Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg
Institut für Geologie und Mineralogie
Lehrstuhl für Angewandte Geologie

Geologische und hydrogeologische Untersuchungen inklusive geologischer Diplomkartierung (1 : 5000) im südöstlichen Nürnberger Becken mit 3D-Modellierung der Keuperoberfläche und Untersuchungen der Schadstoffe im Wasserkörper des Silbersees

---

Diplomarbeit mit geologischer Kartierung
(Teil I und II)

mit 123 Seiten, 66 Abbildungen, 14 Tabellen
Anhang: 1 geol. Karte, 2 Profile, 22 Tabellenblättern, 1 3D-Modellierung
15 Grundwassergleichenkarten

verfasst von

Harald Rosenberg

betreut von

Dr. Alfons Baier

Erlangen 2009

Erklärung:

„Ich versichere hiermit, dass ich die vorliegende Diplomarbeit eigenhändig und nur unter Zuhilfenahme der angegebenen Hilfsmittel und Quellen verfasst habe.“

_____ _____

Ort, Datum Unterschrift

1 Vorwort

Die vorliegende Arbeit befasst sich mit der Einwirkung der Deponie Silberbuck und dem darin abgelagerten Industrie- und Hausmüll auf die Wasserqualität des Silbersees. Untersucht wurde sowohl das Wasser aus der Wassersäule des Sees, als auch die umliegenden Bohrungen. Vor allem in den Bohrungen, in denen das Wasser, im Gegensatz zum Wasserkörper des Sees, nicht zirkulieren kann, wurde eine erhöhte Schadstoffkonzentration und reduzierendes Milieu festgestellt.
Untersucht wurden die Wässer vor allem auf Schwefelverbindungen, da freigesetzter Schwefelwasserstoff im See noch immer eine Gefahr für den Menschen darstellt.
Die Messwerte selbst geben oft nur wenige Information preis. Da sie jedoch mit älteren Werten verglichen werden, geben sie Aufschluss über die derzeitige Schadstoffemission der Deponie und den Verschmutzungsgrad des Sees.
Die Analysen wurden mit verschiedenen Fertigtests der Firma Merck durchgeführt, da diese leicht transportierbar, leicht zu handhaben, relativ kostengünstig sind und trotzdem gute Ergebnisse liefern.
Des Weiteren wurde ein 3D-Modell der Keuperoberfläche im Untergrund des Gebietes im Südosten von Nürnberg erstellt, anhand dessen die Grundwasserbewegungen verdeutlicht werden können.
Diese Arbeit beinhaltet auch eine geologische Karte im Maßstab 1 : 5000 mit Profilen, die sowohl entlang der ehemaligen Flussrinnen im Untergrund, als auch senkrecht zu diesen verlaufen. Diese Profile wurden anhand von Aufschlussbohrungen seit Anfang des 20. Jahrhunderts zusammengestellt und angefertigt.
Das 3D-Modell der Keuperoberfläche, die geologische Karte des Arbeitsgebietes und die dazugehörigen Profile sind im Anhang bzw. als Beilagen zu dieser Diplomarbeit zu finden.
Ein weiterer Abschnitt der Arbeit beinhaltet den Vergleich der Grundwasserbewegungen der letzten zehn Jahre. Hierbei ist eine deutliche Änderung der Fließrichtung durch Starkniederschläge und Schneeschmelzen zu beobachten. Als Resultat wird erkennbar sein, dass das Grundwasser sowohl von der Deponie in den Silbersee, wie auch vom See zurück in die Deponie strömen kann.

2 Summary

This thesis deals with the effect of the landfill site “Silberbuck” and the industrial and domestic waste deposited in it, onto the water quality of the “Silbersee”. Both the water body of the lake and the water of the drill holes in the surrounding were examined. In contrary to the water body of the lake, an increased concentration of pollutant and a reducing milieu were determined particularly in the drill holes in which the water could not circulate.

The water was especially surveyed on sulfur compounds because the released hydrogen-sulfide in the lake still represents a danger for humans.

The measured values itself are offering only little information, however compared with previous measurements, an explanation about the present pollutant emission of the dumpside and the degree of pollution of the lake can be extracted.

The analyses were carried out with various rapid tests due to their easy handling and relative efficiency.

Furthermore a 3D-Model of the Keuper-surface in the underground of the area in southeast of Nuremberg was created, which provides a basis for displaying the groundwater movements.

This thesis also contains a geological map (scale 1: 5000) of the research area as well as several profiles, which both are extending along the gutters and perpendicularly to it. These sections are assemblages of exploration drilling of the 20th century and the first eight years of this century.

The 3D-Model of the Keuper-surface, the geological map and the associated profiles are attached to the appendix.

Another section of the work involves the comparison of groundwater movements of the last ten years. An obvious change of the flow can be observed. The groundwater both can flow from the waste deposited in the lake as well as from the lake in the waste deposited.

3 Danksagung

Zu Beginn meiner Diplomarbeit möchte ich mich bei allen Personen und Institutionen bedanken, die mich bei der Realisierung meiner Diplomarbeit und meine Diplomkartierung tatkräftig unterstützt haben.

Mein Dank geht an:

- Herrn Prof. Dr. Heinz Jürgen Tobschall für die Vergabe der Diplomarbeit und der Diplomkartierung
- Herrn Dr. Alfons Baier für die wissenschaftliche Betreuung meiner Arbeiten, als Ansprechpartner bei aufgetretenen Problemen und für das Bereitstellen der Analysegeräte und der Fertigtests
- Herrn Prof. Dr. Johannes Barth für die bereitwillige Übernahme der Erstkorrektur dieser Arbeit
- das Nürnberger Tiefbauamt, vor allem an Herrn Hirsemann, für die kostenlose Bereitstellung sämtlicher Bohrdaten des Arbeitsgebietes
- Herrn Dipl. Geol. Thomas Pürner vom Bayerischen Landesamt für Umwelt für das Überlassen von Bohrprofilen im Raum Nürnberg
- Herrn Prof. Dr. Reinhold Rossner für das Überlassen seltener Literatur
- Melanie Hertel für Ratschläge und Hilfe im Rahmen der Laborarbeiten
- Dominik Ehret für die Bereitstellung diverser Labormaterialien und Gerätschaften für die Geländearbeit
- Frau Gudrun Klein für die Hilfe bei der Literaturrecherche
- Oliver Kaufhold für die Hilfe bei der Beprobung und bei der Analyse der Wasserproben des Silbersees und der Bohrungen
- Sarah Binias für das Korrekturlesen dieser Arbeit
- Jakob Gajdzik für die Korrektur des Summarys
- Andrea Schuhmann für ihre Hilfe bei der Laborarbeit
- meinen Eltern, meiner Schwester und meiner Großmutter, die mich stets unterstützten und mir den Rücken stärkten
- Karin Schuhmann für ihre Hilfe bei Dateneingabe, Beprobung, Analyse und Korrekturlesen. Vor allem jedoch für ihr offenes Ohr, ihre nicht endende Geduld und ihre fortwährende Motivationsgabe.

1000 Dank!

4 Einleitung

Untersuchungen zur Belastung von Grundwässern durch Mülldeponien werden gezielt seit den 60er Jahren durchgeführt. Hauptaugenmerk dieser Untersuchungen ist das Ausmaß, die Verbreitung und die Art der Grundwasserkontaminationen.

Die vorliegende Arbeit teilt sich grundsätzlich in zwei unterschiedliche Teile auf. Zum Einen sollen Untersuchungs- und Analysemethoden der Wasserbewertung am Beispiel des Silbersees in Nürnberg aufgezeigt werden und zum Anderen die erstellte geologischen Karte des Südostens von Nürnberg beschrieben und erläutert werden.

Obgleich schon Arbeiten über den Silbersee und die dazugehörige Deponie Silberbuck existieren, soll in dieser Arbeit nicht nur auf den Chemismus des Seewassers und des zuströmenden Grundwassers eingegangen werden, sondern auch ein Vergleich zu den Kontaminationswerten der letzen Jahre gezogen werden. Hierfür wurden nicht nur Werte verwendet, die an der Friedrich-Alexander-Universität Erlangen bekannt sind, sondern auch solche aus Diplomarbeiten, die sich bereits mit diesem Thema befassten.

Zusätzlich sollen auch die Grundwasserbewegungen der letzten zehn Jahre aufgezeigt und miteinander verglichen werden. Hierbei soll die Umkehrung der Strömungsrichtung, je nach Niederschlagssituation, anhand von Strömungskarten verdeutlicht werden. Dies ist gerade deshalb wichtig, da je nach Strömungsrichtung kontaminiertes Wasser aus der Deponie in den Silbersee, oder umgekehrt, zurück in die Deponie fließen kann.
Ferner wurde ein 3D-Modell der Keuperoberfläche im Untergrund des Kartiergebietes angefertigt, welches durch die nun erkennbaren, ehemaligen Flussrinnen die bevorzugte Fließrichtung des Grundwassers erkennen lässt.

5 Geographischer Überblick

Das 25 Quadratkilometer große Arbeitsgebiet befindet sich im Südosten der Stadt Nürnberg. Im Norden wird es von der Kreuzung Hain- und Hebartstraße (1), im Osten von der Kreuzung Regensburger- und Breslauer Straße (2), im Süden von der Kreuzung Liegnitzer Straße und Doktor-Linnert-Straße (3) und im Westen von der Kreuzung Franken- und Oswaldstraße (4) begrenzt (Abb. 1). Die Abbildung selbst stellt nicht nur einen Ausschnitt des TK25 Blattes Nr. 6532 (Nürnberg), sondern auch den nördlichen Teil des TK25 Blattes Nr. 6632 (Schwabach) dar, da sich ein Teil des Gebietes mit einer Fläche von etwa 1,5 km² dort befindet.

Abb. 1: Topographische Karte des Arbeitsgebietes

Als größte Gewässer befinden sich innerhalb des Kartiergebietes der Große Dutzendteich, der Kleine Dutzendteich, der Silbersee, die beiden Nummernweiher und der Valzner-Weiher. Der Silbersee stellt hierbei das einzige Gewässer dar, das weder einen oberirdischen Zufluss, noch einen Abfluss besitzt und somit ausschließlich von Grundwasser gespeist wird. Die beiden bedeutenden Vorfluter in diesem Gebiet sind der Fischbach und der Langwasserbach.

Das Gebiet wird von der Bundesstraße B8, im Stadtgebiet der Münchener Straße von Nord nach Süd und von der Bundesstraße B4, im Stadtgebiet der Regensburger Straße von Nordwesten nach Osten durchkreuzt.

Die größten Freiflächen stellen die Russenwiese im Nordosten, der Volksfestplatz und die Zeppelinwiese östlich und westlich des Dutzendteiches, der Luitpoldhain südlich der Meistersingerhalle und der Bereich um den Silbersee, welcher Teil des Naherholungsgebietes „Volkspark am Dutzendteich“ ist, dar.

Den höchsten Punkt des Arbeitsgebietes ist der Silberbuck, die Deponie südöstlich des Silbersees mit einer Höhe von 356,00 m NN. Den niedrigsten Punkt bildet das Gebiet nordwestlich des großen Dutzendteiches bis nordöstlich der Meistersingerhalle, wo das Höhenniveau auf unter 315 m NN abfällt.

Im Allgemeinen gestaltet sich das Landschaftsbild im Stadtgebiet von Nürnberg jedoch sehr flach, abgesehen von wenigen Erhöhungen wie dem Silberbuck (356,00 m NN) und der Erhöhung nordöstlich des Klinikums Süd und südlich der Breslauer Straße (354 m NN). Diese eher flache Morphologie ist auf die annähernd flächenhaft vorhandene Bedeckung mit Flug- und fluviatilen Sanden zurückzuführen. Wie aus Kapitel 7 ersichtlich werden wird, befinden sich im Untergrund des gesamten Stadtgebietes jedoch einige fossile Flussrinnen, die die Keuperoberfläche in langen Kanälen durchziehen; diese konnten allerdings trotz verschiedener Bohrungen nicht genau lokalisiert werden (FEULNER, städtisches Umweltschutzamt, persönliche Mitteilung 1988).

6 Erd- und landschaftsgeschichtliche Entwicklung

Das folgende Kapitel mag den Eindruck erwecken, dass in jüngster Vergangenheit immer mehr Ereignisse in der Erdgeschichte stattfanden, was jedoch nur daran liegt, dass eine viel feinere Auflösung dieser Ereignisse vorliegt. Aus früheren Perioden blieb lediglich ein gröberes Raster und weniger differenzierte geologische Daten erhalten. Die ältere Vergangenheit der Erde und speziell der Region Nordbayerns ist dadurch im Paleozoikum und Mesozoikum nicht weniger vielgestaltig als im Känozoikum.

Abbildung 2 verdeutlicht die lithostratigraphische Gliederung des Arbeitsgebietes von der Zeit des Oberen Muschelkalkes bis in den Unteren Jura.

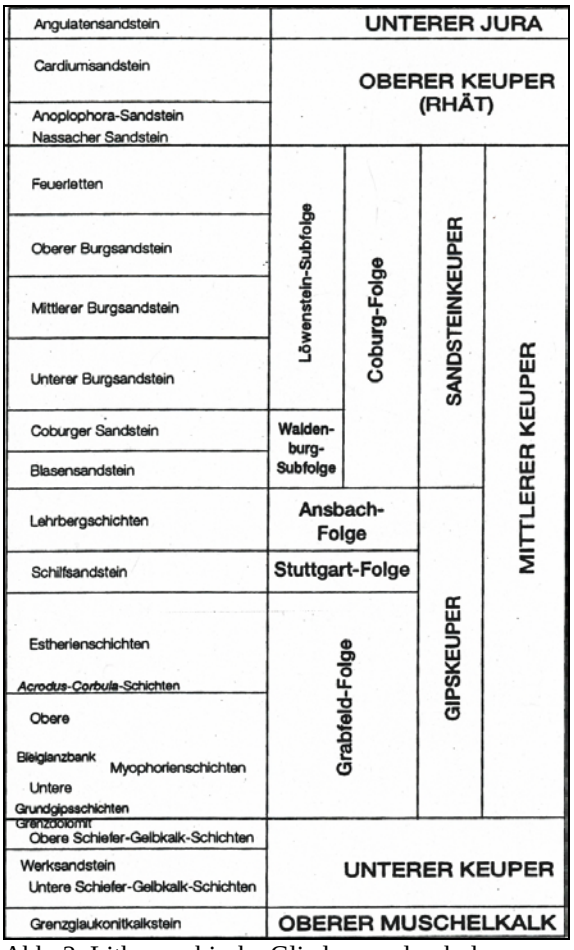

Abb. 2: Lithographische Gliederung durch den Keuper (GEYER 2002)

6.1 Buntsandstein

Während der Trias waren Mittel- und Westeuropa einer Dehnung der Erdkruste ausgesetzt, wodurch es im Wesentlichen zur Absenkung des Gebietes und zur Bildung von komplexen Grabensystemen kam. Diese Entwicklung deutete bereits den beginnenden Zerfall des Superkontinentes Pangäa an.

Durch die Absenkung wurde vor allem der Ablagerungsraum innerhalb des Beckens ausgedehnt. Das Vindelizisch-Böhmische Massiv riegelte das Germanische Becken im Südosten zur Tethys hin ab, weshalb in der Unteren Trias vorwiegend festländische Verhältnisse vorherrschten. Lediglich im nördlichen Teil des Beckens kam es zeitweise zu Überflutungen.

Typische Gesteine des Buntsandsteins sind fein- bis grobkörnige, rote, violette und weißliche Sandsteine, deren Basis von Horizonten aus groben Quarzgeröllen markiert wird. Ein relevanter Anteil an Tonsteinen ist erst im oberen Teil des Buntsandsteines anzutreffen.

Bis zum mittleren Oberen Buntsandstein herrschten zyklische Sedimentationsvorgänge, v.a. fluviatiler Art, vor. Trotz des ariden Klimas fielen noch ausreichend Niederschläge, was die eben erwähnten fluvatilen Ablagerungen bestätigen.

Evaporitische Schichten finden sich nur im oberen Teil des Buntsandsteines, namentlich dem Rhöt, welche sich im Beckenzentrum, dem Rhät-Salinar, bildeten.

Während im Oberen Buntsandstein die Verbindung mit dem Ozean im Nordwesten unterbrochen wurde, entstand eine erste Verbindung mit der Tethys im Gebiet des heutigen Heiligkreuzgebirges und am Ostrand der Karpaten. Diese Schichten entsprechen im fränkischen Raum dem Chirotherium-Sandstein.

Es kam zur Bildung von Gips und Steinsalz durch Eindampfungsprozesse im Zentrum des Beckens in marin beeinflussten, pfannenartigen Senken. Solche Gebiete, die von episodischer Verdunstung und Überflutung geprägt sind, werden als „Sabkhas“ oder „Sebkhas“ bezeichnet. Insgesamt herrschten jedoch Schlammebenen mit playaähnlichen Bildungsräumen vor (GEYER 2002).

6.2 Muschelkalk

Etwa in der Mitte der Trias war fast das gesamte Germanische Becken überflutet und von einem flachen Binnenmeer bedeckt. Durch eine geringe Verkippung zentraleuropäischer Krustenelemente, entstanden aus den Hochländern im Norden, Nordosten, Westen und Südosten flache Festlandareale und aus dem flachen Meer ragten vereinzelte Inseln empor. Im Allgemeinen herrschte warmes Klima und durch die Äquatornähe heizte sich auch das Meer in diesen Breiten stark auf.

Im frühen Anisium kam es schließlich zur eigentlichen Muschelkalktransgression. Bei dieser weiteren Transgression im unteren Anisium wurden flaserig-knauerige Kalksteine abgelagert, welche die typische Muschelkalkfazies darstellen (GEYER 2002). Gegen Ende des Unteren Muschelkalkes sank der Meeresspiegel relativ gesehen ab und durch die daraus resultierenden regressiven Bedingungen änderten sich die Ablagerungbedingungen im Westen des Germanischen Beckens. Aufgrund

dieses Absinkens des Meeresspiegels wurde die Verbindung zwischen Tethys und dem Germanischen Becken über die Oberschlesische Pforte geschwächt, woraufhin im oberen Anisium erst brackische und schließlich evaporitische Bedingungen herrschten. Etwa zeitgleich mit der Schließung der Oberschlesischen Pforte öffnete sich die Burgundische Pforte im Südwesten, was zu einem erneuten Anstieg des Meeresspiegels führte. Mit dieser Transgression setzte der Obere Muschelkalk ein. Es bildete sich ein flaches, epikontinentales Meer, in dem es zur Bildung von massigen, fossilreichen Kalksteinen kam. Ein Wendepunkt in der Sedimentationsgeschichte wird durch die *Cycloides* Bank gekennzeichnet. Hier wurde das Krustenelement leicht nach Südwesten verkippt, wodurch eine Regression des Binnenmeeres einsetzte. Es folgte eine Ausdehnung von brackischen bis deltaähnlichen Systemen durch Flüsse von Nordosten nach Südwesten. Mit der Ablagerung der Sedimente aus der *Semipartitus*-Zone endet der Muschelkalk und der Keuper wurde eingeleitet (GEYER 2002).

6.3 Keuper

Der Beginn des Keupers bedeutete das Ende der marinen Vorherrschaft im Germanischen Becken und somit die Änderung der Ablagerungsbedingungen von marin im Oberen Muschelkalk zu festländisch im Mittleren und Oberen Keuper. Die zunehmende Subsidenz wurde durch erhöhte, großflächige Sedimentation ausgeglichen (GEYER & GWINNER 1991). Durch diese weitreichenden Ablagerungen kam es zu einem regen Fazieswechsel, der sowohl übereinander, als auch nebeneinander aufzufinden ist. Es tritt ein sehr abwechslungsreicher Sedimentstapel von küstennahen Schwemmebenen, über landnahe Schlickbereiche bis hin zu Deltaarealen auf. Die unterschiedlichen Faziesbereiche lassen einen klaren, mehrmaligen Milieuwechsel von brackisch, marin und fluviatil erkennen. Vorherrschende Klimabedingungen waren hierbei sowohl aride, als auch semiaride und semihumide Verhältnisse (BERGER 1981). Durch die Regression des Meeres gruben sich Flusssysteme immer tiefer in die Sedimentdecke ein und hinterließen sand- und schluffgefüllte Rinnen. Am Ostrand des Germanischen Beckens kam es, ausgehend von Fennoskandia, zur Bildung eines Stromsystems, welches für die Sedimente des Unteren Keupers verantwortlich ist. Zur dieser Zeit befand sich das heutige Süddeutschland am südöstlichen Rand des Beckens und bildete einen stetig

absinkenden Sedimentationsraum. Nach WURSTER (1964) kam es zur Ablagerung von harten Karbonatlagen. Mergel und Tone wurden unter binnenmeerähnlichem Milieu abgelagert. In Teilgebieten des Beckens kam es auch zur Bildung von Dolomit, Anhydrit und Gips. Der untere Abschnitt des Mittleren Keupers wird als Gipskeuper bezeichnet. In ihm herrschen evaporitische Gesteine, wie die Myophorien- und Estherienschichten an seiner Basis, die als kontinentale Playa-Ablagerungen und Sedimente von Küstensebkhas gedeutet werden, vor. Eingeschaltete Tonsteinlagen deuten auf ehemalige Schlammareale hin, welche durch Schichtfluten entstanden sind. Die nun folgenden Schichten des Schilfsandsteines stellen Ablagerungen von ausgedehnten Flusssystemen aus Fennoskandia dar. Im Hangenden wird der Schilfsandstein von den Lehrbergschichten überlagert, die durch die Ausbildung von Überschwemmungsebenen und Playa-Ablagerungen entstanden sind. Während dieses Zeitraumes bildeten sich durch episodische, starke Regenfälle flache Inlandseen, in denen sich durch Verdunstung Karbonate und Sulfate anreicherten.

