr*, 3: 45-54.
- Gonfiantini, R., 1986. Environmental isotopes in lake studies. In: P. Fritz, Fontes, J.-C. (Eds.) (Editor), *Handbook of Environmental Isotope Geochemistry, The Terrestrial Environment*, Vol. 2. . Elsevier, New York, pp. pp. 113-168.

- Gruppe Umwelt und Technik, 2005. Wasserwerk Scharlinz - Ausweisung von Schutzzonen, Hydrogeologische Untersuchungen - Darstellung von Gefährdungspotentialen, Studie im Auftrag der Luinz Service GmbH, unveröffentlichter Bericht.
- Grützmaker, G., Wessel, G., Klitzke, S., Chorus, I., 2010. Microcystin elimination during sediment contact. *Environmental Science and Technology*, 44 (2), pp. 657-662.
- Guildford, S.J. and Hecky, R.E., 2000. Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes and oceans: Is there a common relationship? *Limnol. Oceanogr.*, 45(6): 1213-1223.
- Hagerthey, S.E. and Kerfoot, W.C., 1998. Groundwater flow influences the biomass and nutrient ratios of epibenthic algae in a north temperate seepage lake. *Limnol. Oceanogr.*, 43(6): 1227-1242.
- HAÖ, 2007. Hydrologischer Atlas von Österreich. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- Harrison, J., Maranger, R., Alexander, R., Giblin, A., Jacinthe, P., Mayorga, E., Seitzinger, S., Sobota, D., Wollheim, W., 2009. The regional and global significance of nitrogen removal in lakes and reservoirs. *Biogeochemistry*, 93(1): 143-157.
- Heissenberger, M., Watzke J., Kainz, M. J., 2009. Effect of nutrition on fatty acid profiles of riverine, lacustrine and aquaculture-raised salmonids of pre-alpine habitats. *Hydrobiologia* 650: 243-254.
- Hoferkamp, L., Hermanson, M.H., Muir, D.C.G., 2010. Current use pesticides in Arctic media; 2000-2007. *Science of the Total Environment*, 408(15): 2985-2994.
- Hofmann, T., 2002. Sickerwasserprognosen. Abschätzung des Eintrages von anorganischen Stoffen mit dem Sickerwasser in das Grundwasser. Habilitationsschrift, Fachbereich Geowissenschaften der Johannes-Gutenberg Universität Mainz, Mainz.
- Holvoet, K.M.A., Seuntjens, P., Vanrolleghem, P.A., 2007. Monitoring and modeling pesticide fate in surface waters at the catchment scale. *Ecological Modelling*, 209(1): 53-64.
- Horita, J. and Wesolowski, D.J., 1994. Liquid-vapor fractionation of oxygen and hydrogen isotopes of water from the freezing to the critical temperature. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 58(16): 3425-3437.
- Huntscha, S., Singer, H., Canonica, S., Schwarzenbach, R.P., Fenner, K., 2008. Input dynamics and fate in surface water of the herbicide metolachlor and of its highly mobile transformation product metolachlor ESA. *Environmental Science and Technology*, 42(15): 5507-5513.
- Ibelings, B.W., Vonk, M., Los, H.F.J., van der Molen, D.T., Mooij, W.M., 2003. Fuzzy modeling of cyanobacterial surface waterblooms: Validation with NOAA-AVHRR satellite images. *Ecological Applications*, 13(5): 1456-1472.
- Ishiwatari, R., Negishi, K., Yoshikawa, H., Yamamoto, S., 2009. Glacial-interglacial productivity and environmental changes in Lake Biwa, Japan: A sediment core study of organic carbon, chlorins and biomarkers. *Organic Geochemistry*, 40(4): 520-530.
- Jensen, H.S. and Andersen, F.O., 1992. Importance of temperature, nitrate, and pH for phosphate release from aerobic sediments of four shallow, eutrophic lakes *Limnol. Oceanogr.*, 37(3): 577-589.
- Kainz, M., Lucotte, M., Parrish, C.C., 2003. Relationships between organic matter composition and methyl mercury content of offshore and carbon-rich littoral sediments in an oligotrophic lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60(7): 888-896.
- Karlsson, O.M., Richardson, J.S., Kiffney, P.M., 2006. Modelling organic matter dynamics in headwater streams of south-western British Columbia. *Canada. Ecol. Model.*, 183: 463-476.
- Karnuth, M., 2003. Verhalten von Recycling-Materialien in der Umwelt: Labor- und Feldversuche. Dissertation am Fachbereich Geowissenschaften der Johannes Gutenberg Universität in Mainz, wissenschaftliche Betreuung Prof. T. Hofmann, Mainz.
- Kelleher, B.P. and Simpson, A.J., 2006. Humic Substances in Soils: Are They Really Chemically Distinct? *Environmental Science & Technology*, 40(15): 4605-4611.
- Kelly, V.J., 2001. Influence of reservoirs on solute transport: a regional-scale approach. *Hydrological Processes*, 15(7): 1227-1249.