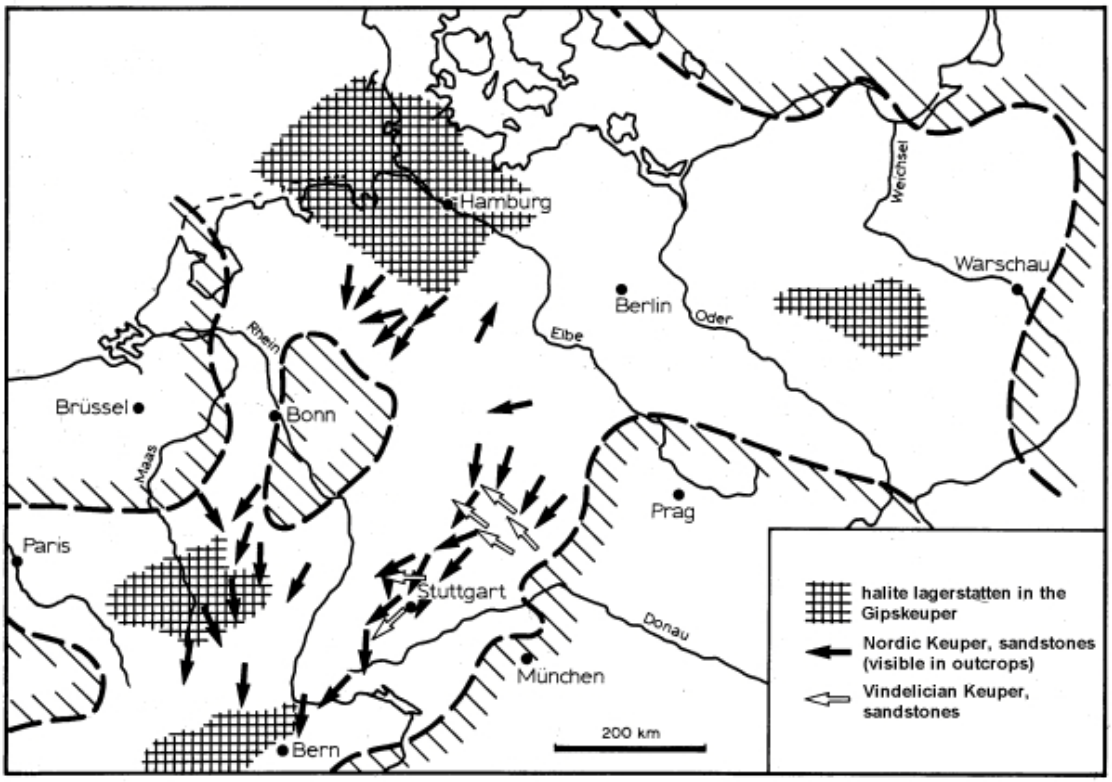

Abb. 3: Paläogegographie des Germanischen Beckens zur Zeit des Keupers (GEYER & GWINNER 1991)

Der obere Mittlere Keuper wird aufgrund seiner geschütteten Sandmassen als Sandsteinkeuper bezeichnet. Erste Sandfächer mit grobkörnigen, feldspatreichen Sanden, stammen dabei vom Vindelizisch-Böhmischen Massiv im Süden und

Südosten (Abb. 3). In distalen Gebieten der Schüttungen sind Verzahnung mit tonigen Sedimenten der Playa-Fazies zu finden (GEYER 2002). Auch während des Blasen- und Burgsandsteins kam die Absenkung des Vindelizischen Landes nicht zur Ruhe, sondern wurde kurzzeitig von einer Hebung abgelöst (HAUNSCHILD 1994). Der Beckenrand der germanischen Bucht wurde immer weiter nach Süden bzw. Südosten verschoben, wobei die abgelagerten Sedimente immer sandiger und grobkörniger wurden (BERGER 1981) (Abb. 4).

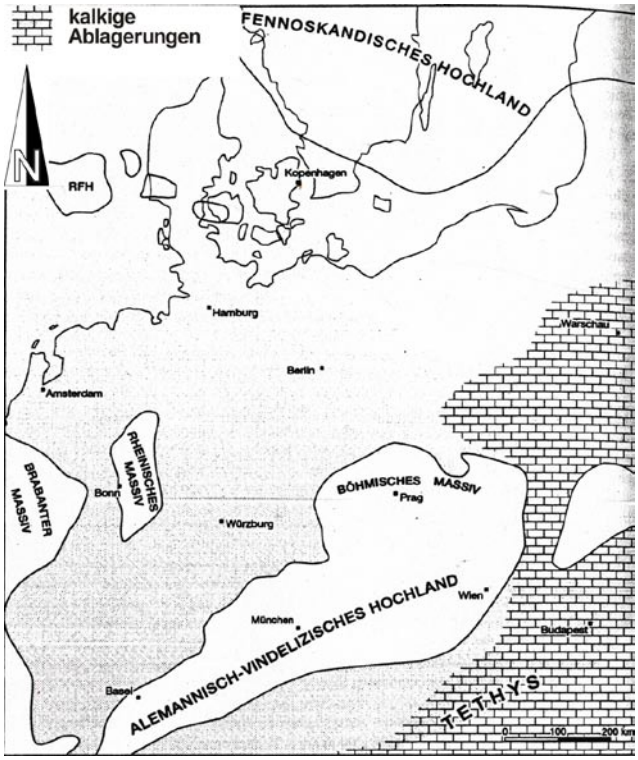

Abb. 4: Mitteleuropa während des mittleren Keupers (verändert nach GEYER 2002 verändert nach ZIEGLER 1990)

Den Top des Mittleren Keuper bilden die mächtigen, eintönigen, roten Tonsiltsteine der Feuerletten, die durch verschiedene Überschwemmungsebenen im Binnenland entstanden sind.

In der obersten Trias entstanden in Küstennähe flache Gürtel mit sehr wechselnden Ablagerungen verzweigter Flusssysteme. Im Unteren Rhät erfolgte eine erneute Transgression des Meeres in das Germanische Becken, was nun wiederum einen marin beeinflussten Sedimentationsraum darstellt. Das Maximum der marinen Ingression wurde jedoch erst im Mittleren Rhät erreicht. Im westlichen Teil des Beckens befinden sich Schüttungen massiver, schräggeschichteter Sandsteine, die dem Ablagerungsraum eines Prodeltas bis hin zum Delta-Plattformbereich entsprechen. Im Gegensatz zum Mittleren Keuper scheinen im Oberen Keuper nun warmhumide Klimabedingungen vorgeherrscht zu haben, worauf chemische Verwitterungen und kräftige Sedimentbildung schließen lassen (GEYER 2002). Im Mittleren Rhät kam es zusätzlich noch zu einer regionalen Heraushebung von Krustenteilen. Dieses tektonische Ereignis ist durch die Mittelrhät-Diskordanz belegt.

Das Obere Rhät war durch sein warmhumides Klima von limnisch bis terrestrischen Ablagerungen geprägt. Am Ende des Oberen Keupers enden kontinental geprägte Ablagerungen im Germanischen Becken. Während im Beckenzentrum bereits marine Sande zur Ablagerung kamen, blieb in Nordbayern bis in den Jura eine Küstenlinie bestehen (GEYER 2002).

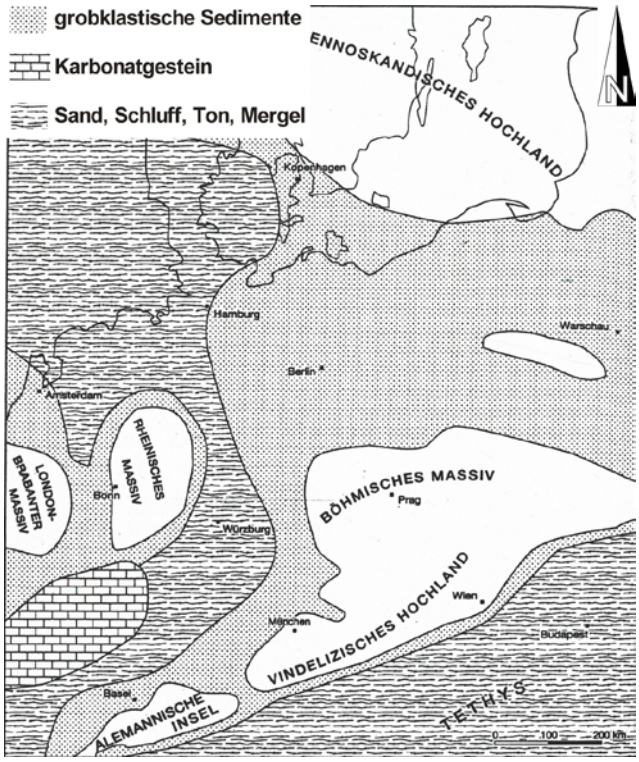

Abb.5: Mitteleuropa während des Rhäts bzw. im frühen Jura (verändert nach GEYER 2002 verändert nach ZIEGLER 1990)

6.4 Jura bis Eozän

Zu Beginn des Jura kam es im Bereich des Germanischen Beckens zu einer epirogenen Absenkung, wodurch das frühe Jurameer weite Teile überfluten konnte (Abb. 5). Sowohl im Süden, zur Tethys hin, als auch nach Nordwesten, zum borealen Nordmeer, wurde eine Verbindung geschaffen. Das Gebiet des heutigen Polens, das Böhmisch-Vindelizische Festland, die Alemanische Insel, das London-Brabanter-Massiv, das Rheinische Massiv und eine kleineHochfläche südlich des heutigen Warschaus blieben zu dieser Zeit Festlandbereiche.

Ab dem Mittleren Dogger ließ die allmähliche Heraushebung der Mitteldeutschen Kristallinzone das Meer langsam zurückweichen, nachdem, wie oben erwähnt, während des Lias der gesamte Raum von einem Flachmeer bedeckt war (GEYER 2002).

6.5 Oligozän, Miozän und Pliozän

Im späteren Altpaleogen schritt die Absenkung des kristallinen Sockels im Gebiet der Untermainebene weiter voran, bis letztendlich das Meer im Oligozän aus den Rheintalgraben in die Untermainebene eindrang. Die Sedimente dieses Vorstoßes

sind im Gebiet von Nürnberg nicht zur Ablagerung gekommen. Auch obermiozäne Sedimente fehlen hier.

Während des gesamten Zeitraumes von Oligozän bis Pliozän fand im Bereich der Süddeutschen Großscholle tektonische Beanspruchung statt, welche sich schließlich in der Bildung von Bruchsystemen äußerte. Das Grundgebirge zerbrach hierbei in Nordwest-Südost- (also herzynisch-) gerichtete Horst- und Grabenschollen (GEYER 2002). Auch während der tektonischen Vorgänge schritt die Abtragung und Sedimentation im Verlauf des Miozäns und Pliozäns weiter voran und unter subtropisch, wechselfeuchten Klimabedingungen wurden in den Senken organismenreiche Sedimente abgelagert. In der Zeit des Pliozäns fand im heutigen Mittelfranken im Wesentlichen Erosion statt, so dass weite Verebnungsflächen entstanden und heute die Morphologie des Schichtstufenlandes prägen.

6.6 Pleistozän und Holozän

Im beginnenden Pleistozän änderte sich das Klima von subtropisch-wechselfeucht zu kaltgemäßigt bis subpolar. Dieser gravierende Klimaumschwung äußerte sich auch in den Erosions- und Ablagerungsprozessen. Der Norden Süddeutschlands befand sich im Zeitraum der pleistozänen Kaltzeiten im südlichen Periglazialraum und war somit eisfrei. Lediglich tundraähnliche Vegetation war auf den dortigen Permafrostböden vorherrschend. Durch die Frostverwitterung von Schluffpartikeln sammelten sich vor allem in der grasreichen Tundra Lößdecken an. Das Pleistozän stellt eine Zeit der Talbildungen dar, da sich zu dieser Zeit das noch heute vorhandene Flusssystem tief in den Untergrund einschnitt und somit das Landschaftsbild wesentlich veränderte. Während der Kälteperioden ging die Tiefenerosion, aufgrund des knapper werdenden Wasserangebotes zurück und in den Tälern sammelte sich Schotter an. Dieser wurde in der folgenden Warmzeit wieder als Terrasse unterschnitten. Wie bereits erwähnt, war das Gebiet des heutigen Unterfrankens während der pleistozänen Kaltzeiten nie von Gletschern bedeckt. Jedoch wurden während der Kaltzeiten die feinen Sand- und Schluffpartikel aus den vegetationsarmen Böden ausgeweht und an den Leeseiten der Hänge als die heutigen Lößflächen abgelagert. Auch kam es zur Bildung begrenzter Dünenfelder. Diese befinden sich sowohl im Norden als auch im Süden Nürnbergs (GEYER 2002).

7 Stratigraphie

In diesem Kapitel soll zunächst die Vorgehensweise und die Methoden der geologischen Geländeaufnahme betrachtet werden. Anschließend erfolgt eine Vorstellung und Beschreibung der im Arbeitsgebiet angetroffenen bzw. im Untergrund erbohrten lithologischen Einheiten.

7.1 Geologische Geländeaufnahme

Als Grundlage für die geologische Geländeaufnahme dienten neben den topographischen Karten 1 : 25000, Blatt Nr. 6532 (Nürnberg) und Blatt Nr. 6632 (Schwabach) auch die vom Tiefbauamt Nürnberg zur Verfügung gestellten Katasterblätter 54, 55, 64 und 65 im Maßstab 1 : 5000. Da ein Großteil des Arbeitsgebietes bebaut bzw. anthropogen überprägt wurde, musste die geologische Aufnahme vorwiegend über 1436, durch die Stadt Nürnberg niedergebrachte, Bohrungen erfolgen. Die Beschreibungen und Profile dieser Bohrungen wurden ebenfalls vom Tiefbauamt Nürnberg gestellt. Eine Sichtung der angetroffenen Sandsteine erfolgte zum Einen beim Vortrieb der U-Bahn-Linie U3 und zum Anderen bei einer Begehung der Nürnberger Felsenkeller und der Keller der Nürnberger Burg. Auch konnten die Keupersandsteine im Bereich des ehemaligen Märzfeldes und an Fluss- und Bachläufen gesichtet werden.
Als weiteres Hilfsmittel, neben den tektonischen Karten und Katasterblättern, wurden ein Geologenhammer, eine Lupe mit 10-facher Vergrößerung, ein Maßband und ein Gefügekompass verwendet.
Die Unterscheidung der Sandsteine erfolgte hierbei vorwiegend durch den Vergleich mit den Beschreibungen der Keupersandsteine nach FICKENSCHER (1930), SPÖCKER (1964), BERGER (1978) und GEYER (2002). Die Unterteilung der äolischen und fluviatilen Sande, welche die Keupersandsteine fast im gesamten Arbeitsgebiet überdecken, erfolgte vor allen durch das evtl. Auftreten von Tonen, durch deren Vorhandensein die fluviatilen Sande leicht von den äolischen Sanden unterschieden werden können. Auch das Auftreten größerer Komponenten, wie beispielsweise Kiesen, trug zur Unterscheidung der fluviatilen und äolischen Sande bei..

Nach der Auswertung sämtlicher Daten, Profile und Fotos wurde mit Hilfe des Computerprogramms „Corel – Designer 9.02“ eine geologische Karte erstellt, welche dieser Arbeit beiliegt. Bei dieser Karte handelt es sich um eine „abgedeckte“ geologische Karte, bei der anthropogene Auffüllungen bis einen Meter Tiefe nicht berücksichtigt wurden. Verbliebene anthropogene Auffüllungen reichen in tiefere Lagen und wurden dementsprechend aufgeführt.

7.2 Keuper

Die Gesteine des Keupers gehören zu den ältesten Einheiten des Arbeitsgebietes. Die stratigraphische Untergliederung des Keupers erfolgt in Unteren, Mittleren und Oberen Keuper, wobei der Mittlere Keuper wiederum in den Gips- und Sandsteinkeuper unterteilt wird (Abb. 6). Im Allgemeinen werden die Schichten dieser Region durch die Verwendung der Nürnberger Fazies, also der sandigen Fazies des Keuper, beschrieben. Hierbei stellt die Nürnberger Fazies die küstennahe, sandige Fazies dar, wohingegen die Heldberger Fazies das Beckeninnere, also die überwiegend tonige Fazies beschreibt.

Die Schichtenfolge im Kartiergebiet beginnt jedoch erst im älteren Teil des Sandsteinkeupers,

<table>
<tr><th></th><th colspan="3">Formation</th><th colspan="3" rowspan="2">Bayern</th></tr>
<tr><th></th><th>N</th><th colspan="2">S</th></tr>
<tr><td rowspan="5">Ob. Keuper</td><td colspan="3" rowspan="5">Exter-Formation
(Rhätkeuper)</td><td rowspan="5">Ob. Keuper</td><td colspan="2">Oberer Rhättonstein</td></tr>
<tr><td colspan="2">Oberer Rhätsandstein</td></tr>
<tr><td colspan="2">Mittlerer Rhättonstein</td></tr>
<tr><td colspan="2">Unterer Rhätsandstein</td></tr>
<tr><td colspan="2">Unterer Rhättonstein</td></tr>
<tr><td rowspan="10">Mittlerer Keuper</td><td rowspan="2">Arnstadt-Formation</td><td>Trossingen-Formation</td><td rowspan="6">Sandsteinkeuper</td><td colspan="2">Feuerletten</td></tr>
<tr><td rowspan="2">Löwenstein-Formation</td><td rowspan="3">Burg-sandstein</td><td>Oberer Burgsandstein</td></tr>
<tr><td rowspan="2">Weser-Formation</td><td>Mainhardt-Formation</td><td>Mittlerer Burgsandstein</td></tr>
<tr><td>Hassberge-Formation</td><td>Unterer Burgsandstein</td></tr>
<tr><td>Steigerwald-Formation</td><td>Blasen-sandstein i.w.S.</td><td>Coburger Sandstein</td></tr>
<tr><td colspan="2">Stuttgart-Formation</td><td rowspan="4">Gipskeuper</td><td>Lehrberg-schichten</td><td>Blasensdst. i.e.S.
Lehrbergbänke
Ansbacher Sandst.</td></tr>
<tr><td rowspan="2">Grabfeld-Fm</td><td rowspan="2">Benk-Formation</td><td colspan="2">Schilfsandstein</td></tr>
<tr><td>Estherien-schichten</td><td>Anatinabank
Acrodus- u. Corbulabank</td></tr>
<tr><td>Myophorien-schichten</td><td>Bleiglanzbank
Grundgips</td></tr>
<tr><td rowspan="4">Unt. Keuper</td><td rowspan="4">Erfurt-Fm</td><td rowspan="4">Grafenwöhr-Formation</td><td rowspan="4">Unt. Keuper</td><td colspan="2">Grenzdolomit</td></tr>
<tr><td colspan="2">Obere Tonstein-Gelbkalkschichten</td></tr>
<tr><td colspan="2">Werksandstein-Bereich</td></tr>
<tr><td colspan="2">Untere Tonstein-Gelbkalkschichten</td></tr>
</table>

Abb. 6: Gliederung des Keupers (verändert nach BERGER 1981)

welcher, namensgebend aus den Sandsteinen des Coburger Sandsteines, des Unteren Burgsandsteines und des Mittleren Burgsandsteines besteht. Der Vollständigkeit halber sollen hier auch die sich im Liegenden befindliche Schicht des Blasensandsteines i.e.S. und die im Hangenden zu findenden Schichten des Oberen Burgsandsteines und der Feuerletten erwähnt werden. Diese Schichtpakete wurden jedoch im Arbeitsgebiet nicht angetroffen.

7.2.1 Coburger Sandstein

Der Coburger Sandstein stellt die älteste im Kartiergebiet vorkommende Einheit dar. Sein Einsetzen wird mit dem Abschluss des Lettenhorizontes im Hangenden des Blasensandsteines i.e.S. definiert. Er erreicht eine Mächtigkeit von 12 bis 15 Metern und schließt mit dem Auftreten der Basisletten des im Hangenden folgenden Unteren Burgsandsteines ab (BERGER 1978). Sowohl im Liegenden wie auch im Hangenden ist ein allmählicher Übergang in die älteren und jüngeren Schichten erkennbar (FICKENSCHER 1930), wobei speziell im Hangenden stark ausgewitterte Mergellagen anzutreffen sind (SPÖCKER 1964). Der Coburger Sandstein zeichnet sich durch eine fein- bis mittelkörnige Korngröße und eine hellgraue bis weißliche Färbung aus. Lithologisch unterscheidet er sich damit kaum von dem im Liegenden befindlichen Blasensandstein i.e.S., weist jedoch eine deutlich größere Härte als dieser auf (BERGER 1978). An der Luft schwindet diese größere Härte jedoch und es kommt zum raschen Zerfall des Sandsteinkörpers. Die Sandsteine dieser stratigraphischen Einheit werden von sandigen, rotbraunen Tonen und grünlichen Lettenschichten durchzogen, deren Auftreten jedoch insulär ist und sich keinesfalls über eine große Fläche erstreckt. Charakteristisch für den Coburger Sandstein sind Arkosen, welche in unterschiedlichen Ausbildungen auftreten können. Hierbei handelt es sich vor allem um Lagen, die aus Dolomitsandsteinen und Steinmergeln, den sogenannten Quackenschichten, bestehen. In der älteren Gliederung nach FICKENSCHER (1930) wird der jüngere Teil des Coburger Sandsteines

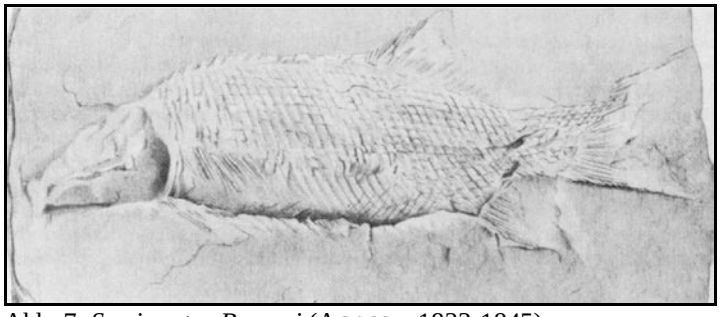

Abb. 7: *Semionotus Bergeri* (AGASSIZ 1833-1845)

auch als Stuben- oder Semionotussandstein bezeichnet. Als Leitfossil gilt hierbei der Fisch *Semionotus Bergeri* (Abb. 7). Der Begriff „Stubensandstein“ stammt aus der Zeit, in welcher der Sandstein von sogenannten „Buttenweibern“ gewonnen und in die Häuser der Umgebung als „Fegsand“ verkauft wurde. Durch seine Feinkörnigkeit besitzt er eine optimale Scheuerwirkung und wurde zu damaliger Zeit zum Scheuern der Stuben eingesetzt (FICKENSCHER 1930). Der Coburger Sandstein bildet breite, flach ansteigende Sockel um die Schichten des Burgsandsteines (BERGER 1978).
Im Kartiergebiet ist der Coburger Sandstein großflächig, in weniger als einem Meter Tiefe, im Norden des Großen Dutzendteiches zu finden. Kleinere Vorkommen treten etwa 300 Meter südwestlich der Altdeponie Silberbuck und 700 Meter östlich des Großen Dutzendteiches auf. Diese Formation des Unteren Sandsteinkeupers streicht, wie aus der Karte im Anhang zu entnehmen ist, von Südwesten nach Nordosten aus. Ihre Ausbissbreite beträgt im Bereich des Arbeitsgebietes zwischen 1,2 km und 3,5 km.

7.2.2 Burgsandstein

Wie in Kapitel 7.2 bereits erwähnt, lässt sich der Burgsandstein in die drei Untereinheiten Unterer, Mittlerer und Oberer Burgsandstein unterteilen. Die Unterteilung dieser Einheiten erfolgt mit Hilfe von durchgehenden Lettenhorizonten, die jeweils die Basis der einzelnen Schichtpakete darstellen. Seine Gesamtmächtigkeit beträgt zwischen 75 und 80 Metern (BERGER 1978). Im Allgemeinen ist der Burgsandstein durch seine fein- bis grobkörnigen Sandsteine und die zwischengeschalteten Lettenhorizonte sowie durch kiesige bis konglomeratische Lagen und insulären, nicht horizontbeständigen Tonlagen gekennzeichnet. Die Farbe der Sandsteine kann in allen Variationen, von weisslich bis hin zu braunen und rotvioletten Tönen, auftreten. Hierbei ist auffallend, dass die Intensität der Tönung mit abnehmendem Alter der Gesteine deutlich zunimmt. Die Bindung ist meist tonig, eine spezielle Ausnahme bildet hierbei der Wendelsteiner Quarzit, dessen quarzitische Bindung und die daraus resultierende Härte ihn zu einem herausragenden Werkstein macht. Auf diese Besonderheit wird in Kapitel 7.2.2.1 noch genauer eingegangen.

Würde man die überdeckenden fluviatilen und äolischen Sande außer Acht lassen, so nähme er mit seinen Einheiten, dem Unteren und Mittleren Burgsandstein, die größte Fläche im Arbeitsgebiet ein.

7.2.2.1 Unterer Burgsandstein

Auf die Schichten des Coburger Sandsteines folgen im Hangenden die Sandsteine des Unteren Burgsandsteines. Sein Einsetzen ist mit dem Auftreten der Basisletten, einer 2 bis 6 Meter mächtigen, blassfarbig grünen bis grünvioletten, auch gelblich bis roten Lettenschicht, definiert (BERGER 1978). Diese Schicht ist die erste horizontbeständige Lettenschicht in den Schichtpaketen des Burgsandsteines. Die Mächtigkeit des unteren Burgsandsteines schwanken zwischen 25 und 35 Metern

Abb. 8: Unterer Burgsandstein mit Lettenschicht, Steinbruch Worzeldorf, S‘ von Nürnberg

(GEYER 2002), nach FICKENSCHER (1930) in Nordfranken und Thüringen stellenweise auch bis zu 80 Metern. Der fein- bis mittelkörnige, massige bis bankige Sandstein wird oftmals von rotbraunen bis grünvioletten Lettenschichten durchzogen, welche jedoch relativ schnell auskeilen (Abb. 8). Der helle Sandstein mit grauer, gelblicher oder roter Tönung weist selten eine deutliche Schichtung innerhalb der massigen Bänke auf. Zusätzlich tritt die Bankung vielerorts völlig zurück, so dass lediglich ein massiger Sandstein anzutreffen ist.

FICKENSCHER (1930) beschreibt außerdem das Auftreten zweier völlig verschiedener Arkosearten. Zum Einen den in den unteren und oberen Lagen des Unteren

Burgsandsteines auftretenden, violetten bis rotbraunen, feldspatreichen Sandstein, welcher äußerlich einem Tonstein-Porphyr sehr ähnelt. Zum Anderen der als Natur- und Werkstein geschätzte Wendelsteiner Quarzit. Dieses Schichtpaket streicht jedoch nur außerhalb des Kartiergebietes, auf einem Höhenzug von Wendelstein in nordwestlicher Richtung auf Worzeldorf zu. Dieser Quarzitsandstein zeichnet sich durch seine enorme Härte aus. Der Ursprung dieser Härte liegt in der quarzitischen Bindung, welche zwischen den einzelnen Körnern vorliegt. Durch das Einsetzen der Basisletten des Mittleren Burgsandsteines endet dieses Schichtglied.

Die Sandsteine des Unteren Burgsandsteines treten im Kartiergebiet in zwei Ausbissen auf. Eine kleine Fläche erstreckt sich im Nordwesten des Gebietes, im Bereich um die Südkaserne und etwa 500 Meter westlich der Meistersingerhalle, teilweise entlang der Münchener Straße bis an den Kartenrand. Ein weitaus größeres Gebiet nimmt der Untere Burgsandstein im südöstlichen Teil des Arbeitsgebietes ein. Erhöhtes Auftreten in weniger als einem Meter Tiefe ist hier in den Bereichen um den Bahnhof Langwasser, östlich des Messegeländes und südwestlich des Südklinikums zu beobachten. Somit ist auch in diesem Schichtglied ein Streichen von Südwesten nach Nordosten gegeben. Die Ausbissbreite des Unteren Burgsandsteines liegt zwischen 1,2 km und 2,5 km.

7.2.2.2 Mittlerer Burgsandstein

Auch die nun erscheinende Abfolge des Mittleren Burgsandsteines beginnt im Liegenden mit einer weiteren, im Gegensatz zu der im Unteren Burgsandstein jedoch schwächer ausgeprägten, Basislettenschicht. Die Mächtigkeit dieser Letten beträgt lediglich noch einen bis drei Meter. Ihr roter, rotvioletter, rostfarbener und grüner Horizont wird gelegentlich von Sandsteineinschaltungen aufgespalten und ist nicht

Abb. 9: Mittlerer Burgsandstein, Kellergewölbe der Kaiserburg

durchwegs verfolgbar. Die durchschnittliche Mächtigkeit des Mittleren Burgsandsteines beträgt etwa 25 Meter. Die mittel- bis grobkörnige Sandsteinfolge (Abb. 9) weist immer wieder Einschaltungen von Zwischenletten auf (Abb. 10), die jedoch innerhalb weniger Meter wieder auskeilen. Auch weisen die Sandsteine eine wesentlich lebhaftere Färbung als die Sandsteine des Unteren Burgsandsteines auf. Hier finden sich in der Regel gelbe, rote und rostfarbene Tönungen. Die Lagen selbst zeigen eine plattige bis bankige Ausprägung, wobei innerhalb der einzelnen Bänke Schräg- und Kreuzschichtung erkennbar ist (BERGER 1978). Trotz des tonigen

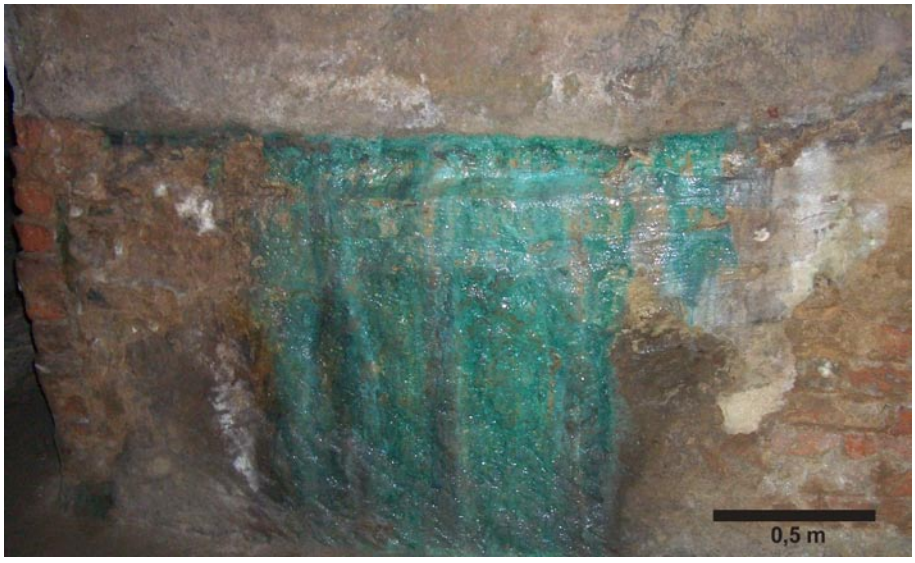

Abb. 10: Letteneinschaltung mit Kupfer-Vitriolausfällung im Mittleren Burgsandstein, Felsenkeller südlich des Albrecht-Dürer-Hauses

Bindemittels zwischen den einzelnen Komponenten weisen die Sandsteine dieses Schichtpaketes eine hohe Festigkeit und Beständigkeit auf. FICKENSCHER (1930) verweist auf rötliche und gelbliche, dichte Steinton- und Steinmergelbänkchen sowie auf kalkig-dolomitische Arkoselagen. Der Mittlere Burgsandstein endet mit den, im Hangenden auftretenden, Basisletten des Oberen Burgsandsteines.

Im Kartiergebiet ist der Mittlere Burgsandstein in südöstlichen Teil anstehend bzw. in einer Tiefe von weniger als einem Meter zu finden. Er erstreckt sich vom Bereich südlich der Regensburger Strasse nach Südwesten bis in den Süden des Stadtteiles Langwasser und der Münchener Strasse. Entsprechend dem Streichen von Südwesten nach Nordosten ist im Kartenbereich eine maximale Ausbissbreite von 1,5 km erkennbar.

7.3 Pleistozän

In vielen Bereichen des Kartiergebietes werden die Sandsteine des Keupers durch pleistozäne Sande und Kiese überlagert, welche im Folgen beschrieben werden.

7.3.1 Fluviatile Sande und Kiese

In teilweise weiter Entfernung von Pegnitz und Rednitz lassen sich im Kartiergebiet die fluviatile Sande ehemaliger Flussläufe finden. Nicht selten befinden sich diese auch auf hohen Lagen, wie beispielsweise im Gebiet um das Südklinikum oder im Süden des Stadtteils Langwasser. Diese Schichten erreichen Mächtigkeiten von mehreren Metern, deren Lagerung zumeist ungeschichtet ist. Sie bestehen im Wesentlichen aus mittel- bis zumeist grobkörnigen Sanden, unreinen Kiesen und Geröllen. Nach den Analogieschlüssen von FICKENSCHER (1930) an weiter entfernten Gebieten ist die Bildung dieser Ablagerungen auf die Rißeiszeit, also auf ein Alter von etwa 180.000 Jahren, zurückzuführen.
Im Arbeitsgebiet ist auffällig, dass das Ablagerungsgebiet dieser Sande und Kiese in nordwest-südöstlicher Richtung verläuft, was den Läufen der heutigen Flüsse und Bäche entspricht. Vor allem im Nordöstlichen Bereich des Arbeitsgebietes ist eine fast durchgängige Aufschüttung, mit einem nahezu geradlinigen Verlauf, vorhanden. Im westlichen Teil des Blattes reduzieren sich die Vorkommen fluviatiler Sande und Kiese, wohingegen im zentralen, im südlichen und im nordwestlichen Bereich erhöhte Vorkommen dieser Sande und Kiese zu finden sind.

7.3.2 Äolische Sande

Die äolischen Sande, welche einen Großteil der abgedeckten geologischen Karte einnehmen, bestehen im Wesentlichen aus Quarzen, teilweise auch Feldspaten, Kalk- und Limonitkörnern (BERGER 1978). Diese fein- bis mittelkörnigen Sande sind aufgrund des völlig fehlenden Bindemittels leicht beweglich. Hierbei handelt es sich um relativ reine Sande, die keinerlei Beimengungen von Kiesen oder Geröllen aufweisen (FICKENSCHER 1930). Ihre Färbung reicht von hellgelblich bis gräulichen Tönen bis hin zu braungelben, teils rötlichen Tönen. Die Mächtigkeit unterliegt starken Schwankungen. So wurden im nördlichen Teil des Gebietes, etwa 500 Meter

nördlich des Großen Dutzendteiches, durch verschiedene Bohrungen, Mächtigkeiten von mehr als 15 Metern festgestellt. Ehemals vorhandene Dünen fielen im Laufe der Zeit einerseits der Bausandgewinnung zum Opfer (SPÖCKER 1964), andererseits wurden die Dünen eingeebnet um eine Bebauung in diesen Gebieten überhaupt erst zu ermöglichen (BERGER 1978).
Im Kartiergebiet erfolgte in weiten Arealen eine Überdeckung der Keupersandsteine mit diesen äolischen Sanden. Die geologischen Profile, welche dieser Arbeit beiliegen, verdeutlichen sowohl die Mächtigkeiten dieser Sande als auch deren Ausbreitung.

7.4 Holozän

Ähnlich wie im Pleistozän erfolgte im Holozän eine großflächige Überlagerung durch äolische Sande. Hierbei kam es zu einer Überdeckung der Keupersandsteine und der fluviatilen Sande der vergangenen Epoche. Im Folgenden werden diese vom Wind verfrachteten und somit als Flugsande bezeichneten Sande beschrieben und deren Verbreitung erläutert.

7.4.1 Anmoorige Böden

Areale, welche als anmoorige Böden bezeichnet werden, entstehen meist in Gebieten mit andauernder Staunässe. Diese anmoorigen Bereiche sind meist in der Nähe von Weihern, Seen und Fließgewässern zu finden. In ihnen beträgt der Anteil an organischen Substanzen weniger als 30 Prozent. Steigt er auf höhere Gehalte ist bereits von Mooren die Rede. Im Arbeitsgebiet treten diese Böden im Bereich östlich und nördlich der Russenwiese im nordöstlichen Teil der Karte, im Uferbereich des Langwasserbaches südöstlich des Großen Dutzendteiches und südlich der Deponie Silberbuck auf (vgl. Anlage 1.1).

7.4.2 Torf

Das Auftreten von Torf ist im Bereich des Arbeitsgebietes auf wenige, kleine Areale beschränkt. Wie aus der Karte zu erkennen ist, befinden sich diese Gebiete im Bereich des Stadionbades und südöstlich davon, im Uferbereich des

Langwasserbaches östlich des Messegeländes, südlich angrenzend und etwa 500 Meter südlich des Messegeländes, südwestlich des Flachweihers und etwa 500 Meter nördlich des Bahnhofes Nürnberg-Langwasser.

7.4.3 Talfüllungen der Bäche

Die Talfüllungen der Bäche waren im Kartiergebiet kaum aufgeschlossen, so dass über deren Zusammensetzung lediglich wenige Aussagen getroffen werden können. Die Talfüllungen finden sich in den Tälern des Fischbaches und des Langwasserbaches. Zum Teil, wie nordöstlich der Russenwiese, nehmen anmoorige Böden ihren Platz ein. Sie beinhalten vor allem fein- bis grobkörnige Sande und Fein- bis Mittelkiese, teilweise auch tonige Lagen. Ihre Tönung erstreckt sich von weisslich bis in tiefe Brauntöne. Ihre Ausbreitung konnte nur wenige Meter von den Bachläufen entfernt noch nachgewiesen werden, wodurch sie in der Karte nur als dünne, weiße Flächen, entlang des Fischbaches und des Langwasserbaches gekennzeichnet sind.

7.4.4 Anthropogene Auffüllungen

In den anthropogenen Auffüllungen des Arbeitsgebietes finden sich vor allem Bau- und Trümmerschutt, Backsteine, Schotter, Steine, Ziegel, Metallteile, Holz und in weiten Teilen auch Sande, die hauptsächlich im Straßenbau zur Verwendung kamen. Aufgrund der Tatsache, dass es sich bei der geologischen Karte um eine abgedeckte Karte handelt, bei der Auffüllungen und Sande bis in einen Meter Tiefe außer Acht gelassen wurden, erscheinen im Kartenbild lediglich die tiefergehenden Auffüllungen.

Während der Geländeaufnahme konnten anthropogene Auffüllungen an einigen Stellen erfasst werden. Diese Areale sind zumeist großflächig dimensioniert und kommen zu einem Großteil im Bereich des ehemaligen Reichsparteitagsgeländes (Abb. 11), des Luitpoldhaines (1) und des ehemaligen Märzfeldes (2) vor. Die größte Auffüllung stellt hierbei die Altdeponie Silberbuck (3) dar, die einen großen Teil des Volumens der ehemaligen Baugrube des „Deutschen Stadions“ einnimmt. Sie reicht bis in eine Tiefe von 10 Metern und ist bis auf eine Mächtigkeit von 40 Metern angefüllt mit Bauschutt, Hausmüll und kritischen Industrieabfällen (vgl. Kap 9.2). Das Gebiet zwischen dem Großen (4) und Kleinen Dutzendteich (5) wurde während der Baumaßnahmen der „Großen Strasse“ (6) ebenfalls tiefgründig mit Sanden und Kiesen verfüllt.