- Kosikowska, M. and Biziuk, M., 2010. Review of the determination of pesticide residues in ambient air. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 29(9): 1064-1072.
- Kreuger, J. and Törnqvist, L., 1998. Multiple regression analysis of pesticide occurrence in streamflow related to pesticide properties and quantities applied. *Chemosphere*, 37(2): 189-207.
- Kroger, E., Verreault, R., Carmichael, P. H., Lindsay, J., Julien, P., Dewailly, E., Ayotte, P., Laurin, D., 2009. Omega-3 fatty acids and risk of dementia: the Canadian Study of Health and Aging. *American Journal of Clinical Nutrition*, 90(1): 184-192.
- Kunkel, R., 2004. Die natürliche, ubiquitär überprägte Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland Forschungszentrum Jülich GmbH, Programmgruppe Systemforschung und Technologische Entwicklung, Jülich, pp. 204.
- Kuntze, H., Roeschmann, G., Scherdtfeger, G., 1994. *Bodenkunde*, Ulmer, Stuttgart, 424 pp.
- Lampert, W. and Sommer, U., 1999. *Limnoökologie*. Thieme Verlag, Stuttgart.
- Lapworth, D.J., Gooddy, D.C., Butcher, A.S., Morris, B.L., 2008. Tracing groundwater flow and sources of organic carbon in sandstone aquifers using fluorescence properties of dissolved organic matter (DOM). *Applied Geochemistry*, 23(12): 3384-3390.
- Latour, D., Sabido, O., Salencon, M.J., Giraudet, H., 2004. Dynamics and metabolic activity of the benthic cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* in the Grangent reservoir (France). *Journal of Plankton Research*, 26(7): 719-726.
- Latour, D., Salencon, M.J., Reyss, J.L., Giraudet, H., 2007. Sedimentary imprint of *Microcystis aeruginosa* (Cyanobacteria) blooms in Grangent reservoir (Loire, France). *Journal of Phycology*, 43(3): 417-425.
- Lawlor, A.J. and Tipping, E., 2003. Metals in bulk deposition and surface waters at two upland locations in northern England. *Environmental Pollution*, 121(2): 153-167.
- Leder, K., 2008. Tend und Jahresverlauf der Niederschlagsdaten in Österreich von 1983 - 2007, Technische Universität Wien (Diplomarbeit).
- Leonard, R.A., 1990. Movement of pesticides into surface waters. SSSA Book Series No. 2. In: H.H.E. Cheng (Editor), *Pesticides in the Soil Environment: Processes, Impacts, and Modeling*. Soil Science Society of America, Madison, WI, USA, pp. 303-349.
- Long, B.M., Jones, G.J., Orr, P.T., 2001. Cellular microcystin content in N-limited *Microcystis aeruginosa* can be predicted from growth rate. *Applied and Environmental Microbiology*, 67(1): 278-283.
- M. Berggren, L.S., H. Laudon, J. Karlsson, A. Jonsson, R. Giesler, A. K. Bergström, M. Jansson, 2010. Lake secondary production fueled by rapid transfer of low molecular weight organic carbon from terrestrial sources to aquatic consumers. *Ecology Letters*, 13(7): 870-880.
- Majewski, M.S., Foreman, W.T., Goolsby, D.A., 2000. Pesticides in the atmosphere of the Mississippi River Valley, part I - Rain. *Science of the Total Environment*, 248(2-3): 201-212.
- McKnight, D.M., Boyer, Elizabeth W., Westernhoff, P. K., Doran, P. T., Kulbe, T., Andersen, D. T., 2001. Spectrofluorometric characterization of dissolved organic matter for indication of precursor organic material and aromaticity. *Limnol. Oceanogr.*, 46(1): 38-48.
- McKnight, Kenneth E. Bencala, Gary W. Zellweger, George R. Aiken, Gerald L. Feder, Kevin A. Thorn, 1992. Sorption of dissolved organic carbon by hydrous aluminum and iron oxides occurring at the confluence of Deer Creek with the Snake River, Summit County, Colorado. *Environmental Science & Technology*, 26(7): 1388-1396.
- Meli, S.M., Capri, E., Gennari, M., 2007. Exposure of surface water bodies to chlorpyrifos and chlorpyrifos-methyl in the Mediterranean Area. *Fresenius Environmental Bulletin*, 16(1): 50-56.
- Meyer, J., 1997. Erweiterung und Sanierung einer Nassbaggerung in der KG Grafenwörth - Hydrogeologisches Gutachten. Unveröffentlichtes Gutachten.
- Meyers, P.A. and Ishiwatari, R., 1993. Lacustrine Organic Geochemistry - An Overview of Indicators of Organic-Matter Sources and Diagenesis in Lake-Sediments. *Organic Geochemistry*, 20(7): 867-900.

- Meyers, P.A. and Lallier-Verges, E., 1999. Lacustrine sedimentary organic matter records of Late Quaternary paleoclimates. *Journal of Paleolimnology*, 21(3): 345-372.
- Meziane, T., Bodineau, L., Retiere, C., Thoumelin, G., 1997. The use of lipid markers to define sources of organic matter in sediment and food web of the intertidal salt-marsh-flat ecosystem of Mont-Saint-Michel Bay, France. *Journal of Sea Research*, 38(1-2): 47-58.
- Mladenov, N., McKnight, D.M., Wolski, P., Murray-Hudson, M., 2007. Simulation of DOM fluxes in a seasonal floodplain of the Okavango Delta, Botswana. *Ecological Modelling*, 205: 181-195.
- Nachtnebel, P. und Holzmann, H., 1993. Regionale Grundwasserneubildung im Marchfeld. *Arch. f. Lagerst.forsch. Geol. B.-A.*, Band 14, Wien.
- Offem, B.O. and Ayotunde, E.O., 2008. Toxicity of lead to freshwater invertebrates (Water fleas; *Daphnia magna* and *Cyclop* sp) in fish ponds in a tropical floodplain. *Water Air and Soil Pollution*, 192(1-4): 39-46.
- Offenthaler, I., Dirnböck, T., Grabner, M.T., Kobler, J., Mirt, M., Riemer, S., 2009. Long Term Deposition of Trace Metals at the Integrated Monitoring Site Zöbelboden – Element concentrations and loads between 1994 and 2008, Umweltbundesamt Österreich.
- Oh, H.M., Lee, S.J., Jang, M.H., Yoon, B.D., 2000. Microcystin production by *Microcystis aeruginosa* in a phosphorus-limited chemostat. *Applied and Environmental Microbiology*, 66(1): 176-179.
- Ohliger, R. and Schulz, R., 2010. Water body and riparian buffer strip characteristics in a vineyard area to support aquatic pesticide exposure assessment. *Science of the Total Environment*.
- Orr, P.T., Jones, G.J., 1998. Relationship between microcystin production and cell division rates in nitrogen-limited *Microcystis aeruginosa* cultures. *Limnology and Oceanography*, 43(7): 1604-1614.
- Park, H.D., Sasaki, Y., Maruyama, T., Yanagisawa, E., Hiraishi, A., Kato, K., 2001. Degradation of the cyanobacterial hepatotoxin microcystin by a new bacterium isolated from a hypertrophic lake. *Environmental Toxicology* 16: 337-343.
- Piña-Ochoa, E. and Álvarez-Cobelas, M., 2006. Denitrification in Aquatic Environments: A Cross-system Analysis. *Biogeochemistry*, 81(1): 111-130.
- Pozo, K., Harner, T., Lee, S. C., Wania, F., Muir, D. C. G., Jones, K. C., 2009. Seasonally resolved concentrations of persistent organic pollutants in the global atmosphere from the first year of the GAPS Study. *Environmental Science and Technology*, 43(3): 796-803.
- Qu, C.S., Chen, W., Bi, J., Huang, L., Li, F.Y., 2010. Ecological risk assessment of pesticide residues in Taihu Lake wetland, China. *Ecological Modelling*.
- Rapala, J., Erkomaa, K., Kukkonen, J., Sivonen, K., Lahti, K., 2002. 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*, 466(2): 213-231.
- Rondel, C., Arfi, R., Corbin, D., Le Bihan, F., Ndour, E. H., Lazzaro, X., 2008. A cyanobacterial bloom prevents fish trophic cascades. *Freshwater Biology*, 53(4): 637-651.
- Roscher, E., 2010. Pflanzenschutzmittel: Abstand zu Oberflächengewässern - Onlineabfrage am 01.10.2010. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.
- Sampl, H., 1995. Baggerseen und ihre Wechselbeziehungen zum Grundwasser. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft - Wasserwirtschaftskataster, Wien, pp. 150.
- Saunders, D.L. and Kalff, J., 2001. Nitrogen retention in wetlands, lakes and rivers. *Hydrobiologia*, 443(1): 205.
- Scheidleder, A., Eisenkölb, G., Vincze, G., Lindinger, H., Humer, F., Schramm, C., Stadler, C., 2005. 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: 27.
- Schuch, M., 1977. Beiträge zur Hydrogeologie des Marchfeldes. Habilitationsschrift an der Universität Wien: 74.

- Schuwirth, N., 2006. The release of zinc and lead from mine tailings. Evaluation of leaching tests, soil water sampling, and sequential chemical extractions with special focus on sphalerite bearing flotation residues with anoxic conditions. Dissertation am Fachbereich Chemie, Pharmazie und Geowissenschaften der Johannes Gutenberg-Universität in Mainz, wissenschaftliche Betreuung Prof. T. Hofmann, Mainz.
- Servais, P., Anzil, A., Ventresque, C., 1989. Simple Method for Determination of Biodegradable Dissolved Organic Carbon in Water. *APPL. ENVIRON. MICROBIOL.*, 55(10): 2732-2734.
- Sigg, L. und Stumm, W., 1994. *Aquatische Chemie - eine Einführung in die Chemie wässriger Lösungen und in die Chemie natürlicher Wässer*. Verlag der Fachvereine an den schweizerischen Hochschulen und Techniken AG, Zürich.
- Simpkins, W.W., 2006. A multi-scale investigation of ground water flow at Clear Lake, Iowa. *Ground Water* 44 (1) pp. 35-46.
- Spangl, W. und Nagel, C., 2010. Jahresbericht der Luftgütemessung in Österreich 2009, Umweltbundesamt Österreich.
- Stichler, W., Maloszewski, P., Bertleff, B., Watzel, R., 2008. Use of environmental isotopes to define the capture zone of a drinking water supply situated near a dredge lake. *Journal of Hydrology*, 362(3-4): 220-233.
- Strohm, B., 1999. Ab- und Umbauprozesse in Baggerseen und deren Einfluss auf das Grundwasser. In: L.f.U.B. Württemberg (Editor).
- Stumm, W. and Morgan J., 1996. *Aquatic Chemistry: Chemical equilibria and rates in natural waters*, New York [u.a.].
- Susset, B. und Grathwohl P., 2011. Weiterentwicklung von Kriterien zur Beurteilung des schadlosen und ordnungsgemäßen Einsatzes mineralischer Sekundärrohstoffe und Prüfung alternativer Wertevorschläge – Zwischenbericht Jänner 2011. Im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit FKZ: 3707 74 301, Universität Tübingen.
- Tillmanns, W. und Hoffmann, R., 2007. Erfahrungen zu Untersuchungen über Auswirkungen des im Rahmen der Kieswäsche entnommenen und wieder eingeleiteten Wassers auf die Eigenschaften von Abgrabungsgewässer. *Gesteins-Perspektiven*, 5: 26 - 30.
- Umweltbundesamt, 2004. Hydrochemische Karte Österreichs - Oberflächennaher Grundwasserkörper und Fließgewässer. *BERICHTE BE-269*, Umweltbundesamt, Wien.
- Umweltbundesamt, 2010. Neunter Umweltkontrollbericht. *Umweltsituation in Österreich*. Reports, Bd. REP-0286. Umweltbundesamt, Wien.
- Van Pul, W.A.J., Bidleman, T. F., Brorstraem-Lundaen, E., Bultjes, P. J. H., Dutchak, S., Duyzer, J. H., Gryning, S. E., Jones, K. C., Van Dijk, H. F. G., Van Jaarsveld, J. A., 1999. Atmospheric transport and deposition of pesticides: An assessment of current knowledge. *Water, Air, and Soil Pollution*, 115(1-4): 245-256.
- Vanek, V., 1987. The interaction between lake and groundwater and their ecological significance. *Stylogia*, 3: 17-39.
- Volkman, J.K., Revill, A.T., Holdsworth, D.G., Fredericks, D., 2008. Organic matter sources in an enclosed coastal inlet assessed using lipid biomarkers and stable isotopes. *Organic Geochemistry*, 39(6): 689-710.
- Wenter, F., 2007. *Geologischer und hydrogeologischer Aufbau des Grundwasserleitersystems im Bereich des Marchfeldes*, Unveröffentlichte Diplomarbeit, Universität Wien, Wien, pp. 88.
- Wessely, G., 2006. *Geologie der Österreichischen Bundesländer - Niederösterreich*. Geologische Bundesanstalt, Wien: 416.
- WHO, 1990. Methylmercury. *Environmental Health Criteria*, 101: 1-144.
- Wollschlaeger, U., Ilmberger, J., Isenbeck-Schroeter, M., Kreuzer, A. M., Von Rohden, C., Roth, K., Schaefer, W., 2007. Coupling of groundwater and surface water at Lake Willersinnweiher: Groundwater modeling and tracer studies. *Aquatic Sciences*, 69(1): 138-152.
- Wu, Q., Riise, G., Lundekvam, H., Mulder, J., Haugen, L.E., 2004. Influences of Suspended Particles on the Runoff of Pesticides from an Agricultural Field at Askim, SE-Norway. *Environmental Geochemistry and Health*, 26(2): 295-302.