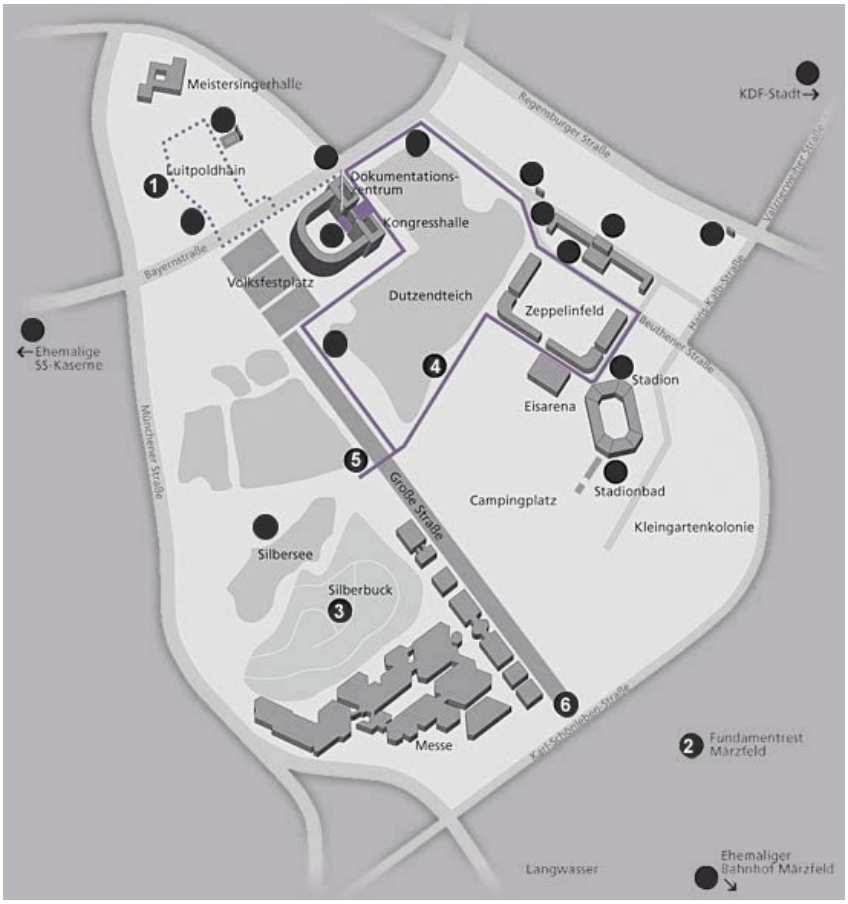

Abb. 11: Geländeplan des Reichsparteitagsgeländes; verändert nach LEHNER (2007)

8 Tektonik des Nürnberger Beckens

Nach großräumigen Untersuchungen von FREYBERG im Jahr 1969 befindet sich das Arbeitsgebiet am nordöstlichen Rand der Rheinischen Einheit, nahe der Frankenalb-Furche. Das Gebiet wird, wie aus Abbildung 12 ersichtlich ist, im Norden durch den Nürnberger Sattel, im Zentralbereich durch die Dutzendteichmulde und im Süden teilweise durch die Röthenbacher Mulde geprägt.

Der Nürnberger Sattel erstreckt sich auf einer Länge von 6 km von Ziegelstein bis Erlenstegen. Seine Breite variiert von 800 Metern im Westen bis auf 3 km im Nordosten. Der Sattel fällt sowohl nach Norden als auch nach Süden breitflächig ab, nur nach Nordosten ist ein Steilabfall erkennbar (BERGER 1978).

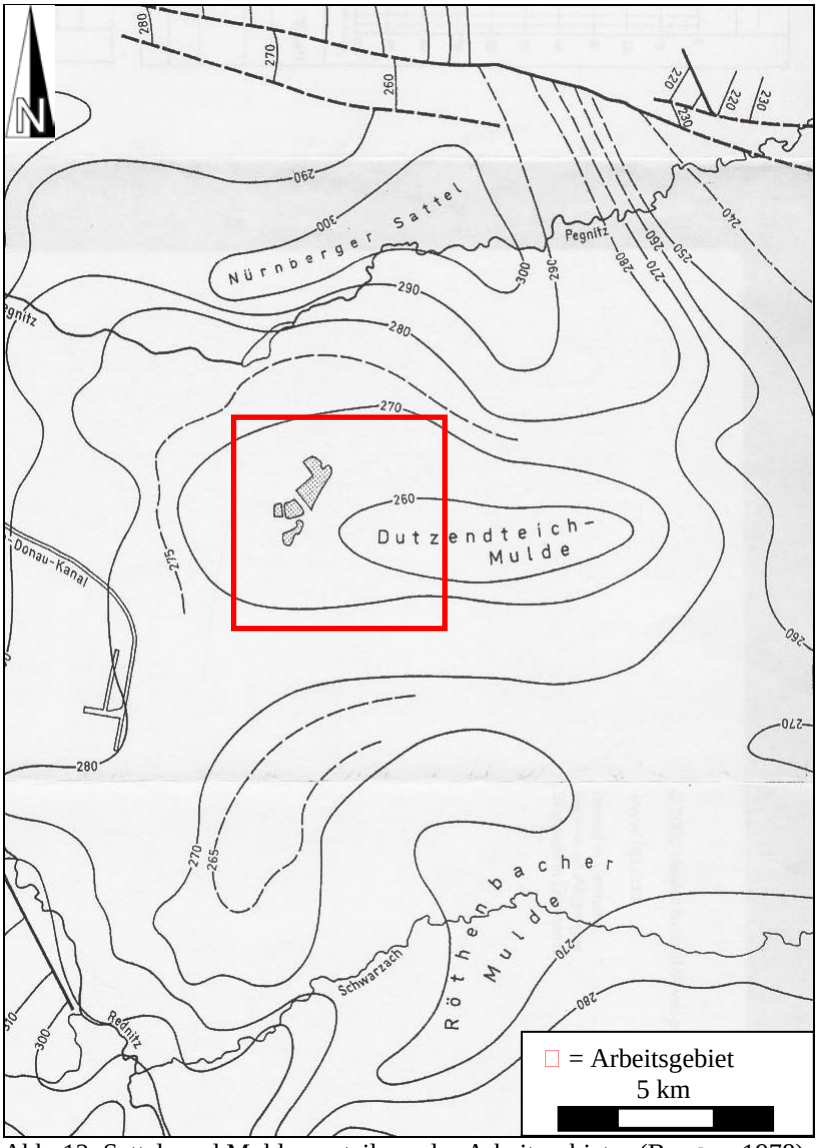

Abb. 12: Sattel- und Muldenverteilung des Arbeitsgebietes (BERGER 1978)

Die im Süden angrenzende Dutzendteichmulde erstreckt sich mit 5,5 km zentral im Arbeitsgebiet von Osten nach Westen. Im Westen taucht sie jedoch deutlich flacher ab als im Osten. Sie reicht vom Gebiet westlich des Arbeitsgebietes bis zur heutigen Autobahn München – Nürnberg.

Die Röthenbacher Mulde ist nur durch einen erzgebirgisch verlaufenden Sporn von zehn Metern Höhe von der Dutzendteichmulde getrennt. Nach Nordosten hin jedoch ist die Mulde offen und nicht separiert. Die Mulde selbst verläuft von Südwesten nach Nordosten und wird von der Schwarzach, einem Nebenfluss der Rednitz, durchquert.

Zur Zeit des Variszikums war das heutige Kartiergebiet von Sätteln und Mulden bzw. Schwellen und Senken geprägt. Seit dem Rotliegenden wurden die Mulden zunehmend mit unterschiedlichen Schuttmassen aufgefüllt. Da sich das Untersuchungsgebiet jedoch auf einem Sattel befindet, finden sich hier keine dieser Sedimente. Dieser Sattel liegt auf einer Großschwelle, welche vom nördlichen Schwarzwald bis zum Fichtelgebirge reicht.
Nach der Absenkung dieses Schwellenlandes erfolgte die Meerestransgression des Zechsteinmeeres von Norden. Die Transgression erreichte jedoch nicht den Raum Nürnbergs, sondern nur den nördlichen Teil Bayerns.
Nach weiterer Absenkung konnte die Transgression erstmals ganz Franken überfluten und während des Muschelkalkes Kalkbildungen bis 100 Metern Mächtigkeit schaffen. Diese Kalke sind episodisch von Tonen und Mergeln durchsetzt. Der nun folgende Untere Keuper stellt eine Epoche voller Unbeständigkeit dar. Sowohl Transgression als auch Regression ließen sehr unterschiedliche Gesteine entstehen, deren Basis Dolomite, Kalke und Schiefer bilden. Diese sind von flächenmäßig begrenzten Sandsteinen überlagert. Im Hangenden liegen Tone mit eingeschalteten Kohlelagern und dem abschließenden Grenzdolomit.
Länger andauernde marine Überflutungen während der Gipskeuperzeit begünstigten die Ablagerung von Tonsteinen, Mergeltonen und Steinmergeln, welche sich heute als Myophorien-, Estherien- und Lehrbergschichten offenbaren. Zwischen den Estherien- und den Lehrbergschichten kam es jedoch noch zur Ablagerung der Schichten des Schilfsandsteins, der hauptsächlich in Rinnen abgelagert wurde. Sein Ursprung entstammt nach THÜRACH (1889), WURSTER (1964) und HAUNSCHILD (1973) den Sand- und Tonschüttungen eines Deltasystems von Fennoskandischen Hochland im Norden.
Während der Zeit des Sandsteinkeupers, der sich nach BERGER (1978) in die Abschnitte Blasensandstein, Coburger Sandstein, Burgsandstein und Feuerletten

gliedert, herrschte arides, nahezu wüstenähnliches Klima vor. Dieses Klima begünstigte die Schüttung und Ablagerung der oben genannten Schichten aus Süden und Südosten vom Vindelizisch-Böhmischen Massiv. Problematisch ist hierbei sowohl der horizontale, als auch vertikale, rege Fazieswechsel. Erst während der Feuerletten, also des oberen Mittleren Keupers wurden Tone im limnischen bis brackischen Milieu des überfluteten Areals abgelagert.

8.1 Tektonik des Untersuchungsgebietes

Betrachtet man die geologischen Profile in Anlage 2, so wird deutlich, dass die Keupersandsteine durch Störungen verworfen sind, welche typisch für das Nürnberger Becken sind. Diese Störungen sind Teil der Bruchtektonik dieses Gebietes und erstrecken sich entlang der Regnitztal-Störung über 20 km. Diese flachherzynisch streichenden Störungszonen östlich des Rednitztales, gehen im weiteren Verlauf in den Wendelsteiner Höhenzug (vgl. Kap. 7.2.2 und Kap. 7.2.2.1) über und bilden das wichtigste gebirgsbauende Element im mittelfränkischen Raum (BAIER 2006). In den Profilen ist erkennbar, dass es sich bei den vorhandenen Störungen um Abschiebungen handelt, welche aus den Ausweitungsvorgängen im Nürnberger Becken resultieren.
Während in der Unterkreide vor allem die Verbiegungstektonik dominierte, ist die Bruchtektonik im Arbeitsgebiet zeitlich in die Oberkreide und das Paleogen einzuordnen.

9 Hydrogeologie des Silberbucks und des Silbersees

Nach den Olympischen Spielen 1936 in Berlin, wurde erneut eine deutsche Stadt, nämlich Nürnberg, für die Olympiade 1944 bestimmt. Für seinen Machtbeweis wollte Adolf Hitler deshalb das oben bereits erwähnte „Deutsche Stadion“ errichten lassen. Am 9. Juli 1937 erfolgte die Grundsteinlegung für dieses weltweit einmalige Projekt. Um die Ausmaße dieses gigantischen Bauwerkes zu testen und um in Erfahrung zu bringen wie das Spielfeld von den oberen Rängen aus zu sehen ist, wurde im etwa 45 km entfernten Hirschbachtal bei Oberklausen ein Hang mit etwa gleicher Neigung ausgesucht, um ein Teilstück der Tribüne mit unterschiedlichen Neigungswinkeln in Originalgröße zu bauen. Noch heute sind Teile dieses Modells dort sichtbar und mit einer Schautafel versehen (MARENDA 2005).

1938 wurde mit den Ausschachtarbeiten des Deutschen Stadions begonnen und bereits ein Jahr später, mit dem Ausbruch des Zweiten Weltkrieges wieder eingestellt, so dass das Projekt zum Erliegen kam. Im Nordosten war die maximale Tiefe der Baugrube mit zehn Metern zu diesem Zeitpunkt schon erreicht und diese Stelle stellt noch heute die tiefste des Sees dar. Rings um die Baugrube wurden Bahnanlagen und Entladestationen für das Reichsparteitagsgelände errichtet, zudem ein Fußgängertunnel genau östlich der Ausschachtung, welcher unter der Großen Straße hindurch führte, der in den Nachkriegsjahren jedoch zugeschüttet wurde. Die Fertigstellung des Bauwerks war für den Herbst 1945 geplant. In den Jahren 1939 bis 1944 kamen bis auf geringe Versuche keine wesentlichen Baumaßnahmen zustande. Nach dem Abstellen der Grundwasserpumpen und der bereits erwähnten Verfüllung der Grube mit Trümmerschutt, Hausmüll und Industrieabfällen, verfüllte sich die teilweise erhaltenen Baugrube mit Grundwasser und der heutige Silbersee entstand.

9.1 Geographische Lage

Der Silbersee und die dazugehörige Deponie Silberbuck liegen im südöstlichen Stadtgebiet von Nürnberg im Naherholungsgebiet „Volkspark am Dutzendteich", inmitten des ehemaligen Reichsparteitagsgeländes. Silbersee und Silberbuck werden im Nordosten von der Großen Straße, im Norden vom Kleinen Dutzendteich, im Westen durch die Münchener Straße und im Südosten vom Nürnberger Messegelände begrenzt (Abb. 13).

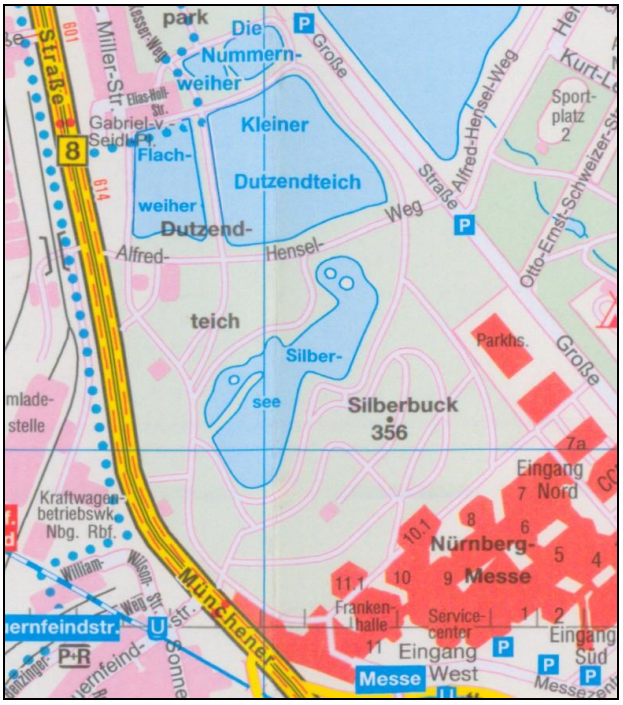

Abb. 13: Lage von Silbersee und Silberbuck

Der See ist der letzte Überrest der hufeisenförmigen Baugrube (Abb. 14) des von Albert Speer entworfenen „Deutschen Stadions“. Für den Bauherrn Adolf Hitler plante er ein riesiges Stadion, welches mit einer Länge von 800 Metern, einer Breite von 400 Metern und einer Höhe von 100 Metern als weltgrößtes Stadion und Machtbeweis Hitlers entstehen sollte.

Abb. 14: Luftbild der Baugrube des Deutschen Stadions (links), der Großen Straße (Mitte) und des Fussballstadions (rechts); US Air-Force 10. September 1944

9.2 Entstehungsgeschichte

Die Baugrube selbst wurde in den Jahren nach dem Krieg – bis ins Jahr 1962 – als zentrale Nürnberger Müll- und Schuttdeponie verwendet. In diesen Jahren wurde die Baugrube mit Unmengen an Bauschutt, Hausmüll und kritischen Industrieabfällen, ohne Basisabdichtung oder sonstigen Sicherheitsmaßnahmen, befüllt (BAIER 2001). Da die Stadt Nürnberg „wilde Deponien“ vermeiden wollte, erhob sie für die Abfälle, die in die Baugrube entsorgt wurden keinerlei Gebühren. Somit wurden in den ersten Jahrzehnten täglich bis zu 400 LKW-Ladungen Müll und Schutt entsorgt. In den 1950er Jahren wurden dadurch etwa 75 Prozent des Hausmülls und 100 Prozent der Industrieabfälle in der Baugrube abgelagert (BAIER 2001). Die Industrieabfälle umfassen eine weite Spanne von Ölen, Lacken, Lösungsmitteln, Kraftstoffe, Isolierungen, Magnesiumspäne, Säureharze und Kampfstoffen (ASN 1999). Des Weiteren wurden ebenfalls Reste der metallverarbeitenden Industrie, der Pflanzenschutz-, Gas-, Öl und Pharmaindustrie, Beizschlämme und radioaktive Abfälle in der Deponie abgelagert. Vor allem der südöstliche Teil der Baugrube wurde mit den genannten Industrieabfällen und mit Trümmerschutt aufgefüllt, wobei die Geländeoberfläche im Herbst 1951 erreicht war. Dieser südliche Teil des „Hufeisens“ wurde bis zum Jahr 1962 noch weiterhin als Deponie verwendet und bis auf 38 Meter über die Geländeoberfläche aufgeschüttet. Der nördliche Teil hingegen wurde nicht weiter verfüllt und stellt somit den heutigen Silbersee, einen Grundwassersee ohne Zu- und Abfluss (BRUNNER, GIERISCH & RASS 2006) dar. Der See hat eine Fläche von etwa 9,3 ha und ist im Durchschnitt fünf Meter tief. Nach 1962 wurde der Silbersee durch die Stadt Nürnberg als Fischzuchtgewässer verpachtet. Zwischen 1984 und 1995 kam es zu zwei großen Fischsterben, was nach Untersuchungen jedoch nicht an der Schadstoffzufuhr aus dem Silberbuck, sondern durch die Umwälzung des Sees und dem daraus folgenden Mangel an Sauerstoff durch das im Tiefenwasser vorhandene H_2S zurück zu führen war. Untersuchungen zufolge sollten somit die Sedimente des Sees das Hauptproblem sein, nicht der Schmutznachschub aus dem Müllberg.

9.3 Aufbau der Bohrungen

Die Wasserproben wurden, wie aus Abbildung 15 ersichtlich ist, aus den Bohrungen B1 - B4, B6 - B7 und den Flachpegeln FP1 - FP3 sowie aus dem See selbst entnommen. Aus der Bohrung B05 konnten keine Wasserproben entnommen werden, das diese Bohrung durch den Bau des Nürnberger Messegeländes überbaut wurde und somit nicht mehr zugänglich ist. Die Bohrungen B01 – B07 befinden sich allesamt außerhalb des Deponiekörpers, die Flachpegel reichen in den Deponiekörper hinein. Der Aufbau sämtlicher Bohrungen entspricht in etwa derer, die beim Brunnenbau verwendet werden. Der tiefste Teil der Bohrung wird dabei von einem sogenannten Sumpfrohr aus PVC gestützt, in dem sich gegebenenfalls Partikel und Schwebstoffe sowie feiner Sand, der von der darüber verbauten Filterverrohrung nicht abgefiltert wird, absetzen kann. Die nun folgende, bereits erwähnte, Filterverrohrung ist der Teil des Ausbaus, der direkt von Grundwasser durchströmt wird und für die Abfilterung von Schmutzpartikeln und Sand zuständig ist. Dieser Teil der Verrohrung ist unterschiedlich lang, da er nur in den Teufen eingesetzt wird, in denen die Bohrung von Grundwasser durchströmt wird und somit innerhalb eines Aquiferes liegt. Die letzten Meter bis zur Oberfläche bildet üblicherweise ein verzinktes Stahlrohr auf dem eine Verschlussklappe angebracht ist um unbefugten Zugriff zu vermeiden. Der Durchmesser der Verrohrungen beträgt im oberen Teil bei allen Bohrungen 200 mm (OCHS 1985 & OCHS 1986).