- Yang, Y., Ligouis, B., Pies, C., Achten, C., Hofmann, T., 2008. Identification of carbonaceous geosorbents for PAHs by organic petrography in river floodplain soils. *Chemosphere*, 71(11): 2158-2167.
- Yi, Y., Brock, B.E., Falcone, M.D., Wolfe, B.B., Edwards, T.W.D., 2008. A coupled isotope tracer method to characterize input water to lakes. *Journal of Hydrology*, 350(1-2): 1-13.
- Zurawell, R.W., H. R. Chen, J. M. Burke, Prepas, E. E., 2005. Hepatotoxic cyanobacteria: A review of the biological importance of microcystins in freshwater environments. *Journal of Toxicology and Environmental Health-Part B-Critical Reviews*, 8(1-37).

Glossar

Altlasten (nach ALSAG)

Altlasten sind Altablagerungen und Altstandorte sowie durch diese kontaminierte Böden und Grundwasserkörper, von denen – nach den Ergebnissen einer Gefährdungsabschätzung – erhebliche Gefahren für die Gesundheit des Menschen oder die Umwelt ausgehen. Ausgenommen sind Kontaminationen, die durch Emissionen in die Luft verursacht wurden.

Autochthon

An Ort und Stelle entstanden (z.B. im Baggersee produziert)

Allochthon

Nicht an Ort und Stelle entstanden (z.B. außerhalb vom Gewässer produziert und in den Baggersee eingetragen)

Aromatizität

Gibt einen Hinweis auf die Anzahl an aromatischen Verbindungen. So haben z.B. organische Verbindungen terrestrischer Herkunft oft eine höhere Aromatizität als aquatisch produzierte Kohlenstoffverbindungen. Ursache dafür sind u.a. die Strukturmoleküle der Gefäßpflanzen.

Autotroph

Als Kohlenstoffquelle dient CO_2 (autotrophe Organismen sind z.B. Algen)

Benthische heterotrophe Respiration

Atmung der an Oberflächen anhaftenden heterotrophen Organismen

Biomarker

Sind organische Substanzen, die Rückschlüsse auf deren biologischen Ursprung erlauben. Z.B. können Biomarker über die Herkunft der Nahrung von Tieren Auskunft geben, in Sedimenten können dadurch unterschiedliche Ablagerungsquellen festgestellt werden.

Bruttoprimärproduktion

Gesamtproduktion von Biomasse durch die Primärproduzenten

Chlorophyll-a

Bezeichnet eine Klasse natürlicher Farbstoffe, die von Organismen für die Photosynthese gebildet werden. Die Chlorophyll-a-Konzentration wird als Maß für die Algenbiomasse verwendet.

Cyanobakterien

Sind Bakterien, die Photosynthese betreiben können. Manche Cyanobakterien können auch Mikrocystine bilden. Erhöhtes Vorkommen von Cyanobakterien wird vorwiegend in nährstoffreichen Gewässern beobachtet.

Cyanotoxine

Giftstoffe, die von Cyanobakterien produziert werden, das Wasser belasten und eine Gesundheitsgefährdung darstellen.

Durchflusskammer

Messgerät zur Erfassung der Grundwasser- Seewasser- Interaktion, bzw. der Grundwasser- Flusswasser- Interaktion (Volumen/(Zeit*Fläche))

Evaporation

Meteorologischer Begriff für die Verdunstung von Wasser:

potentielle Evaporation: Verdunstung von Wasseroberflächen

effektive Evapotranspiration: Verdunstung von Bodenoberflächen

Extrapolymeren Substanzen

Von Mikroben außerhalb der Zelle gebildete Substanzen aus diversen Polymeren.

Fulvische Strukturen

Leiten sich von der Fulvosäure ab, eine organische Säure, die wie die Huminsäure bei der Zersetzung von organischem Material entsteht.

Heterotroph

Als Kohlenstoffquelle dienen organische Substanzen (heterotrophe Organismen sind z.B. Mikroben)

In-situ-Parameter

Während einer Wasserprobenahme erhobene Vorort-Parameter: gelöster Sauerstoff, Wassertemperatur, elektrische Leitfähigkeit und pH-Wert.

Isotope

Atome mit gleicher Ordnungszahl (d.h. gleiche Anzahl an Protonen) aber unterschiedlicher Massenzahl (d.h. unterschiedliche Anzahl an Neutronen).

^{18}O : Sauerstoffisotop mit 10 Neutronen

^{16}O : Sauerstoffisotop mit 8 Neutronen

^1H : Wasserstoffisotop ()

^2H : Deuterium, Wasserstoffisotop mit einem Neutron

Metabolismus

Stoffwechsel

Mikrocystine

Schadstoffe bestimmter Cyanobakterien, die in höheren Konzentrationen toxisch auf Lebewesen wirken können.

Nettoprimärproduktion

Bruttoprimärproduktion abzüglich der Atmung

Pelagische autotrophe Respiration

Atmung der Algen im Seewasser

Pelagische heterotrophe Respiration

Atmung der heterotrophen Organismen (Mikroorganismen) im Seewasser

Rekalzitranste Verbindungen

Verbindungen, die schwer von heterotrophen Mikroben metabolisiert werden können.

Seston

Organische (lebende oder abgestorbene) und anorganische Schwebepartikel in der Wassersäule. Seston ist Hauptnahrung für Zooplankton.

Seebiota

Lebewesen (Pflanzen wie Tiere) der Seen

Zooplankton

Alle planktonischen Tiere, die keine Photosynthese betreiben, sondern sich von anderen Organismen ernähren. Zooplankton ist wichtiges Naturfutter für viele Fische.

Tabellenverzeichnis

- Tab. 1: Hauptcharakteristika von Schwermetallen und Aluminium im aquatischen Milieu in Bezug auf die Nutzung als Trinkwasser und die Toxizität für den Menschen
- Tab. 2: Liste der von den Bundesländern vorgeschlagenen Baggerseen (Stand: 8. Oktober 2008)
- Tab. 3: Vonseiten der Auftragnehmer vorgeschlagene Baggerseen (Stand: 8. Oktober 2009)
- Tab. 4: Liste der von den Bundesländern und Arge Forum mineralische Rohstoffe im Fachverband der Stein- & keramischen Industrie zusätzlich vorgeschlagenen Baggerseen (Stand: 4. November 2008)
- Tab. 5: Charakteristika des Baggersees in Tillmitsch
- Tab. 6: Charakteristika des Baggersees in Hörsching
- Tab. 7: Charakteristika des Baggersees in Grafenwörth
- Tab. 8: Charakteristika des Baggersees in Persenbeug
- Tab. 9: Charakteristika des Baggersees in Pframa
- Tab. 10: Seefläche, Wasservolumen sowie berechnete mittlere Wassertiefe der untersuchten Baggerseen bei mittlerem Grundwasserspiegel (Stichtag des mittleren Grundwasserspiegels siehe Kapitel 4)
- Tab. 11: Verwendete Labormethoden zur Bestimmung der Wasserinhaltsstoffe
- Tab. 12: Publierte Zusammenhänge zur Bestimmung metabolischer Parameter im Seewasser und an den Grenzflächen.
- Tab. 13: Anzahl der Elemente und Knoten des Finite Elemente Netzes
- Tab. 14: Durchlässigkeitsbeiwerte und Grundwasserspiegelgefälle der Modellgebiete
- Tab. 15: Langjährige Mittel der meteorologischen Wasserbilanzglieder der Modellgebiete [mm/a]
- Tab. 16: Seefläche und Wasservolumen der untersuchten Baggerseen (siehe auch Kapitel 6)
- Tab. 17: Grundwasserbilanz und mittlere Verweilzeit des Seewassers
- Tab. 18: Mischungsverhältnis zwischen See- und Grundwasser in abstromigen Grundwassermessstellen in Hörsching
- Tab. 19: Mischungsverhältnis zwischen See- und Grundwasser in abstromigen Grundwassermessstellen in Tillmitsch
- Tab. 20: Mischungsverhältnis zwischen See- und Grundwasser in abstromigen Grundwassermessstellen in Pframa
- Tab. 21: Mischungsverhältnis zwischen See- und Grundwasser in abstromigen Grundwassermessstellen in Persenbeug
- Tab. 22: Mischungsverhältnis zwischen See- und Grundwasser in abstromigen Grundwassermessstellen in Grafenwörth
- Tab. 23: Nassdeposition der Hauptkationen und Hauptanionen [$\text{kg}/(\text{ha} \cdot \text{a})$] in Österreich (Mittelwerte von 15 Messstationen im Zeitraum von 2003 – 2007) ohne Nitrat, Quelle: Leder, 2008
- Tab. 24: Literaturoswertung gelöster Sauerstoff: Anzahl der untersuchten Baggerseen mit einer Abnahme/ einem Anstieg/ keinem Einfluss
- Tab. 25: Wilcoxon-Test gelöster Sauerstoff (Vergleich anstromiges Grundwasser zu abstromigem Grundwasser)

- Tab. 26: Literaturoauswertung pH-Wert: Anzahl der untersuchten Baggerseen mit einer Abnahme/ einem Anstieg/ keinem Einfluss
- Tab. 27: Wilcoxon-Test pH-Wert (Vergleich anstromiges Grundwasser zu abstromigem Grundwasser)
- Tab. 28: Literaturoauswertung elektrische Leitfähigkeit: Anzahl der untersuchten Baggerseen mit einer Abnahme/ einem Anstieg/ keinem Einfluss
- Tab. 29: Wilcoxon-Test elektrische Leitfähigkeit (Vergleich anstromiges Grundwasser zu abstromigem Grundwasser)
- Tab. 30: Veränderung der elektrischen Leitfähigkeit (Mittelwerte aus 4 saisonalen Proben) des anstromigen Grundwassers im Vergleich zum abstromigen Grundwasser
- Tab. 31: Literaturoauswertung Grundwassertemperatur: Anzahl der untersuchten Baggerseen mit einer Abnahme/ einem Anstieg/ keinem Einfluss
- Tab. 32: Wilcoxon-Test Temperatur (Vergleich anstromiges Grundwasser zu abstromigem Grundwasser)
- Tab. 33: Veränderung der Grundwassertemperatur des abstromigen Grundwassers im Vergleich zum anstromigen Grundwasser in °C
- Tab. 34: Literaturoauswertung Natrium: Anzahl der untersuchten Baggerseen mit einer Abnahme/ einem Anstieg/ keinem Einfluss
- Tab. 35: Wilcoxon-Test Natrium (Vergleich anstromiges Grundwasser zu abstromigem Grundwasser)
- Tab. 36: Massenbilanz Natrium (Jahresmittelwerte)
- Tab. 37: Literaturoauswertung Kalium: Anzahl der untersuchten Baggerseen mit einer Abnahme/ einem Anstieg/ keinem Einfluss
- Tab. 38: Wilcoxon-Test Kalium (Vergleich anstromiges Grundwasser zu abstromigem Grundwasser)
- Tab. 39: Massenbilanz Kalium (Jahresmittelwerte)
- Tab. 40: Literaturoauswertung Calcium: Anzahl der untersuchten Baggerseen mit einer Abnahme/ einem Anstieg/ keinem Einfluss
- Tab. 41: Wilcoxon-Test Calcium (Vergleich anstromiges Grundwasser zu abstromigem Grundwasser)
- Tab. 42: Massenbilanz Calcium (Jahresmittelwerte)
- Tab. 43: Literaturoauswertung Magnesium: Anzahl der untersuchten Baggerseen mit einer Abnahme/ einem Anstieg/ keinem Einfluss
- Tab. 44: Wilcoxon-Test Magnesium (Vergleich anstromiges Grundwasser zu abstromigem Grundwasser)
- Tab. 45: Massenbilanz Magnesium (berechnet aus Jahresmittelwerten)
- Tab. 46: Literaturoauswertung Hydrogencarbonat: Anzahl der untersuchten Baggerseen mit einer Abnahme/ einem Anstieg/ keinem Einfluss
- Tab. 47: Wilcoxon-Test Hydrogencarbonat (Vergleich anstromiges Grundwasser zu abstromigem Grundwasser)
- Tab. 48: Massenbilanz Hydrogencarbonat (berechnet aus Jahresmittelwerten)
- Tab. 49: Literaturoauswertung Chlorid: Anzahl der untersuchten Baggerseen mit einer Abnahme/ einem Anstieg/ keinem Einfluss
- Tab. 50: Wilcoxon-Test Chlorid (Vergleich anstromiges Grundwasser zu abstromigem Grundwasser)
- Tab. 51: Massenbilanz Chlorid (berechnet aus Jahresmittelwerten)