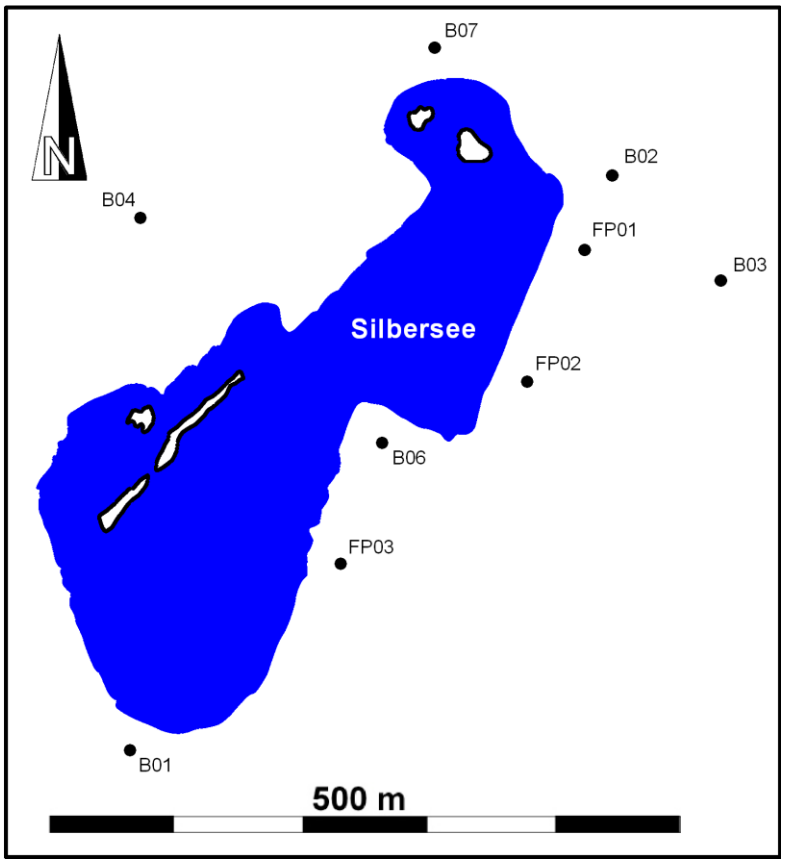

Abb. 15: Bohrungen am Silbersee

9.4 Probennahme

Die Probennahme erfolgte sowohl in den Bohrungen, den Flachpegeln und auch im See selbst mit Hilfe eines Probennehmers nach Dr. Blasius. Dieser wurde in die Tiefe des Sees oder der Bohrungen abgelassen, aus denen die Wasserprobe entnommen werden sollte und letztlich mit Hilfe des Fallgewichtes verschlossen (Abb. 16). Das Fassungsvermögen des Zylinders beträgt etwa 1000 ml. Das Probenwasser wurde sowohl in Flaschen aus Jenaer Glas zur sofortigen Untersuchung, als auch in Flaschen aus PET, die für spätere Untersuchungen eingefroren wurden, abgefüllt. Aus den Bohrungen wurde das zu beprobende Wasser aus möglichst gleichem Höhenniveau entnommen um Ergebnisse zu erhalten, die miteinander korrelierbar sind.

Abb. 16: Probennehmer nach Dr. Blasius

9.5 Untersuchungen

Bei den verschiedenen Wasserparametern wurde in Vor-Ort-Parameter und Labor-Parameter unterschieden. Diese Unterscheidung ist nötig, da gewisse Parameter, die im Folgenden beschrieben werden, sehr schnell ihre Eigenschaften ändern und deshalb an Ort und Stelle untersucht werden müssen. Andere wiederum können Stunden später bzw. richtig gelagert auch Tage oder Wochen später im Labor analysiert werden.

9.5.1 Vor-Ort-Parameter

Bei den „Vor-Ort-Parametern“ handelt es sich um Messungen, die noch während der Probennahme durchgeführt werden. Diese Parameter erlauben es nicht, dass das Wasser erst in ein Labor gebracht wird, da sie zu großen Schwankungen unterliegen und deshalb sofort geprüft werden müssen.
Bei diesen Parametern handelt es sich um:

- Wassertemperatur [°C]
- Spezifische elektrische Leitfähigkeit [$^{\mu S}/_{cm}$]
- pH-Wert
- Redox-Potential [mV]
- Sauerstoffgehalt [$^{mg}/_{L}$] und
- Sauerstoffsättigung [%]

9.5.1.1 Wassertemperatur [°C]

Für die Messung der Wassertemperatur werden in der Regel Messgeräte verwendet, die vorrangig für die Ermittlung anderer Wasserparameter, wie Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt, Sauerstoffsättigung oder pH-Wert, verwendet werden. Die Wassertemperatur von fränkischen Grundwässern beträgt normalerweise etwa +10 °C. Diese kann jedoch sowohl durch natürliche als auch durch anthropogene Einflüsse von diesem Wert abweichen. Natürliche Einflüsse sind hierbei beispielsweise Flurabstand, topographische Höhenlage, Jahreszeiten, Grundwasserströmungen, geothermischer Wärmestrom oder der Austausch mit Oberflächenwasser. Anthropogen wird die Wassertemperatur vor allem durch die Zuleitung (gereinigter) Abwässer oder Kühlwässer beeinflusst.

9.5.1.2 Spezifische elektrische Leitfähigkeit [$^{\mu S}/_{cm}$]

Die spezifische elektrische Leitfähigkeit (LF) ist ein Maß zur Beurteilung der Gesamtheit der gelösten Kationen und Anionen einer Wasserprobe. Ihr Zahlenwert in $^{\mu S}/_{cm}$ bei +25 °C entspricht mit einem Faktor von 0,65 der kompletten

Ionenkonzentration in $^{mg}/_{L}$. Größenordnungsmäßig ergeben sich nach MAYER-FÖLL (2006) folgende Leitfähigkeiten:

Flüssigkeit:	LF [$^{\mu S}/_{cm}$]
Regenwasser	5 - 30
Grundwasser	> 30
Meerwasser	45000 – 55000

In den fränkischen Grundwässern finden sich normalerweise Leitfähigkeiten von 300 bis 600 $^{\mu S}/_{cm}$. Messungen, welche den Wert von 750 $^{\mu S}/_{cm}$ übersteigen weisen hingegen bereits auf anthropogene Einflüsse hin. Ist der Wert der Leitfähigkeit größer als 2000 $^{\mu S}/_{cm}$, wird die Trinkwassergrenze überschritten.

9.5.1.3 pH-Wert

> *„In der Chemie die Kennzeichnung für die Wasserstoffionen-Konzentration in Lösungen; wird mit einem elektrischen pH-Messer oder durch Indikatoren festgestellt. Der pH-Wert 7 zeigt eine neutrale Reaktion an. Werte über 7 geben alkalische, solche, die darunter liege, saure an.“* (GRAUBNER 1980)

Der pH-Wert beschreibt den negativ, dekadischen Logarithmus der H^+-Konzentration in Lösungen. Bei unbelasteten Wässern befindet sich der pH-Wert in Bereichen des schwach sauren bis schwach alkalischen Milieus. Die Trinkwassergrenzwerte des pH-Wertes liegen bei pH 6,5 und pH 9,5.

9.5.1.4 Redox-Potential [mV]

Das Konzentrationsverhältnis zwischen oxidierten und reduzierten Stoffen im Wasser wird durch das Redox-Potential E_h ausgedrückt. Herrscht ein hohes Potential (bis zu +800 mV), so befindet man sich im sauerstoffreichen Milieu und oxidierende Verbindungen dominieren. Wird jedoch ein geringes Potential (bis –300 mV) ermittelt, so befindet man sich im sauerstoffarmen Milieu und reduzierende Verbindungen prägen das Bild. Die Redox-Spannung wird gerundet auf 10 mV

angegeben und ein stabiler Messwert gilt erst dann als erreicht, wenn die Schwankungen des Messgerätes nicht mehr größer sind als 1 $^{mV}/_{min}$.
Da eine direkte Beeinflussung durch den pH-Wert und die Wassertemperatur besteht, müssen alle abgelesenen Werte für den Standart der „Normalwasserstoffelektrode“ umgerechnet werden.
Die Formel hierfür lautet:

$$U_h = U_{gemessen} + U_{Ag/AgCl}$$

wobei U_h das gesuchte Potential,
$U_{gemessen}$ das gemessene Potential und
$U_{Ag/AgCl}$ das Silber/Silberchlorid-Verhältnis der Bezugselektrode darstellt.

Das Silber/Silberchlorid-Verhältnis der Bezugselektrode ist aus Tabelle 1 ablesbar.

Temp.	**$U_{Ag/AgCl}$ [mV]**	**Temp.**	**$U_{Ag/AgCl}$ [mV]**	**Temp.**	**$U_{Ag/AgCl}$ [mV]**	**Temp.**	**$U_{Ag/AgCl}$ [mV]**	**Temp.**	**$U_{Ag/AgCl}$ [mV]**
0 °C	224	15 °C	214	30 °C	203	45 °C	192	60 °C	180
1 °C	223	16 °C	213	31 °C	202	46 °C	191	61 °C	179
2 °C	223	17 °C	212	32 °C	202	47 °C	190	62 °C	178
3 °C	222	18 °C	212	33 °C	201	48 °C	190	63 °C	178
4 °C	222	19 °C	211	34 °C	201	49 °C	189	64 °C	177
5 °C	221	20 °C	210	35 °C	200	50 °C	188	65 °C	176
6 °C	220	21 °C	209	36 °C	199	51 °C	187	66 °C	175
7 °C	219	22 °C	209	37 °C	198	52 °C	186	67 °C	174
8 °C	219	23 °C	208	38 °C	198	53 °C	186	68 °C	174
9 °C	218	24 °C	208	39 °C	197	54 °C	185	69 °C	173
10 °C	217	25 °C	207	40 °C	196	55 °C	184	70 °C	172
11 °C	216	26 °C	206	41 °C	195	56 °C	183		
12 °C	216	27 °C	205	42 °C	194	57 °C	182		
13 °C	215	28 °C	205	43 °C	194	58 °C	182		
14 °C	215	29 °C	204	44 °C	193	59 °C	181		

Tab. 1 Silber/Silberchlorid-Verhältnis der Bezugselektrode zur Bestimmung des Redox-Potentials

9.5.1.5 rH-Wert

Der rH-Wert stellt ein pH-unabhängiges Maß dafür dar, ob die Wasserprobe sich im oxidativen oder reduzierenden Milieu befindet. Definiert wird er folgendermaßen:

$$rH = -\log p[H^+],$$

und stellt somit den negativ dekadischen Logarithmus des Wasserstoffpartialdrucks dar.
Der rH-Wert errechnet sich über die Formel

$$rH = 2 \times \frac{E_h}{E_N} + 2 \times pH$$

wobei $\mathbf{E_h}$ dem Wert des gemessenen Redox-Potentials,
$\mathbf{E_N}$ dem temperaturbezogenen Nernst'schen Umrechnungspotential (Tab. 2) und
pH dem pH-Wert des Probenwassers entspricht.

Temp.	E_N [mV]	Temp.	E_N [mV]	Temp.	E_N [mV]	Temp.	E_N [mV]	Temp.	E_N [mV]
0 °C	54,20	21 °C	58,36	42 °C	62,53	63 °C	66,69	84 °C	70,86
1 °C	54,40	22 °C	58,56	43 °C	62,72	64 °C	66,89	85 °C	71,06
2 °C	54,60	23 °C	58,76	44 °C	62,92	65 °C	67,09	86 °C	71,26
3 °C	54,79	24 °C	58,96	45 °C	63,12	66 °C	67,29	87 °C	71,46
4 °C	54,99	25 °C	59,16	46 °C	63,32	67 °C	67,49	88 °C	71,65
5 °C	55,19	26 °C	59,36	47 °C	63,52	68 °C	67,68	89 °C	71,85
6 °C	55,39	27 °C	59,56	48 °C	63,72	69 °C	67,88	90 °C	72,05
7 °C	55,59	28 °C	59,75	49 °C	63,92	70 °C	68,08	91 °C	72,25
8 °C	55,78	29 °C	59,95	50 °C	64,12	71 °C	68,28	92 °C	72,45
9 °C	55,98	30 °C	60,15	51 °C	64,32	72 °C	68,48	93 °C	72,64
10 °C	56,18	31 °C	60,35	52 °C	64,52	73 °C	68,68	94 °C	72,84
11 °C	56,38	32 °C	60,55	53 °C	64,71	74 °C	68,88	95 °C	73,04
12 °C	56,58	33 °C	60,74	54 °C	64,91	75 °C	69,08	96 °C	73,24
13 °C	56,77	34 °C	60,94	55 °C	65,11	76 °C	69,28	97 °C	73,44
14 °C	56,97	35 °C	61,14	56 °C	65,31	77 °C	69,48	98 °C	73,64
15 °C	57,17	36 °C	61,34	57 °C	65,51	78 °C	69,67	99 °C	73,84
16 °C	57,37	37 °C	61,54	58 °C	65,70	79 °C	69,87	100 °C	74,04
17 °C	57,57	38 °C	61,73	59 °C	65,90	80 °C	70,07	101 °C	74,23
18 °C	57,76	39 °C	61,93	60 °C	66,10	81 °C	70,27	102 °C	74,43
19 °C	57,96	40 °C	62,13	61 °C	66,30	82 °C	70,47	103 °C	74,63
20 °C	58,16	41 °C	62,33	62 °C	66,50	83 °C	70,66	104 °C	74,83

Tab. 2: Nernst'sches Umrechnungspotential (temperaturbezogen)

Die Einteilung des rH-Wertes ergibt sich wie folgt:

- rH = 0 bis 9: stark reduzierende Eigenschaften,
- rH = 9 bis 17: vorwiegend schwach reduzierend,
- rH = 17 bis 25: indifferente Systeme,
- rH = 25 bis 34: vorwiegend schwach oxidierend,
- rH = 34 bis 42: stark oxidierend.

9.5.1.6 Sauerstoffgehalt [$^{mg}/_{L}$]

Sauerstoff bildet für alle Wasserorganismen mit Sauerstoffatmung die wichtigste Lebensgrundlage. Da er ein sehr starkes Oxidationsmittel ist, wird die Redox-Intensität von Gewässern maßgeblich durch ihn gesteuert. Zu den wichtigsten sauerstoffverbrauchenden Prozessen gehört, wie oben bereits erwähnt, die Sauerstoffatmung und die Nitrifikation (vgl. Kapitel 9.5.2.1.1). Die Sauerstoffaufnahmefähigkeit von Gewässern ist temperaturabhängig, was bedeutet, dass bei niedrigeren Temperaturen mehr Sauerstoff im Wasser gelöst werden kann. Bei einem Anstieg der Wassertemperatur von +10 °C auf +25 °C sinkt sie Sauerstofflöslichkeit von 11,2 $^{mg}/_{L}$ auf 8,35 $^{mg}/_{L}$, was einen Abfall von etwa 25 % entspricht (WORCH 1997).

Nach HÜTTER (1994) wird Sauerstoff in Oberflächengewässern, v.a. in Fließgewässern, oftmals bis zur Sättigung gelöst, was bei +0,1 °C 14 $^{mg}/_{L}$ und bei +20 °C 9,1 $^{mg}/_{L}$ entspricht. In stehenden Gewässern schwankt der Sauerstoffgehalt sowohl während des Tag-Nacht-Zyklus als auch jahreszeitlich und in unterschiedlichen Tiefen sehr stark.

Die Sauerstoffbilanz von Fließgewässern ist hierbei deutlich günstiger als die von stehenden Gewässern, da bei ihnen die vertikale Konzentrationsverteilung nicht nur durch den Wechsel von Stagnation und Zirkulation bedingt ist.

Der Sauerstoffgehalt wird als absolute Größe mit der Einheit [mg O_2/Liter H_2O] angegeben.

9.5.1.7 Sauerstoffsättigung [%]

Da kaltes Wasser mehr Sauerstoff als warmes Wasser aufnehmen kann, wird die Sauerstoffsättigung stets in Verbindung mit der Temperatur gemessen. In Oberflächengewässern treten hierbei fast immer Werte von mehr als 70 % auf. In Fließgewässern kann es sogar zur Sauerstoffübersättigung kommen, was infolge des Lufteintrages beobachtet werden kann. In Grundwässern tieferer Aquifere finden sich oftmals Gehalte von weniger als 50 % neben einer erhöhten Eisenkonzentration von mehr als 0,1 $^{mg}/_{L}$, was auf ein reduzierendes Milieu hindeuten kann (BAIER 2008).

9.5.2 Labor-Parameter

Verschiedene chemische Analysen sollten möglichst zeitnah zur Probennahme erledigt werden, können jedoch in einem gewissen Zeitfenster auch erst später im Labor durchgeführt werden. Hierfür sollten die Proben allerdings gekühlt (~ 1 – 2 °C) und vor Licht geschützt gelagert werden.
Zu diesen Parametern gehören:

- Stickstoffverbindungen (Ammonium, Nitrit, Nitrat)
- Schwefelverbindungen (Sulfat, Sulfit, Sulfid)
- Chlorid
- Phosphat
- Wasserhärten
- Eisen
- Arsen
- Chemischer Sauerstoffbedarf CSB ($KMnO_4$)
- Biologischer Sauerstoffbedarf BSB_5 DIN 38409 T.51
- BSB_5 – Sauerstoffzehrung DIN 38409 T.52
- AOX-Werte

9.5.2.1 Stickstoffverbindungen (Ammonium, Nitrit, Nitrat)

Bei den Stickstoffverbindungen treten in Gewässern die Phasen

- Ammonium,
- Nitrit und
- Nitrat

auf. Ammonium- und Nitratnachweise sollten möglichst innerhalb von sechs Stunden durchgeführt werden. Werden die Proben jedoch sofort gekühlt, kann auch eine Analyse am nächsten Tag (zusammen mit Nitrit) im Labor durchgeführt werden.

Ammonium wird unter Sauerstoffverbrauch von den Bakterienstämmen *Nitrosomonas* zu Nitrit, Wasserstoff und Wasser abgebaut:

$$2NH_4^+ + 3O_2 \leftrightarrow 2NO_2^- + 4H^+ + 2H_2O$$

Das entstandene Nitrit wiederum wird von den Bakterienstämmen *Nitrobacter* unter Sauerstoffverbrauch zu Nitrat umgewandelt.

$$2NO_2^- + O_2 \leftrightarrow 2NO_3^-$$

Manchmal können jedoch auch nicht anthropogen verschmutzte Gewässer einen erhöhten Nitritgehalt aufweisen. Moorwässer enthalten beispielsweise oft 0,1 $^{mg}/_{L}$ bis 1,0 $^{mg}/_{L}$ NO_2^-.

9.5.2.1.1 Ammonium

Gewässer in denen reduzierende Verhältnisse vorliegen, äußern sich durch einen hohen Ammonium- und niedrigen Nitratgehalt. Tritt in Wässern Ammonium auf, so ist auf eine hygienisch bedenkliche Verunreinigung zu schließen, welche beispielsweise durch Gerbereien, die Foto- oder Kunststoffindustrie oder durch landwirtschaftliche Abfallprodukte hervorgerufen werden kann. Organischer

Stickstoff wird des Weiteren von Mensch und Tier als Harnstoff ausgeschieden, der jedoch schnell in Ammonium und CO_2 zersetzt wird (KÖLLE 2001).
Nach WORCH (1997) sind Ammonium-Ionen Bestandteil des mikrobiellen Stickstoffkreislaufes, der nach folgender chemischer Gleichung abläuft:

$$CO(NH_2)_2 + 2H_2O \leftrightarrow NH_4^+ + NH_3 + HCO_3^-$$

Ammonium entsteht bei der Ammonifizierung beim Abbau organischer Stickstoffverbindungen. Im oxidierenden Milieu erfolgt die Umwandlung von Ammonium in die Zwischenstufe Nitrit und schließlich zu Nitrat. Diese Umwandlungen werden von den Mikroorganismusgattungen *Nitrosomonas* (Ammonium zu Nitrit) und *Nitrobacter* (Nitrit zu Nitrat) ausgeführt. Dementsprechend lautet der fachlich korrekte Terminus für die Umwandlung von Ammonium zu Nitrit „Nitritation“ und der für die Umwandlung von Nitrit zu Nitrat „Nitratation“.
Die Konzentration von Ammoniumverbindungen liegt in Oberflächengewässern meist unter 1 $^{mg}/_{L}$. Höhere Temperaturen im Sommer begünstigen eine ausgeprägtere Nitrifikation, weshalb Konzentrationen, die im Winter gemessen werden oftmals höhere Werte erreichen können. In Oberflächengewässern kann ein Eintrag von Ammonium bis zum Zusammenbruch des Sauerstoffhaushaltes führen, da für den mikrobiellen Abbau von 1 mg Ammonium etwa 4,6 mg Sauerstoff benötigt werden (HÜTTER 1994).