- Tab. 52: Literaturlauswertung Sulfat: Anzahl der untersuchten Baggerseen mit einer Abnahme/ einem Anstieg/ keinem Einfluss
- Tab. 53: Wilcoxon-Test Sulfat (Vergleich anstromiges Grundwasser zu abstromigem Grundwasser)
- Tab. 54: Massenbilanz Sulfat (berechnet aus Jahresmittelwerten)
- Tab. 55: Maximalkonzentration der jeweiligen Schwermetalle aller untersuchten Proben
- Tab. 56: Eisen- und Mangankonzentration aller untersuchten Proben – jeweiliger Maximalwert
- Tab. 57: Literaturlauswertung Schwermetalle: Anzahl der Untersuchungsseen mit einer Abnahme/ einem Anstieg/ keinem Einfluss (Grundwasser sowie Seewasser)
- Tab. 58: Massebilanzierung von Nitrat (N-NO₃), Phosphat (P-PO₄) und gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) in allen 5 Baggerseen.
- Tab. 59. Jährlicher Metabolismus im Seewasser und an den Grenzflächen aller Baggerseen. Die Hochstellungen weisen auf signifikante Unterschiede zwischen den Baggerseen hin basierend auf einem Post hoc Test nach Siegel & Castellan.
- Tab. 60. Jährliche Kohlenstoff Produktion und Konsumation.
- Tab. 61. Euklidische Distanzen zwischen den anstromigen und abstromigen physiologischen Profilen der einzelnen Baggerseen.
- Tab. 62. Literaturlauswertung „Grenzflächen und Mikroorganismen“: Anzahl der untersuchten Baggerseen mit einer Abnahme/ einem Anstieg/ keinem Einfluss
- Tab. 63: Sichttiefe (Secchi-Tiefe) – April 2009
- Tab. 64: Sichttiefe (Secchi-Tiefe) – Juli 2009
- Tab. 65: Sichttiefe (Secchi-Tiefe) – September 2009
- Tab. 66: Sichttiefe (Secchi-Tiefe) – Dezember 2009
- Tab. 67: Mikrocystin-Konzentrationen in Baggerseen während des Untersuchungszeitraums (April, Juli, September, Dezember 2009, November 2010). k.T.v.=kein Trockengewicht verfügbar.
- Tab. 68 Pestizide im österr. Porengrundwasser, Quelle: WASSERGÜTE IN ÖSTERREICH JAHRESBERICHT 2006 (Herausgegeben vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft / Sektion VII Wasserwirtschaftliche Planung in Zusammenarbeit mit der Umweltbundesamt GmbH)
- Tab. 69: Parameterumfang der Pestiziduntersuchung (NÖ, Sommer 2009)
- Tab. 70: Ergebnisse der Pestiziduntersuchungen in NÖ (Desphenylchloridazon)
- Tab. 71: Grenzwertüberschreitung bei Staubbiederschlag, Blei und Cadmium im Staubbiederschlag im Jahr 2009, Quelle: Umweltbundesamt 2010, S.100
- Tab. 72: Rezente Nass- und Trockendeponation der Schwermetalle (Umweltbundesamt 2009) im Vergleich mit Ulrich et al., 1986
- Tab. 73: Schwermetallkonzentration in der nassen Deposition (Quelle: Umweltbundesamt, 2009)
- Tab. 74: Zusammenfassung des Einflusses des Längen- zu Breitenverhältnisses der Modellbaggerseen

Abbildungsverzeichnis

- Abb. 1: System Baggersee
- Abb. 2: Schematic view of a gravel pit lake
- Abb. 3: Hydrodynamische Beeinflussung durch die Anlage von Baggerseen
- Abb. 4: Grundwasserisohypsen und Strömungsbahnen eines Modellbaggersees
- Abb. 5: Stoffflüsse durch den Baggersee.
- Abb. 6: Charakteristika der in das Forschungsprojekt aufgenommenen Baggerseen
- Abb. 7: Untersuchungsgebiet: Tillmitsch/ Steiermark
- Abb. 8: Grundwasserisohypsen des Untersuchungsgebietes in Tillmitsch bei mittlerem Grundwasserspiegel (Stichtag: 26.03.1999)
- Abb. 9: Untersuchungsgebiet: Hörsching/ Oberösterreich
- Abb. 10: Grundwasserisohypsen des Untersuchungsgebietes in Hörsching bei mittlerem Grundwasserspiegel, Amt der OÖ. Landesregierung, Abteilung Wasserwirtschaft, Grund- und Trinkwasserversorgung, 2008
- Abb. 11: Untersuchungsgebiet: Grafenwörth/ Niederösterreich
- Abb. 12: Derzeitige Situation der Nassbaggerung in Grafenwörth (April, 2009)
- Abb. 13: Grundwasserisohypsen des Untersuchungsgebietes in Grafenwörth bei mittlerem Grundwasserspiegel (Stichtag: 01.06.1995)
- Abb. 14: Untersuchungsgebiet: Persenbeug/ Niederösterreich
- Abb. 15: Grundwasserisohypsen des Untersuchungsgebietes in Persenbeug bei mittlerem Grundwasserspiegel (Stichtag: 17.03.1996)
- Abb. 16: Untersuchungsgebiet: Pframa/ Niederösterreich
- Abb. 17: Grundwasserisohypsen des Untersuchungsgebietes in Pframa bei mittlerem Grundwasserspiegel (Stichtag: 01.02.2001)
- Abb. 18: Bohrraube der Universität Wien für die Abteufung der Grundwassermessstellen (Ort: Baggersee Hörsching)
- Abb. 19: Instrumentierung des Baggersees Grafenwörth (GW-Isohypsen bei mittlerem GW-Spiegel, siehe Kapitel 4)
- Abb. 20: Bohrprofil der Grundwassermessstelle Grafenwörth/B
- Abb. 21: Instrumentierung des Baggersees Hörsching (GW-Isohypsen bei mittlerem GW-Spiegel, siehe Kapitel 4)
- Abb. 22: Instrumentierung des Baggersees Tillmitsch (GW-Isohypsen bei mittlerem GW-Spiegel, siehe Kapitel 4)
- Abb. 23: Instrumentierung des Baggersees Pframa (GW-Isohypsen bei mittlerem GW-Spiegel, siehe Kapitel 4)
- Abb. 24: Instrumentierung des Baggersees Persenbeug (GW-Isohypsen bei mittlerem GW-Spiegel, siehe Kapitel 4)
- Abb. 25: Bathymetrie und Flächenanteil der Tiefenzonen der Nassbaggerung in Tillmitsch (Fank, 2005).
- Abb. 26: Bathymetrie der Nassbaggerung in Persenbeug.

- Abb. 27: Bathymetrie der Nassbaggerung in Hörsching.
- Abb. 28: Bathymetrie der Nassbaggerung in Pframa.
- Abb. 29: Bathymetrie der Nassbaggerung in Grafenwörth.
- Abb. 30: Instrumentierung der Baggerseen
- Abb. 31: Versuchsaufbau Respirationenkammern.
- Abb. 32: Darstellung der BIOLOG EcoPlates (physiologisches Profil). Die Oxidation der Kohlenstoffverbindungen färbt die dotierten „wells“ je nach Stoffwechselleistung der Bakterien unterschiedlich stark.
- Abb. 33: Lage der Probenahmestellen des Seewassers, Beispiel Pframa
- Abb. 34: Prinzip der Protein Phosphatase 1 Hemmung (PPI).
- Abb. 35: Vereinfachtes Datenbank-Diagramm
- Abb. 36: Schematisches Isotopenmodell
- Abb. 37: Methodenvergleich zur Erfassung der mittleren Verweilzeit des Seewassers
- Abb. 38: Einteilung der Grundwässer nach Piper–Diagramm
- Abb. 39: Boxplot mit 5./95. Perzentil, 50. Perzentil, Median (schematisch)
- Abb. 40: Boxplot der in situ Parameter mit 5./95. Perzentil, 50. Perzentil, Median
- Abb. 41: Konzentration des gelösten Sauerstoffs des anstromigen Grundwassers (Zustrom), des Seewassers (See, Mittelwert aus 9 Proben mit Standardabweichung), sowie des abstromigen Grundwassers (Abstrom), Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching
- Abb. 42: pH-Wert des anstromigen Grundwassers (Zustrom), des Seewassers (See, Mittelwert aus 9 Proben mit Standardabweichung), sowie des abstromigen Grundwassers (Abstrom), Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching
- Abb. 43: Elektrische Leitfähigkeit des anstromigen Grundwassers (Zustrom), des Seewassers (See, Mittelwert aus 9 Proben mit Standardabweichung), sowie des abstromigen Grundwassers (Abstrom), Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching
- Abb. 44: Temperatur des anstromigen Grundwassers (Zustrom), des Seewassers (See, Mittelwert aus 9 Proben mit Standardabweichung), sowie des abstromigen Grundwassers (Abstrom), Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching
- Abb. 45: Boxplot der Hauptkationen mit 5./95. Perzentil, 50. Perzentil, Median
- Abb. 46: Natriumkonzentration des anstromigen Grundwassers (Zustrom), des Seewassers (See, Mittelwert aus 9 Proben mit Standardabweichung), sowie des abstromigen Grundwassers (Abstrom), Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching
- Abb. 47: Kaliumkonzentration des anstromigen Grundwassers (Zustrom), des Seewassers (See, Mittelwert aus 9 Proben mit Standardabweichung), sowie des abstromigen Grundwassers (Abstrom), Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching
- Abb. 48: Calciumkonzentration des anstromigen Grundwassers (Zustrom), des Seewassers (See, Mittelwert aus 9 Proben mit Standardabweichung), sowie des abstromigen Grundwassers (Abstrom), Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching

- Abb. 49: Magnesiumkonzentration des anstromigen Grundwassers (Zustrom), des Seewassers (See, Mittelwert aus 9 Proben mit Standardabweichung), sowie des abstromigen Grundwassers (Abstrom), Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching
- Abb. 50: Boxplot der Hauptanionen mit 5./95. Perzentil, 50. Perzentil, Median
- Abb. 51: Hydrogencarbonatkonzentration des anstromigen Grundwassers (Zustrom), des Seewassers (See, Mittelwert aus 9 Proben mit Standardabweichung), sowie des abstromigen Grundwassers (Abstrom), Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching
- Abb. 52: Chloridkonzentration des anstromigen Grundwassers (Zustrom), des Seewassers (See, Mittelwert aus 9 Proben mit Standardabweichung), sowie des abstromigen Grundwassers (Abstrom), Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching
- Abb. 53: Sulfatkonzentration des anstromigen Grundwassers (Zustrom), des Seewassers (See, Mittelwert aus 9 Proben mit Standardabweichung), sowie des abstromigen Grundwassers (Abstrom), Pf = Pframa, G = Grafenwörth, T = Tillmitsch, P = Persenbeug, H = Hörsching
- Abb. 54: N-NO₃, P-PO₄ und DOC Konzentrationen während der Frühjahrs- (A), Sommer- (B), Herbst- (C) und Winter- (D) Probenahme im Grundwasser-Anstrom, Seewasser und Grundwasser-Abstrom. Aufgrund technischer Probleme kam es zu keiner Messung der Phosphatkonzentrationen im Frühjahr (n.a.).
- Abb. 55: N-NH₄ Konzentrationen während der Frühjahrs- (A), Sommer- (B), Herbst- (C) und Winter- (D) Probenahme im Grundwasser-Anstrom, Seewasser und Grundwasser-Abstrom.
- Abb. 56: Korrelationen von Residuum vs. Verweilzeit (A) bzw. Alter (B), Seewasser N-NO₃ Konzentrationen vs. Verweilzeit (C) und DOC Abstrom Konzentrationen vs. Verweilzeit (D).
- Abb. 57: Hauptkomponentenanalyse der AWCD Werte aller Seen im Frühling (A), Sommer (B), Herbst (C) und Winter (D). Dreiecksymbole zeigen die Anstrom, Kreissymbole die Abstromwerte der einzelnen Seen an (Pframa=blau, Grafenwörth=rot, Tillmitsch=schwarz, Persenbeug=gelb, Hörsching=grün).
- Abb. 58: Korrelationen der Euklidischen Distanz mit dem N-NO₃-Gradienten (A) bzw. DOC-Gradienten (B).
- Abb. 59: Multisonden-Messungen an den tiefsten Stellen der Seen. Temperatur, Chlorophyll a, pH-Wert und Leitfähigkeit des Wassers der Baggerseen, April 2009
- Abb. 60: Multisonden-Messungen an den tiefsten Stellen der Seen. Temperatur, Chlorophyll-a, pH-Wert, gelöster Sauerstoff und Leitfähigkeit des Wassers der Baggerseen, Juli 2009
- Abb. 61: Multisonden-Messungen an den tiefsten Stellen der Seen. Temperatur, Chlorophyll-a, pH-Wert, gelöster Sauerstoff und Leitfähigkeit des Wassers der Baggerseen, September 2009.
- Abb. 62: Multisonden-Messungen an den tiefsten Stellen der Seen. Temperatur, Chlorophyll-a, pH-Wert, gelöster Sauerstoff und Leitfähigkeit des Wassers der Baggerseen, Dezember 2009.
- Abb. 63: MC_{LR}-Konzentrationen in Sedimenten (ng/g Trockengewicht) der 5 Baggerseen.
- Abb. 64: Zusammenhang zwischen Bakterien in Sedimenten (bakterielle Fettsäuren als Indikatoren für Gesamtbakterien) und MC_{LR}-Konzentrationen.
- Abb. 65: MC_{LR}-Konzentrationen als Funktion der biochemischen Sedimentzusammensetzung von Kohlenstoff (C) zu Stickstoff (N).