9.5.2.1.2 Nitrit

Nitrit wird als typischer Verschmutzungsindikator von Gewässern verwendet. Es stellt, wie bereits erwähnt, eine metastabile, toxische Zwischenverbindung zwischen Ammonium und Nitrat dar, welche in der Regel jedoch nur in sehr geringen Konzentrationen auftritt. Es entsteht sowohl bei der Oxidation von Ammonium, wie auch bei der Reduktion von Nitrat (HÜTTER 1994). Im Trinkwasser sollte Nitrit nicht nachweisbar sein, da es durch Wasseraufbereitungsverfahren vollständig oxidiert werden sollte.

9.5.2.1.3 Nitrat

Normalerweise ist Nitrat nur in geringen Konzentrationen im Wasser vorhanden. Durch Eingriffe in den Stickstoffkreislauf, besonders durch den verstärkten Einsatz von künstlichen Stickstoffdüngern, kommt es v.a. in landwirtschaftlich genutzten Regionen zu hohen Nitratgehalten im Grundwasser (REHAAG & WASKOW 2001). 1986 wurde der Trinkwassergrenzwert durch die EG-Richtlinien von 25 $^{mg}/_{L}$ auf 50 $^{mg}/_{L}$ angehoben.

9.5.2.2 Schwefelverbindungen (Sulfat, Sulfit, Sulfid)

Schwefelverbindungen treten in Gewässern in den Phasen

- Sulfat,
- Sulfit und
- Sulfid

auf. Der Sulfidnachweis sollte möglichst schnell nach der Probennahme erfolgen, da die Verbindung Schwefelwasserstoff (H_2S) sehr flüchtig ist.
Diese Schwefelverbindungen treten entlang eines Sauerstoffgradienten in charakteristischen Verhältnissen zueinander auf. Ist beispielsweise viel Sauerstoff vorhanden, so fehlt die Verbindung Sulfid meist völlig. In sauerstoffarmen Gewässern hingegen kommt es durch anaerobe Bakterien zur Sulfat-Reduktion:

$$8H^+ + SO_4^{2-} \rightarrow H_2S + 2H_2O + 2OH^-$$

9.5.2.2.1 Sulfat

Der natürliche Sulfatgehalt von Wässern liegt zwischen 10 und 30 $^{mg}/_{L}$. Gips beispielsweise besitzt eine sehr gute Löslichkeit, weshalb sich in der Nähe von Gipslagern oftmals auch Werte bis 100 $^{mg}/_{L}$ und mehr finden lassen. Da auch die mikrobielle Oxidation Sulfat hervorbringt und es auch durch organische, schwefelhaltige Stoffe gebildet werden kann, ist ein erhöhter Gehalt oftmals auch in

Seen anzutreffen. Des Weiteren ist in anaeroben Bereichen auch eine Sulfatreduktion möglich (HÜTTER 1994).

9.5.2.2.2 Sulfit

Sulfit (SO_3^{2-}) stellt eine metastabile Verbindung des Schwefels dar. Findet sich Sulfit in Gewässern kann dies auf anthropogene Einflüsse, beispielsweise durch die Papierindustrie, hindeuten.

9.5.2.2.3 Sulfid

Sulfid kommt in der Form von H_2S vor und ist extrem toxisch. 0,3 $^{mg}/_{L}$ können zu einer vollständigen Atemlähmung und damit zum Tod führen. Sulfid riecht nach faulen Eiern und ist bis zu einer Verdünnung von 0,1 ppm für den Menschen noch wahrnehmbar. Der Abwassergrenzwert liegt bei 2 $^{mg}/_{L}$ H_2S. Schwefelwasserstoff entsteht beim anaeroben Abbau von organischem Material oder bei der Reduktion von Sulfat. Die Bildungsprozesse sind jedoch, wie bereits erwähnt, an anaerobe Bedingungen gebunden und können somit am Grund von tiefen Gewässern, wo Sauerstoffmangel herrscht, ablaufen. Das Auftreten der Oxidationsstufe von -2 bei Schwefel ist stark mit dem Sauerstoffhaushalt des betroffenen Gewässers verbunden. Somit kann ein Auftreten von H_2S ein Hinweis auf Reduktions- bzw. Fäulnisprozesse geben (WORCH 1997).

9.5.2.3 Chlorid

Da Chloride sehr gut löslich sind, sind sie in allen Gewässern nachweisbar. Im Meerwasser und in der Nähe von Salzlagerstätten finden sich hierbei die höchsten Konzentrationen mit einem Wert von 18,98 $^{g}/_{L}$ (WORCH 1997). Durch anthropogene Einflüsse, beispielsweise durch die Anwendung von Streusalz oder Einleitung von Abwasser treten oftmals stark erhöhte Konzentrationen von Chlorid auf. Hierbei sind Konzentrationen von über 30 $^{mg}/_{L}$ als Verschmutzungsindikator zu werten. Chloridgehalte von kleiner als 10 $^{mg}/_{L}$ werden in Franken als geogener Background angesehen. Die Trinkwassergrenze für Chloride liegt bei 250 $^{mg}/_{L}$.

9.5.2.4 Phosphat

Phosphatgehalte bis 0,05 $^{mg}/_{L}$ werden geogenem Ursprung zugeordnet. Höhere Werte können z.B. durch defekte Kanalisationsabschnitte hervorgerufen werden, bei denen Waschmittelreste einfach versickern und so in das Grundwasser gelangen. Auch durch Kunstdünger oder das Ausbringen von Gülle kann es zu erhöhten Phosphatkonzentrationen kommen. Der Trinkwassergrenzwert für Phosphat lag bis 2003 bei einem Wert von 6,7 $^{mg}/_{L}$. Danach wurde kein neuer Richtwert festgelegt.

9.5.2.5 Wasserhärten

Mit der *Gesamthärte* wird der Gehalt der Erdalkalien Calcium (Ca) und Magnesium (Mg) im Wasser erfasst. Der Begriff „Deutscher Härtegrad" ist üblich, sollte aber nicht mehr verwendet werden, da sich dieser Begriff auf die im Wasser nicht relevanten Erdalkalimetalloxide bezieht. Heute wird deswegen die Härte in $^{mmol}/_{L}$ Erdalkaliionen angegeben (GIERE, GÖRGEN & HAGEMANN 2008).

Die Einteilung der Gesamthärte erfolgt über die Härtegrade aus Tabelle 3.

0 – 4 °dH	sehr weich
4 – 8 °dH	weich
8 – 18 °dH	mittelhart
18 – 30 °dH	hart
> 30 °dH	sehr hart

Tab. 3: Einteilung der Gesamthärte (verändert nach RÄBIGER 2008)

Die *Karbonathärte* befasst sich dagegen nur mit den Karbonaten. Bei der Bestimmung der Karbonathärte gilt:

1 °dH = 10 $^{mg}/_{L}$ CaO = 7,14 $^{mg}/_{L}$ Ca = 17,86 $^{mg}/_{L}$ $CaCO_3$ = 28,92 $^{mg}/_{L}$ $Ca(HCO_3)_2$.

Der Begriff der Karbonathärte ist einzig in Deutschland gültig. International ist er völlig unbekannt. Bei der üblichen Bestimmung der Kabonathärte bzw. des „m-Wertes“ erfolgt die Titration bis pH 4,3 bzw. bis zum Farbumschlag von Methylorange (HÖLL 2002).

9.5.2.6 Eisen

Eisen ist nach PRESS & SIEVER (2003) mit 6 % das vierthäufigste Element der Erdkruste und mit 35 % das häufigste Element der gesamten Erde. In natürlichen Wässern ist es in gelöster Form als hydratisiertes Fe^{2+} zu finden und kann durch Sauerstoff leicht zu Fe^{3+} oxidiert werden. Die Oxidation zum dreiwertigen Eisen verläuft im sauren Milieu nach der Gleichung

$$2Fe^{2+} + 0{,}5O_2 + 2H^+ \leftrightarrow 2Fe^{3+} + H_2O$$

Bei erhöhten pH-Werten unterliegt das hydratisierte Fe^{3+} der Hydrolyse:

$$[Fe(H_2O)_6]^{3+} \leftrightarrow [Fe(H_2O)_5(OH)]^{2+} + H^+$$
$$[Fe(H_2O)_5OH]^{2+} \leftrightarrow [Fe(H_2O)_4(OH)_2]^{+} + H^+$$

Mit steigendem pH-Wert sinkt hierbei die Löslichkeit, wobei letztendlich Eisen-(III)-hydroxid ausfallen kann. Aufgrund der Überlagerung mit den Hydrolyseprozessen bildet sich bei der Oxidation von zweiwertigem Eisen im schwach sauren bis neutralen Milieu schwerlösliches Eisen-(III)-hydroxid bzw. Eisenoxidhydrat.

$$2Fe^{2+} + 0{,}5O_2 + 5H_2O \leftrightarrow 2Fe(OH)_3 \downarrow + 4H^+ .$$

In höheren pH-Bereichen bildet Eisen schwerlösliche Verbindungen wie $FeCO_3$ und $Fe(OH)_2$, welche jedoch sehr leicht zu Eisenoxidhydrat oxidiert werden können. Vor allem die metallverarbeitende Industrie und deren Abwässer stellen die anthropogenen Quellen belasteter Wässer dar.

9.5.2.7 Arsen

Arsen im Grundwasser tritt häufig in Verbindung mit Industriezweigen, die Keramik oder Glas verarbeiten, auf. Auch bei der Halbleiter-Produktion und Härtung von Blei- und Kupferlegierungen werden arsenhaltige Stoffe verwendet. Allerdings kann auch ein hoher geogener Gehalt auftreten, wie beispielsweise in einigen

Grundwässern des fränkischen Keuperbeckens (bis über 100 $^{\mu g}/_{L}$). Arsen wirkt bei oraler Aufnahme extrem toxisch und äußert sich durch starken Durchfall bis hin zum Nierenversagen und Krebs.
Die Trinkwassergrenzwert für Arsen liegt bei 0,01 $^{mg}/_{L}$ (für Mineralwässer bei 50 $^{\mu g}/_{L}$, also 0,05 $^{mg}/_{L}$).

9.5.2.8 Chemischer Sauerstoffbedarf CSB ($KMnO_4$)

Die Bedeutung des chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) liegt im angewandten Bereich der Abwasserbehandlung. Der CSB ist ein Maß für die Summe aller organischen Verbindungen im Wasser, einschließlich der schwer abbaubaren Verbindungen. Der CSB-Wert kennzeichnet die Menge an Sauerstoff, die zur Oxidation der gesamten, im Wasser enthaltenen, organischen Stoffe verbraucht wird in $^{mg}/_{L}$. Als chemisches Oxidationsmittel wird i.d.R. Kaliumdichromat ($K_2Cr_2O_7$) verwendet (RÄBIGER 2008), bei den Tests kam jedoch Kaliumpermanganat ($KMnO_4$) als Oxidationsmittel zur Verwendung. Das Oxidationsmittel zersetzt alle biologisch abbaubaren, aber auch die biologisch nicht abbaubaren organischen Stoffe zu Kohlendioxid. Einige anorganische Verbindungen wie beispielsweise Iodid, Nitrit und bestimmte Schwefelverbindungen werden ebenfalls oxidiert. Aus dem Kaliumpermanganat-Verbrauch kann dann auf den CSB geschlossen werden.
Der Trinkwassergrenzwert des CSB-Wertes liegt bei 0,5 $^{mg}/_{L}$ O_2.

9.5.2.9 Biochemischer Sauerstoffbedarf BSB_5 DIN 38409 T.51

Beim biochemischen Sauerstoffbedarf wird angegeben, wieviel Sauerstoff in fünf Tagen benötigt wird, um organische Stoffe im Wasser abzubauen.
Für diesen Versuch sollte der pH-Wert der Probenwässer zwischen pH 6 und pH 9 liegen. Der Sauerstoffgehalt wird direkt nach Probennahme bzw. bei Versuchsbeginn und nach fünf Tagen gemessen. Die Differenz dieser beiden Werte bildet den BSB_5-Wert nach DIN 38409 T.51:

$$BSB_5\text{-Wert } [^{mg}/_{L}] = \text{Sauerstoffgehalt}_{\text{(Probenahme)}} - \text{Sauerstoffgehalt}_{\text{(nach 5 Tagen)}}$$

Diese Methode ist nur zulässig, wenn der Sauerstoffgehalt der Probe mindestens 2 $^{mg}/_{L}$ beträgt. Sollte der Messwert unter diese Grenze fallen, kann durch einen Faktor, welcher zwischen 1,1 und 1,8 liegt, korrigiert werden (vgl. Kapitel 9.6.2.9).

Abbildung 17 zeigt den Versuchsaufbau. Der Sauerstoffsensor (links im Bild) darf nur für die Messung in die Flasche eingeführt werden, die danach umgehend wieder verschlossen werden sollte. Des Weiteren sollten die Proben in einem +20 °C temperierten Raum, luftblasenfrei und im Dunkeln mit einem Magnetrührer behandelt werden.

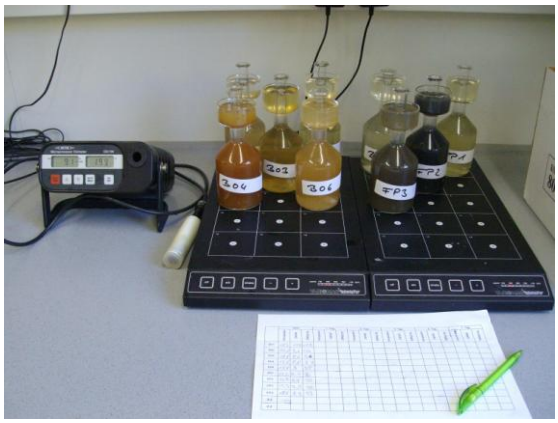

Abb. 17.: Versuchsaufbau BSB_5

9.5.2.10 BSB_5 – Sauerstoffzehrung DIN 38409 T.52

Die BSB_5 – Sauerstoffzehrung ist das Maß für die Sauerstoffmenge, welche ein Liter Probewasser unter Ausnutzung des, in der Wasserprobe zufällig vorhandenen, Nährstoffpotentials verbraucht.
Hierbei werden für unterschiedliche Messbereiche unterschiedliche Wassermengen in die Versuchsflaschen gefüllt (Tab. 4):

Messbereich [$^{mg}/_{L}$ O_2-Vol.]	**Wasserprobe [ml]**	**Faktor**
0 – 40	432	1
0 – 80	365	2
0 – 200	250	5
0 – 400	164	10
0 – 800	97	20
0 – 2.000	43,5	50
0 – 4.000	22,7	100

Tab. 4: Messbereiche, Volumina und Korrekturfaktoren für die BSB_5-Sauerstoffzehrung nach DIN 38409 T.52

Das Ausmaß des Sauerstoffverbrauchs ist abhängig von verschiedenen Faktoren:

- von der Menge und den vorhandenen Arten von Mikroorganismen,

- von der Menge an Nährstoffen und deren Verfügbarkeit für die Organismen,
- vom Gehalt an Spurenelementen und Nährstoffen wie Stickstoff oder Phosphor,
- weiteren Bedingungen, wie pH-Wert oder Salzgehalt,
- vom Vorhandensein hemmender Stoffe.

Abb. 18.: BSB_5-Versuchsaufbau

Da die Flaschen, im Gegensatz zum biochemischen Sauerstoffbedarf nicht vollständig mit Probenwasser gefüllt sind, kann der verbrauchte Sauerstoff durch das Luftvolumen im oberen Teil der Flasche ersetzt werden. Das auf der Flasche befindliche Druckmesssystem (Abb. 18) erfasst die Luftdruckabnahme, welche ein direktes Maß für den Sauerstoffbedarf der Wasserprobe ist. Dieser Wert wird nach fünf Tagen abgelesen (Digits) und in die Formel:

Digits x Faktor des Probenvolumens = BSB_5

eingesetzt.

Beispiel: 37 Digits
Probenvolumen: 250 ml
→ Faktor = 5

$37_{(Digits)}$ x $5_{(Faktor)}$ = 185 $^{mg}/_{L}$

9.5.2.11 AOX-Werte

Der Begriff AOX steht für „Adsorbierbare Organische Halogenverbindungen“, wobei das X in der organischen Chemie für die Halogene Fluor, Chlor, Brom und Jod steht.
Der AOX-Wert bildet den wesentlichen Leitparameter für die industrielle Wasserkontamination. Bei dieser Methode wird das Probenwasser mit Aktivkohle behandelt, die organische und halogenhaltige Stoffe bindet.
Der AOX-Summenparameter umfasst Stoffe wie:

- leicht flüchtige Chlorkohlenwasserstoffe
- schwer flüchtige Chlorkohlenwasserstoffe
- polychlorierte Biphenyle
- Stoffe unbekannter Zusammensetzung (entstanden z.B. durch die Reaktion organischer Stoffe mit Chlor)

All diese Stoffe und Verbindungen stammen meist aus industriellen Prozessen und weisen schädliche bzw. unerwünschte Eigenschaften auf, wie:

- Langlebigkeit
- Giftigkeit
- Anreicherungsfähigkeit

Für Abwässer gilt hierbei ein Grenzwert von 0,1 $^{mg}/_{L}$.

9.6 Analysemethoden

Bei den Analysemethoden der Laborparameter wurden vorwiegend Fertigtests der Firma Merck verwendet, mit denen kolorimetrische Messungen durchgeführt wurden. Die Kolorimetrie beruht auf dem Prinzip der unterschiedlichen Farbreaktion verschiedener Stoffe proportional zu ihrer vorhandenen Menge. Aus der Intensität der Reaktion kann schließlich auf den Gehalt des Stoffes geschlossen werden. Da das Maximum dieser Farbreaktionen nicht sofort nach Zugabe der Reagenzien eintritt, können die jeweiligen Farbvergleiche erst nach festgelegten Zeitintervallen vorgenommen werden. Subjektive Fehler stellen einen Nachteil diese Verfahrens dar, vorteilhaft an ihnen ist, dass selbst äußerst geringe Mengen festgestellt werden können. Der Farbabgleich sollte bei diffusem Tageslicht oder durch Beleuchtung von Tageslichtlampen erfolgen.

9.6.1 Vor-Ort-Parameter

Die Untersuchung der Parameter Wassertemperatur, spezifische elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert, Redox-Potential, Sauerstoffgehalt und Sauerstoffsättigung wurden durch vier verschiedene Messgeräte ermittelt. Diese stammen alle aus der Entwicklungsreihe der Firma WTW (Wasserwirtschaftlich Technische Werkstätten, Weilheim) und sind je nach zu untersuchendem Parameter an unterschiedliche Sonden gekoppelt. Sowohl Messgeräte als auch Sonden sind spritzwassergeschützt. Die Messung der Parameter erfolgt durch Eintauchen der Sonde in das zu beprobende Wasser und Ablesen des Messwertes im Display der Messgeräte, nachdem dieser konstant bleibt (keine Änderung innerhalb 1-2 Minuten).

9.6.1.1 Wassertemperatur [°C]

Die Wassertemperatur wurde über den Temperaturfühler WTW TFK-1,5 des pH-Messgerätes WTW pH196 ermittelt.
Neben dem pH-Wert wird beispielsweise auch die Leitfähigkeit und die Sauerstoffsättigung durch die Wassertemperatur beeinflusst. Daher ist es notwendig bei diesen Messungen stets die Temperatur zu berücksichtigen.

9.6.1.2 Spezifische elektrische Leitfähigkeit [$^{\mu S}/_{cm}$]

Die spezifische elektrische Leitfähigkeit wurde, bei den Probenwässern, anhand des Leitfähigkeitsmessgerätes „Mikroprozessor Konduktometer LF 196“ und der Sonde „Tetragon 96“ der Firma WTW ermittelt. Zwischen zwei, jeweils 1 cm² großen, Graphitelektroden wird ein Strom angelegt. Entsprechend der, im Wasser gelösten, Ionen tritt ein elektrischer Leitwert auf, dessen Maßeinheit in Siemens [S] angegeben wird. Bezogen auf die Elektrodengröße von 1 cm² entsteht die Maßeinheit [$^{S}/_{cm}$] bzw. [$^{\mu S}/_{cm}$], die üblicherweise bei der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit verwendet wird. Befinden sich viele gelöste Ionen im Probenwasser, entsteht eine hohe, bei wenigen gelösten Ionen eine niedrige spezifische elektrische Leitfähigkeit. Bei der Messung dieses Parameters erfolgt auch eine Temperaturmessung mit Hilfe des, im Sensor eingebauten, Thermometers, da die Leitfähigkeit umgerechnet auf die Referenztemperatur angegeben werden muss. Die Ausgabe des gesuchten Wertes erfolgt über das Display des Messgerätes und wird von diesem automatisch auf die (eben erwähnte) Referenztemperatur von +25 °C berechnet.

9.6.1.3 pH-Wert

Für die Messung des pH-Wertes existieren verschiedene Messmethoden. Neben Teststäbchen, Kolorimetrie und Indikatoren führt jedoch letztlich nur die elektrochemische Messung zu international anerkannten Ergebnissen.
Das pH-Meter WTW pH 196 ist an die Sonde des Typs WTW SenTix 20 und an den Temperaturfühler WTW TFK-1,5 gekoppelt.
Die pH-Messkette besteht aus einer, mit Elektrolytlösung gefüllten, Sonde, welche über ein Kabel mit dem Messgerät verbunden ist. An der Spitze des Sensors befindet sich eine Membran aus speziellem Glas. An ihr entsteht bei längerem Kontakt mit dem Probenwasser eine Quellschicht an der die potentialbildenden Vorgänge stattfinden. An den Elektroden der Messkette liegt eine Spannung an, aus der das Messgerät den pH-Wert errechnet. Bei den heute verwendeten Messketten sollte die Spannung bei einem pH-Wert von pH 7 exakt 0 mV betragen. Durch Verschmutzung der Membran oder des Elektrolytes im Inneren der Messkette kann der Wert allerdings abweichen. Pro pH-Einheit nimmt diese Spannung im Idealfall, also bei +25 °C, um 59 mV zu. Das Kalibrieren erfolgt durch Eintauchen der Messkette in

Pufferlösungen mit den pH-Werten pH 2 und pH 10. Da der pH-Wert eine temperaturabhängige Größe ist, muss der Wert stets in Verbindung mit einem separaten, ebenfalls an das Messgerät angeschlossenen, Thermometer erfolgen. Die Messkette muss nach jeder Messung mit entionisiertem Wasser gespült und in die, mit Elektrolytlösung gefüllte, Schutzkappe gesteckt werden.

9.6.1.4 Redox-Potential [mV]

Bei der Messung des Redox-Potentials wurde das Messgerät WTW pH196 mit der Sonde WTW SenTix ORP verwendet und die Betriebsart „Elektronegativität [mV]“ eingestellt.
Die Redox-Messzelle besteht aus einer Edelmetall- und einer Referenzelektrode. Das Probenwasser stellt an der Edelmetallelektrode ein – dem Redox-Potential entsprechendes – Potential ein. Das Potential der Referenzelektrode ist unabhängig von der Wasserprobe. Die Differenz der beiden Potentiale stellt die Redox-Spannung dar. Die bewährtesten Referenzelektroden sind solche mit Silber/Silberchlorid-Ableitsystemen. Ein Kalibrieren solcher Messketten ist nicht nötig, da die gelieferte Spannung direkt zur Anzeige kommt. Ein stabiler Messwert ist dann erreicht, wenn die Veränderung der Spannung auf weniger als 1 mV pro Minute gesunken ist.
Auch diese Messkette muss, wie beim pH-Wert, nach dem Gebrauch gereinigt werden und in die, mit Elekrolytlösung gefüllte, Wässerungskappe gesteckt werden.
Für eine Vergleichbarkeit der Messwerte werden die Ergebnisse für die sogenannte Normal-Wasserstoffelektrode als Bezugselektrode angegeben. Die dafür benötigten Umrechnungstabelle liegt der jeweils verwendeten Redox-Messkette bei. Die Berechnung erfolgt durch Addition der Standardspannung der verwendeten Referenzelektrode zum Messwert (vgl. Kapitel 9.5.1.4).

9.6.1.5 rH-Wert

Der rH-Wert ist ein pH-Wert-unabhängiges Maß für das Redox-Vermögen eines Systems. Für den rH-Wert sind keine Messungen nötig, da dieser sich lediglich aus der Formel

$$rH = 2 \times \frac{E_h}{E_N} + 2 \times pH$$

ergibt.

E_h ergibt sich aus dem Redox-Potential (vgl. Kap. 9.5.1.4 und 9.6.1.4), E_N aus der Nernst'schen Spannung bei definierter Temperatur und dem pH-Wert, der, wie das Redox-Potential, elektrochemisch gemessen wird (vgl. Kap. 9.6.1.3). Die Werte für die Nernst'sche Spannung ergeben sich aus Tabelle 1 (S.35).

9.6.1.6 Sauerstoffgehalt [$^{mg}/_{L}$] und Sauerstoffsättigung [%]

Das Sauerstoff-Messgerät trägt die Bezeichnung WTW OXI 196 und wurde zusammen mit der Sonde WTW EO 196-1,5 verwendet. Vor der Messung des Sauerstoffgehaltes und der Sauerstoffsättigung muss der Sensor in einem Kalibriergefäß kalibriert werden. Durch einen feuchten Schwamm im Inneren des Gefäßes ist eine optimale Luftfeuchtigkeit gegeben. Die Lufttemperatur sollte während der Kalibrierung nicht weniger als +5 °C betragen. Nach Abschluss der Kalibrierung sollte der Wert der Sauerstoffsättigung zwischen 98 % und 104 % liegen. Für die Messung misst das Gerät selbständig die Temperatur und den Luftdruck. Die Temperatur beeinflusst hierbei sowohl die Löslichkeit von Sauerstoff in Wasser, als auch den Dampfdruck der Messlösung und die Sauerstoffdurchlässigkeit der Membran. Der Luftdruck hingegen wirkt sich lediglich auf die Sauerstoffsättigung aus. Während der Messung benötigt der Sensor eine Mindestanströmung, d.h. das Wasser muss entweder mit einer gewissen Strömungsgeschwindigkeit am Sensor vorbei fließen, oder dieser muss langsam von Hand durch das Wasser gezogen werden. Im Laborversuch lässt sich diese Strömung auch durch den Einsatz eines Magnetrührers erreichen. Der Sauerstoffsensor arbeitet nach dem Prinzip der membranbedeckten polarographischen Sensoren. Dabei wird Sauerstoff an der negativ geladenen Goldelektrode zu Hydroxid reduziert. Hierbei fließt ein Strom, aus dem das Messgerät schließlich die Sauerstoffkonzentration des Probenwassers errechnet und am Display anzeigt.

9.6.2 Labor-Parameter

Bei der kolorimetrischen Analyse der Laborparameter werden bestimmte Volumina des Probenwassers mit bestimmten Reagenzien versetzt. Dabei kommt es zu unterschiedlichen Farbreaktionen, die sich, je nach gesuchtem Parameter, nach unterschiedlichen Zeiten einstellen und charakteristisch für den jeweiligen Parameter sind. Aus der Farbintensität des jeweiligen Versuchs kann auf die Konzentration des gesuchten Stoffes geschlossen werden, da die Farbreaktion mit steigender Konzentration intensiver ist.

9.6.2.1 Stickstoffverbindungen

9.6.2.1.1 Ammonium

Für den Ammonium-Nachweis wurde der kolorimetrische Fertigtest 1.14750.0001 der Firma Merck Microquant verwendet, dessen Messbereich, wie aus Tabelle 5 ersichtlich ist, zwischen 0 und 8 $^{mg}/_{L}$ NH_4^+ liegt.

Nachdem in zwei Messgefäße 6 ml Probenwasser gefüllt wurde, wird das rechte mit 0,6 ml einer alkalisierten Reagenz (NH_4-1B) und einem Microlöffel Hypochlorit (NH_4-2B) versetzt, geschüttelt und fünf Minuten stehen gelassen. Nach dem Ablauf dieser Zeitspanne, werden noch vier Tropfen Thymol (NH_4-3B) hinzugefügt und nach weiteren sieben Minuten kann der Farbabgleich erfolgen.

Der bei der Alkalisierung entstehende Ammoniak reagiert in dem beprobten Wasser mit Hypochlorid zu Mono-Chloramin. Durch die Zugabe von Thymol bildet sich schließlich blaues Indophenol, welches den Farbabgleich ermöglicht.

Ammonium-Test		
NH_4^+ [mg/L]	NH_4-N [mg/L]	NH_4^+ [mmol/m³]
0	0	0
0,2	0,16	11
0,5	0,39	28
0,8	0,62	44
1,3	1,01	72
2	1,56	111
3	2,33	167
4,5	3,5	250
6	4,67	333
8	6,22	444

Tab. 5: Abstufung der Ammoniumgehalte

9.6.2.1.2 Nitrit

Die Nitrit-Bestimmung wurde mittels des kolorimetrischen Fertigtests 1.14774.0001 der Firma Merck Microquant durchgeführt. Sein Messbereich liegt zwischen 0 und 10 $^{mg}/_{L}$ NO_2^- (Tab. 6).

Nitrit-Test		
NO_2^- [mg/L]	NO_2-N [mg/L]	NO_2^- [mmol/m³]
0	0	0
0,1	0,03	2,2
0,2	0,06	4,3
0,4	0,12	8,7
0,6	0,16	13
1	0,30	22
1,8	0,55	39
3	0,91	65
6	1,83	130
10	3,04	217

Tab. 6: Abstufung der Nitritgehalte

Zwei Probengläser werden beim Nitrit-Test mit jeweils 6 ml Probenwasser gefüllt. Nachdem das rechte Glas mit einem gestrichenen Messlöffel N-(1-Naphthyl)-ethylendiamindihydrochlorid (NO_2-1) versetzt und geschüttelt wurde, kann nach drei Minuten der Farbabgleich erfolgen.

Bei diesem Nachweis bilden Nitrit-Ionen Sulfanilsäure in saurer Lösung ein Diazoniumsalz, welches mit NO_2-1 zu einem rotvioletten Azofarbstoff reagiert.

9.6.2.1.3 Nitrat

Zur Bestimmung des Nitratgehaltes wurde der kolorimetrische Fertigtest 1.14771.0001 der Firma Merck Microquant verwendet, dessen Messbereich zwischen 0 und 90 $^{mg}/_{L}$ NO_3^- liegt (Tab. 7).

Nitrat-Test		
NO_3^- [mg/L]	NO_3-N [mg/L]	NO_3^- [mmol/m³]
0	0	0
5,0	1,1	80,6
10,0	2,3	161,3
20,0	4,5	322,5
30,0	6,8	483,9
40,0	9,0	645,0
50,0	11,3	806,4
60,0	13,6	968,0
70,0	15,8	1129,0
90,0	20,8	1451,5

Tab. 7: Abstufung der Nitratgehalte

Für den Nitrat-Test müssen sich zwei Probengläser in absolut trockenem Zustand befinden. Das linke wird mit 6 ml der zu beprobenden Wasserprobe gefüllt. Im rechten Glas werden zwei Microlöffel Nitrospectral (NO_3-1A) mit 5 ml konzentrierter Schwefelsäure (NO_3-2A) versetzt und sofort vermischt. Im Anschluss müssen unverzüglich 1,5 ml der Wasserprobe hinzugefügt werden und schnell und vorsichtig vermischt werden. Das Probenglas

kann hierbei sehr heiß werden. Nach genau zehn Minuten kann der Farbabgleich erfolgen und der Nitratgehalt in $^{mg}/_{L}$ bestimmt werden.
Dieser Nachweis beruht auf der Reaktion von Nitrospectral und Nitrat in konzentrierter Schwefelsäure, bei der eine tiefrote Nitroverbindung entsteht.

9.6.2.2 Schwefelverbindungen

9.6.2.2.1 Sulfat

Zum Ermitteln des Sulfatgehaltes wurde der Fertigtest 1.14789.0001 der Firma Merck Microquant verwendet. Dieser besitzt einen Messbereich von 0 bis 300 $^{mg}/_{L}$ SO_4^{2-} (Tab. 8). Bei höheren Messwerten muss die Wasserprobe gegebenenfalls verdünnt werden.

Das linke Glas wird mit 3 ml Wasserprobe befüllt und mit zwei Tropfen konzentrierter Schwefelsäure (SO_4-1A) vermischt. Nun erfolgt die Zugabe von einem Microlöffel Bariumjodat (SO_4-2A). Das Probengefäß wird jetzt bei +40 °C fünf Minuten im Wasserbad gelagert und mehrmals geschüttelt. Nach der Zugabe von 3 ml eines wässrig-organischen Mediums (SO_4-3A) wird der gesamte Inhalt in das rechte Glas filtriert. Es folgt das Mischen mit vier Tropfen Tannin (SO_4-4A) und einer erneuten sieben-minütigen Lagerung im +40 °C temperierten Wasserbad. Nach dem Spülen mit der Wasserprobe wird das linke Glas mit 6 ml der Probe gefüllt und der Farbabgleich erfolgt. Sollte Sulfat im Wasser vorhanden sein, ist dieses nun durch Bildung eines braunroten Farbkomplexes sichtbar.

Sulfat-Test		
SO_4^{2-} [mg/L]	S [mg/L]	SO_4^{2-} [mmol/m³]
0	0	0
25,0	8,3	260
50,0	16,7	521
70,0	25,0	781
100,0	33,4	1041
130,0	43,4	1353
160,0	53,4	1666
190,0	63,4	1978
240,0	80,1	2498
300,0	100,1	3123

Tab. 8: Abstufung der Sulfatgehalte

Die Schwefelsäure maskiert zunächst Karbonat-Ionen in der Lösung. Bariumjodat reagiert im zugegebenen wässrig-organischem Medium mit den Sulfat-Ionen. Das nun entstandene Bariumsulfat und die entstandenen Jodat-Ionen bilden durch Zugabe von Tannin einen braunroten Farbkomplex.

9.6.2.2.2 Sulfit

Bei der Bestimmung des Sulfitgehaltes wurde der Test 1.11148.0001 der Firma Merck Microquant verwendet.
Bei der Sulfitbestimmung erfolgt eine iodometrische Titration mit einer graduierten Titrierpipette.
Das Analyseglas wird mit 5 ml des zu prüfenden Wassers und jeweils zwei Tropfen Schwefelsäure und Zinkiodid-Stärkelösung befüllt. Die Titrationslösung wird nun tropfenweise der Probe zugegeben, bis bei dieser ein Farbumschlag von farblos nach blau erfolgt. An der Titrierpipette kann nun der Natrium-Sulfitgehalt in $^{mg}/_{L}$ abgelesen werden.
Der Natriumgehalt des Wassers in $^{mg}/_{L}$ multipliziert mit dem Faktor 0,635 ergibt den Sulfitgehalt in $^{mg}/_{L}$.
Bei der Anwesenheit größerer Mengen organischer Stoffe kann dieses Verfahren nicht angewendet werden.

9.6.2.2.3 Sulfid

Die Bestimmung des Sulfidgehaltes wurde mit dem kolorimetrischen Fertigtest 1.14416.0001 der Firma Merck Microquant durchgeführt. Der Messbereich dieses Tests liegt zwischen 0 und 0,25 $^{mg}/_{L}$ S^{2-}. Höhere Messwerte konnten durch entsprechende Verdünnung der Wasserprobe bestimmt werden.

Dieser Versuch sollte möglichst vor Ort bzw. innerhalb von zwei Stunden im Labor durchgeführt werden, da Schwefelwasserstoff schnell entweichen bzw. kurzfristig oxidiert werden kann.
Beide Gläser werden mit 20 ml Probenwasser gefüllt. In das dem Prüfer zugewandte Glas werden nacheinander zwei Tropfen Amidoschwefelsäure (S-1), zehn Tropfen N,N'-Dimethyl-1,4-phenylen-diammoniumchlorid (S-2) und zwölf Tropfen Eisen-(III)-Sulfat (S-3) zugegeben und nach jeder Zugabe schnell vermischt. Direkt im Anschluss sollte der Farbabgleich erfolgen, da der Farbkomplex lediglich zehn Minuten stabil bleibt.
Durch die Zugabe des Dimethyl-1,4-phenylen-diammoniumchlorids und der Eisen-III-Ionen erfolgt die Umsetzung zu Methylenblau.

9.6.2.3 Chlorid

Der Chlorid-Nachweis erfolgte mittels des Fertigtests 1.11106.0001 der Firma Merck Microquant, dessen Messbereich pro Pipettenfüllung zwischen 0 und 200 $^{mg}/_{L}$ Cl^- liegt.

Für den Chlorid-Test werden 5 ml Probenwasser mit zwei Tropfen der Indikatorlösung 1,5-Diphenyl-Carbazon versetzt. Nachdem die Lösung geschüttelt wurde, erfolgt ein Farbumschlag nach blau. Salpetersäure, die nun tropfenweise hinzu gegeben wird, ergibt einen Umschlag nach gelb. Nun wird mit Hilfe der Titrierpipette langsam Quecksilber-(II)-Nitrat zugegeben und das Gefäß permanent geschwenkt bis die Farbe von gelb nach violett umschlägt. An der Skala der Titrierpipette kann nun die Konzentration an Chlorid in $^{mg}/_{L}$ abgelesen werden.
Bei diesem Nachweis wird in salpetriger Lösung mit Quecksilber-(II)-Nitrat gegen 1,5-Diphenyl-Carbazon als Indikator titriert. Am Ende der Titration bildet sich aus überschüssigen Quecksilber-(II)-Nitrat-Ionen und dem Indikator ein blauvioletter Komplex.

9.6.2.4 Phosphat

Der Phosphatgehalt der Probenwässer wurde mittels des Fertigtests 1.14846.0001 der Firma Merck Microquant bestimmt. Sein Messbereich liegt zwischen 0 und 3 $^{mg}/_{L}$ PO_4-P (Tab. 9).

Phosphat-Test		
P [mg/L]	PO_4 [mg/L]	P [mmol/m³]
0	0	0
0,2	0,6	6,5
0,4	1,2	12,9
0,6	1,8	19,4
0,8	2,5	25,8
1,0	3,1	32,3
1,5	4,6	48,4
2,0	6,1	64,6
2,5	7,7	80,7
3,0	9,2	96,9

Tab. 9: Abstufung der Phosphatgehalte

Beim Phosphat-Nachweis werden jeweils 6 ml des Probenwassers in beide Probengläser gegeben. Dem Rechten werden fünf Tropfen schwefelsaurer Lösung hinzugefügt. Nach weiterer Zugabe von einem gestrichenen Microlöffel Ascorbinsäure kann nach einer Wartezeit von einer Minute der Farbabgleich erfolgen.
Die Umrechnung von PO_4-P zu PO_4^{3-} erfolgt durch den Umrechnungsfaktor 3,07.

9.6.2.5 Wasserhärten

Zur Bestimmung der *Gesamthärte* wurde der Fertigtest 1.08011.0001 der Firma Merck Microquant benutzt.
Hierbei werden 5 ml Wasserprobe mit einer Indikatorlösung versetzt. Bei der Anwesenheit von Härtebildnern kommt es zu einer Rotfärbung der Lösung. Nach tropfenweiser Zugabe von Ethylendinitrilotetraessigsäure erfolgt ein Farbumschlag über grauviolett nach grün. Die Anzahl der verbrauchten Tropfen der Säure ergeben den Härtegrad.

Für die Ermittlung der *Karbonathärte* wurde der Fertigtest 1.14653.0001 der Firma Merck Microquant verwendet.
Bei diesem Test werden 5 ml des Probenwassers in das Testglas gefüllt und mit drei Tropfen Indikatorlösung versetzt. Bei der Anwesenheit von Härtebildnern färbt sich die Lösung blau. Nun wird die Titrierlösung so lange tropfenweise hinzu gegeben, bis die Färbung über grau nach rot umschlägt. Wenn die Farbstufe grau erreicht ist, sollte nach jedem weiteren Tropfen einige Sekunden gewartet und das Testglas geschwenkt werden. Die Anzahl der Tropfen der Titrierlösung, die verbraucht wurden um den Farbumschlag nach rot zu erreichen, ergeben den Härtegrad in °dH [Grad deutscher Härte].

9.6.2.6 Eisen

Der Eisen-Nachweis erfolgte unter Verwendung des Fertigtests 1.14403.0001 der Firma Merck Microquant, dessen Messbereich sich von 0 bis 5 $^{mg}/_{L}$ Eisen erstreckt (Tab. 10). Bei höheren Messwerten ist eine Verdünnung des Probenwassers notwendig.