- Abb. 66: Zusammenhang zwischen Alter der Baggerseen und Chlorophyll-a (Indikator für Algenbiomasse)
- Abb. 67: MC_{LR} (ng/g Trockengewicht) in den untersuchten Baggerseen als Funktion des Alters der Baggerseen (age gradient).
- Abb. 68: MC_{LR} -Konzentrationen (ng/l MC_{LR}) im Seston der Baggerseen
- Abb. 69: MC_{LR} -Konzentrationen (ng/mg MC_{LR} Trockengewicht) im Seston der Baggerseen
- Abb. 70: MC_{LR} -Konzentrationen (kumulierte, saisonale Darstellung; ng/l) in allen untersuchten Baggerseen.
- Abb. 71: Gesamte MC_{LR} -Konzentrationen (ng/l) in den untersuchten Baggerseen.
- Abb. 72: MC_{LR} -Konzentrationen (ng/g Trockengewicht) im Seston und Zooplankton der untersuchten Baggerseen.
- Abb. 73: Sedimente Baggersee Tillmitsch: Biochemische Zusammensetzung (\dots %TOC; \dots C/N; \dots $\delta^{13}C$, \dots C24/C14, — Algenbiomarker; \dots bakterielle Biomarker) sowie Schwermetallkonzentrationen. FA: Fettsäuren verwendet als Biomarker. C24/C14 verwendet als Biomarker für terrestrischen Eintrag (C24) und Eintrag von seeinternem Material wie Plankton (C14).
- Abb. 74: Sedimente Baggersee Hörsching: Biochemische Zusammensetzung (\dots %TOC; \dots C/N; \dots $\delta^{13}C$, \dots C24/C14, — Algenbiomarker; \dots bakterielle Biomarker), sowie Schwermetallkonzentrationen. FA: Fettsäuren verwendet als Biomarker. C24/C14 verwendet als Biomarker für terrestrischen Eintrag (C24) und Eintrag von seeinternem Material wie Plankton (C14).
- Abb. 75: Sedimente Baggersee Grafenwörth: Biochemische Zusammensetzung (\dots %TOC; \dots C/N; \dots $\delta^{13}C$, \dots C24/C14, — Algenbiomarker; \dots bakterielle Biomarker), sowie Schwermetallkonzentrationen. FA: Fettsäuren verwendet als Biomarker. C24/C14 verwendet als Biomarker für terrestrischen Eintrag (C24) und Eintrag von seeinternem Material wie Plankton (C14).
- Abb. 76: Sedimente Baggersee Pframa: Biochemische Zusammensetzung (\dots %TOC; \dots C/N; \dots $\delta^{13}C$, \dots C24/C14, — Algenbiomarker; \dots bakterielle Biomarker) sowie Schwermetallkonzentrationen. FA: Fettsäuren verwendet als Biomarker. C24/C14 verwendet als Biomarker für terrestrischen Eintrag (C24) und Eintrag von seeinternem Material wie Plankton (C14).
- Abb. 77: Sedimente Baggersee Persenbeug: Biochemische Zusammensetzung (\dots %TOC; \dots C/N; \dots $\delta^{13}C$, \dots C24/C14, — Algenbiomarker; \dots bakterielle Biomarker), sowie Schwermetallkonzentrationen. FA: Fettsäuren verwendet als Biomarker. C24/C14 verwendet als Biomarker für terrestrischen Eintrag (C24) und Eintrag von seeinternem Material wie Plankton (C14).
- Abb. 78: Schwermetallkonzentrationen in Seesedimenten des jüngsten (Pframa) bis ältesten (Hörsching) Baggersees.
- Abb. 79: Umwandlungs- und Anreicherungsprozesse im aquatischen System
- Abb. 80: Jahresmittelwerte von Benzo(a)pyren im PM10 [ng/m³], Quelle: Umweltbundesamt, 2010, S.

Abb. 81: Wasserlöslichkeit gegen Sorptionseigenschaften (Sorptionskoeffizient an organischem Kohlenstoff). Nummern in Klammern geben die Anzahl der aromatischen Ringe an. Mit zunehmendem Molekulargewicht neigen die Substanzen an Festphasen zu sorbieren. Quelle: Achten und Hofmann 2009.

Abb. 82: Trend der Konzentration von Blei im PM10 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$], Quelle: Umweltbundesamt (2010), S. 71

Abb. 83: Trend der Konzentration von Cadmium im PM10 [ng/m^3], Quelle: Umweltbundesamt (2010), S. 73

Abb. 84: Trend der Konzentration von Nickel im PM10 [ng/m^3], Quelle: Umweltbundesamt (2010), S. 77

Abb. 85: Modellumsetzung zum Einfluss des Längen- zu Breitenverhältnisses von Baggerseen auf die Grundwasserstandsänderungen (überhöhte, nicht maßstabs- und winkeltreue Seitenansicht)

Abb. 86: Modellumsetzung: Längsseite des Baggersees quer zur Fließrichtung

Abb. 87: Modellumsetzung: Längsseite des Baggersees in Fließrichtung