Zwei Probengläser werden mit 6 ml Wasser gefüllt. Das Rechte wird mit drei Tropfen der giftigen Ammoniumthioglycolat-haltigen Reagenz (Fe-AN) versetzt, geschüttelt und drei Minuten stehen gelassen. Nach diesem

Eisen-Test	
Fe [mg/L]	Fe [mmol/m³]
0	0
0,1	1,8
0,2	3,6
0,3	5,4
0,5	9
0,8	14
1,2	21
2	36
3	54
5	90

Tab. 10: Abstufung der Eisengehalte

Zeitraum erfolgt der Farbabgleich. Das Reagenz mineralisiert hierbei die Eisenkomplexe und reduziert Eisen(III).
Bei diesem Nachweis reagieren alle Eisen-(II)-Ionen im Thioglycolat-Puffer mit Ferrospectral und bilden einen blauvioletten Farbkomplex. Das Ammoniumthioglycolat-haltige Reagenz bewirkt ferner, dass Eisen-(III)-Ionen zu Eisen-(II)-Ionen reduziert werden und ebenfalls zur Komplexbildung beitragen können.

9.6.2.7 Arsen

Der Fertigtest auf Arsen wurde mit Hilfe des Tests 1.17926.0001 durchgeführt, dessen Messbereich zwischen 0 und 0,5 $^{mg}/_{L}$ Arsen liegt.
Beim Test auf Arsen wird das Teststäbchen mit der Reaktionszone nach unten durch die Verschlusskappe des Reaktionsgefäßes gesteckt. Nun werden 10 ml Wasserprobe und zwei Messlöffel Zinkpulver vermischt. Anschließend erfolgt die Zugabe von zehn Tropfen Schwefelsäure. Das Gefäß muss nun unverzüglich verschlossen und umgeschwenkt werden. Das Teststäbchen darf die Reaktionszone hierbei nicht berühren. Innerhalb der nun folgenden 30-minütigen Standzeit sollte das Gefäß etwa zwei- bis dreimal umgeschwenkt werden. Im Anschluss erfolgt, nach dem kurzen Abspülen des Teststäbchens mit Wasser, der Farbabgleich.

9.6.2.8 Chemischer Sauerstoffbedarf CSB ($KMnO_4$)

100 ml der Abwasserprobe werden (ggf. verdünnt – s.u.) in einen 300 ml Erlenmeyerkolben gefüllt und mit 5 ml H_2SO_4 versetzt. Die H_2SO_4 besteht aus einem Teil konzentrierter Schwefelsäure und drei Teilen Wasser. Nun werden einige Tropfen $KMnO_4$ hinzu gegeben, so dass eine leichte Rosafärbung entsteht ($KMnO_4$-Überschuss). Die Lösung wird nun aufgekocht und anschließend mit 15 ml $KMnO_4$ versetzt. Der Kolben wird nun abgedeckt und die Lösung, nach Einsetzen des Siedens, für genau zehn Minuten gekocht. Sollte die Rosafärbung während dieser Zeit nicht erhalten bleiben, muss mit dem Versuch erneut begonnen und das Probenwasser verdünnt werden. Nach Ablauf der zehn Minuten werden 15 ml 0,01 N Oxalsäure bis zur vollständigen Entfärbung hinzu gegeben. Die noch siedende Flüssigkeit wird nun mit 0,01 N $KMnO_4$ titriert, bis eine leichte Rosa- bis

Violettfärbung eintritt. Der $KMnO_4$-Verbrauch kann nun direkt an der Titrierbürette abgelesen werden und nach Tabelle 11 auf unterschiedliche Güteklassen des Probenwassers Rückschlüsse geben.

Güteklasse		BSB_5	CSB_{KMnO4}
		[$^{mg}/_{L}$ O_2]	[$^{mg}/_{L}$ $KMnO_4$]
I	unbelastet	2	5
I/II	gering belastet	3	7
II	mäßig belastet	4	11 - 15
II/III	kritisch belastet	4 - 7	26 - 35
III	stark verschmutzt	20	30 - 150
III/IV	sehr stark verschmutzt	40 - 120	150 - 390
IV	übermäßig verschmutzt	> 120	> 390

Tab. 11: Güteklassen des Probenwasser bei der CSB-Bestimmung

9.6.2.9 Biochemischer Sauerstoffbedarf BSB_5 DIN 38409 T.51

Als Messflaschen werden für diesen Versuch Karlsruher Flaschen verwendet, da ihr trichterförmiger Flaschenhals das, durch den Sauerstoffsensor verdrängte, Wasser auffängt. Nach dem Herausziehen des Sensors kann das Wasser somit in die Flasche zurücklaufen und diese lässt sich danach wieder luftblasenfrei verschließen. Für diesen Versuch werden etwa 500 ml Probenwasser in einer 1000 ml-Flasche so mit Sauerstoff angereichert, dass eine maximale Sättigung des Wassers mit Sauerstoff entsteht. Der Versuch sollte im Dunkeln und unter permanenter Durchmischung des Wassers durch einen Magnetrührer erfolgen. Es werden nun fünf Tage lang, möglichst zur gleichen Uhrzeit, der Sauerstoffgehalt, die Sauerstoffsättigung und die Temperatur des Probenwassers gemessen. Sollte der Sauerstoffgehalt während dieser fünf Tage jedoch unter 2 $^{mg}/_{L}$ fallen, kann der Versuch abgebrochen werden, da solche Werte nicht mehr repräsentativ sind. Der BSB_5-Wert errechnet sich aus der Differenz des Sauerstoffgehaltes bei Versuchsbeginn und dem Sauerstoffgehalt nach fünf Tagen. Im Falle des Unterschreitens von 2 $^{mg}/_{L}$ können folgende Schätzwerte für den BSB_5-Wert angenommen werden:

Messwert BSB_2	x	1,8	=	Schätzwert BSB_5
Messwert BSB_3	x	1,4	=	Schätzwert BSB_5
Messwert BSB_4	x	1,1	=	Schätzwert BSB_5

9.6.2.10 BSB_5 – Sauerstoffzehrung DIN 38409 T.52

Im Gegensatz zum BSB_5-Versuch nach DIN 38409 T.51 sind hierbei nicht die optimalen Bedingungen sichergestellt, da der Versuch nicht unter Luftabschluss stattfindet.

Für unterschiedliche Messbereiche werden hierbei unterschiedliche Volumina Probenwasser in die Messflasche gefüllt (Tab. 12). Nach dem Befüllen der Flasche wird in den Hals ein Gummieinsatz eingeführt und in diesen zwei NaOH-Plätzchen gegeben. Nach dem Start übernimmt das OxiTop-Druckmessgerät selbstständig alle erforderlichen Messungen und Eichungen. Spätestens jedoch nach drei Stunden wird der Messvorgang gestartet um innerhalb des DIN-zulässigen Zeitintervalls zu bleiben. Sollte es zu Messüber- oder Messunterschreitungen kommen, so werden diese durch das OxiTop-Druckmessgerät angezeigt.

Messbereich [$^{mg}/_{L}$ O_2-Vol.]	**Wasserprobe [ml]**	**Faktor**
0 – 40	432	1
0 – 80	365	2
0 – 200	250	5
0 – 400	164	10
0 – 800	97	20
0 – 2.000	43,5	50
0 – 4.000	22,7	100

Tab. 12: Messbereiche, Volumina und Korrekturfaktoren für die BSB_5-Sauerstoffzehrung nach DIN 38409 T.52

Da im Inneren der Flasche, durch Sauerstoffverbrauch der sich im Wasser befindlichen Organismen, ein Unterdruck entsteht, kann der verbleibende definierte Luftraum permanent ersetzt werden. Diese Druckabnahme wird von dem OxiTop-Druckmessgerät erfasst und in sogenannten „Digits“ aufgezeichnet. Die Digits des fünften Tages multipliziert mit dem zugehörigen Faktor aus Tabelle 12 ergeben den gesuchten BSB_5-Wert in $^{mg}/_{L}$.

9.6.2.11 AOX-Werte

Die AOX-Bestimmung erfolgt über die an Aktivkohle absorbierten organischen Halogenionen. Hierfür werden 100 ml Wasserprobe unverdünnt mit der AOX untersucht. Nachdem die Probe mit Salpetersäure HNO_3 vorsichtig auf einen pH-Wert von pH 2 eingestellt wurde, werden danach 5 ml Natriumnitrat zugegeben, um die möglicherweise vorhandene Halogen-Ionen von Lebendzellen als NaCl zu komplexieren. Die Probe wird nun mit 50 mg Aktivkohle versetzt und eine Stunde

auf den Schütteltisch gestellt. Die Aktivkohle wird filtriert und in der elektrochemischen Messzelle des AOX-Messgeräts bei 950 °C restlos verbrannt. Nach dem Verbrennen werden in der Messzelle zwischen zwei Elektroden Ag^+-Ionen freigesetzt, welche vorhandene, freie Halogen-Ionen binden. Nach jedem Impuls erfolgt eine automatische Messung des geflossenen Stroms, welcher vom internen Rechner aufsummiert wird. Der Wert kann nun direkt am Display abgelesen werden. Tabelle 13 zeigt die Wasserbewertung anhand definierter Intervalle der AOX-Werte.

AOX-Wert	**Spezifikation**
10 $^{\mu g}/_{L}$	Background
10 - 20 $^{\mu g}/_{L}$	keine konkrete Emissionsquelle
20 - 60 $^{\mu g}/_{L}$	relativ schwache, aber punktförmige Emissionsquelle
60 - 300 $^{\mu g}/_{L}$	spezifischen Emissionsquellen
> 300 $^{\mu g}/_{L}$	starke Grundwasserkontaminationen

Tab. 13: Wasserbewertung anhand von AOX-Werten

9.7 Ergebnisse

Im folgenden Kapitel werden die Ergebnisse aus den beiden durchgeführten Wasseranalysen dargestellt und diskutiert. Bei jedem Parameter findet eine Zweiteilung zwischen Probenwässern aus den Bohrungen um den Silbersee und Probenwässern aus der Wassersäule des Silbersees statt. Die Bohrung B06 war im Mai 2008 nicht zugänglich und erscheint deshalb nur im zweiten Untersuchungszeitraum. Auf Grund von Unstimmigkeiten bezüglich der tiefsten Stelle des Sees konnte im Mai 2008 nur bis auf sieben Meter Tiefe beprobt werden, wohingegen im Oktober, durch eine Korrektur der Entnahmestelle, eine Beprobung bis auf neun Meter Tiefe möglich war.
Im Anhang (Anlage 3.3) ist zu jedem Parameter eine Übersichtskarte zu finden in der jeweilige Änderungen der Messwerte anschaulich dargestellt sind.

9.7.1 Wassertemperatur [°C]

Die Wassertemperatur in den Bohrungen um den Silbersee weisen v.a. eine jahreszeitliche Schwankung auf. Im Mittel lagen sie im Mai 2008 bei +11,2 °C, wohingegen das Mittel im Oktober 2008 auf +12,8 °C anstieg. Im Zeitraum der beiden Probennahmen schwankten die Werte im Mai zwischen +9,9 °C und +14,2 °C, im Oktober zwischen +11,6 °C und +13,5 °C (Abb. 19). Da Grundwasser, wie in Kapitel 9.5.1.1 bereits erwähnt, eine Durchschnittstemperatur von +10 °C besitzt, lassen die erhöhten Werte auf eine anthropogene Beeinflussung schließen. In Anbetracht der Tatsache, dass die Bohrungen in unmittelbarer Nähe zur Deponie Silberbuck, teils sogar in ihr, niedergebracht worden sind, deuten die erhöhten Temperaturen eventuelle chemische, exotherme Reaktionen innerhalb des

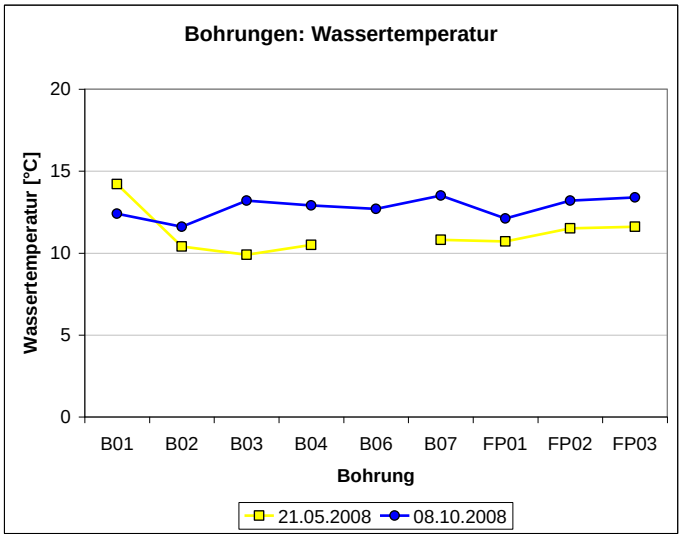

Abb. 19: Wassertemperaturen in den Bohrungen um den Silbersee

Deponiekörpers an. Eine solche Reaktion bildet beispielsweise die Nitrifikation, bei der Ammoniak und Sauerstoff zu Nitrat, Wasserstoff und Wasser reagieren und Energie in Form von Wärme freisetzen:

$$NH_3 + 2O_2 \rightarrow NO_3^- + H^+ + H_2O$$

Die Änderung der freien Energie $\Delta G^{0'}$ beträgt bei der Nitrifikation -311 kJ/mol.

Während der Wintermonate im Zeitraum zwischen März 1999 und März 2001 wurden in den Bohrungen um den Silbersee deutlich geringere Temperaturen zwischen +6,7 °C und +11,2 °C beobachtet (BAIER 2001). Im September 1999 lagen diese jedoch mit +11,2 °C bis +15,8 °C in vergleichbaren Intervallen, wie im Jahre 2008 und weisen somit ebenfalls eine erwartete, durch die Nitrifikation bedingte, erhöhte Grundwassertemperatur auf.

Die Wassertemperatur des Silbersees schwanken vor allem zwischen den beiden Probennahmen. Die durchschnittliche Temperatur des Wasserkörpers betrug im Mai +14,7 °C, im Oktober +19,9 °C im nordöstlichen Bereich und +20,5 °C im südwestlichen Bereich. Auffällig hierbei ist jedoch, wie aus Abbildung 20 ersichtlich, dass innerhalb der Wassersäule, zu beiden Entnahmezeiten, keine Sprungschicht vorhanden war.

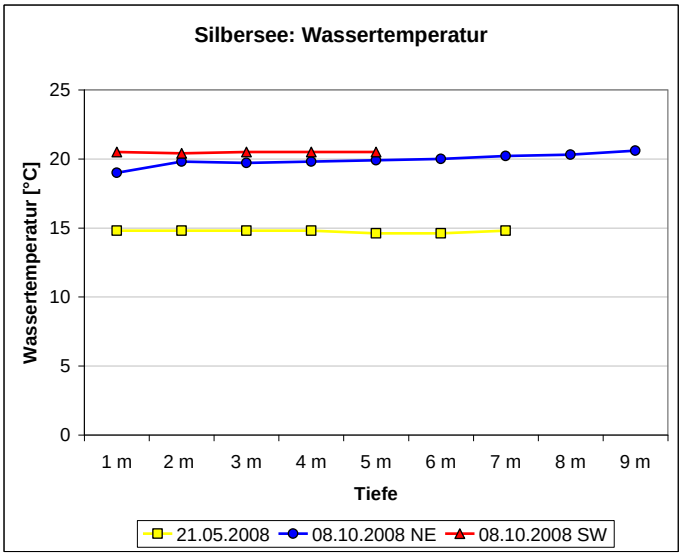

Abb. 20: Wassertemperaturen im Silbersee

Anders als bei oben erläuterten Messungen, zeichneten sich im Juli 1991 und Mai 1992 im Wasserkörper des Silbersees deutliche Sprungschichten ab. Zu beiden Messzeiten fiel die Temperatur im See von über +20 °C an der Oberfläche auf etwa

+12 °C in sechs Metern Tiefe (BRAMKAMP 1993). Im Winter 1991/92 stagnierten die Temperaturen und bildeten einen einheitlichen Verlauf in der gesamten Wassersäule. Untersuchungen, welche durch das Wasserwirtschaftsamt Nürnberg zwischen Mai 1996 und August 1997 durchgeführt wurden, ergaben, dass lediglich in den Monaten März und April 1997 im Silbersee eine Sprungschicht zu beobachten war. Diese lag im März noch in sieben bis acht Metern Tiefe, wohingegen sie im April bereits zwischen drei und vier Metern Tiefe ausgeprägt war. Während der restlichen Probennahmen (Mai 1996, Juni 1996, August 1996, Juni 1997 und August 1997) fehlte eine solche Sprungschicht gänzlich.
Die Oberflächentemperatur des Silbersees wurde des Weiteren in den Jahren 1999 bis 2001 beobachtet. Hierbei zeigt sich allerdings auch nur eine jahreszeitliche Schwankung, bei der die Wassertemperatur im März 2001 mit +5 °C deutlich unter der Wassertemperatur im September 1999 mit +21 °C lag (BAIER 2001). Da in diesem Zeitraum nur Oberflächenwasser beprobt wurde sind keine Rückschlüsse auf eine möglicherweise vorhandene Sprungschicht möglich.

9.7.2 Spezifische elektrische Leitfähigkeit [$^{\mu S}/_{cm}$]

Der Mittelwert der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit betrug in den Bohrungen des Silbersees im Mai 2008 etwa 1300 $^{\mu S}/_{cm}$, wobei jedoch ein großer Bereich zwischen der Bohrung B01 mit 138 $^{\mu S}/_{cm}$ und der Bohrung FP03 mit 3030 $^{\mu S}/_{cm}$ abgedeckt wurde. Im Oktober 2008 wurde wiederum in Bohrung B01 der geringsten Wert mit 114 $^{\mu S}/_{cm}$ gemessen. Das Maximum stellte zu diesem Zeitpunkt die Bohrung FP02 mit 4940 $^{\mu S}/_{cm}$ dar. Das Mittel aller gemessenen Werte liegt im zweiten Untersuchungszeitraum bei 2046 $^{\mu S}/_{cm}$. Aus Abbildung 21 ist ersichtlich, dass die erhöhte spezifische elektrische Leitfähigkeit im Probenwasser

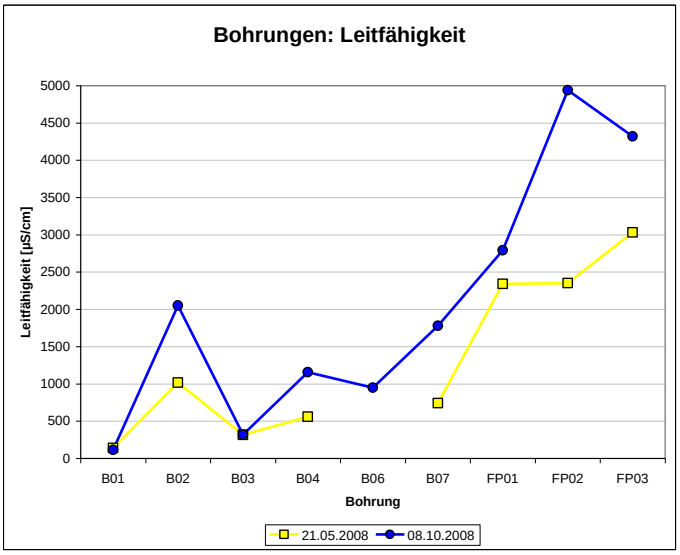

Abb. 21: Spezifische elektrische Leitfähigkeit in den Bohrungen um den Silbersee

der Bohrungen B01 und B03 mit 138 $^{\mu S}/_{cm}$ und 114 $^{\mu S}/_{cm}$ (B01) und mit 316 $^{\mu S}/_{cm}$ und 318 $^{\mu S}/_{cm}$ (B03) relativ konstant bleibt, wohingegen bei den anderen Bohrungen eine nahezu gleichmäßige Erhöhung zwischen den Beprobungen zu beobachten ist. Diese Konstanz in den Bohrungen B01 und B03 ist darauf zurückzuführen, dass diese etwas außerhalb des Gebietes liegen, in dem Grundwasser die Deponie durchströmt. Da innerhalb des Deponiekörpers Ionen vom Grundwasser gelöst werden und in Richtung Silbersee transportiert werden, erhöht sich dort auch die spezifische elektrische Leitfähigkeit.

Bei der Beprobung der Bohrungen um den Silbersee im Zeitraum März 1999 bis März 2001 ist deutlich erkennbar, dass vor allem Bohrung B01 eine relativ geringe spezifische elektrische Leitfähigkeit aufweist. Diese erreicht im September 1999 mit 1250 $^{\mu S}/_{cm}$ in diesem Zeitraum ihr Maximum. Zu allen anderen Probennahmen liegen die Werte der spezifische elektrische Leitfähigkeit deutlich unter den Werten aller anderen Bohrungen (BAIER 2001). Die maximalen Werte werden auch hier in den Probenwässern der Bohrungen B02, B07, FP01, FP02 und FP03 mit bis 5080 $^{\mu S}/_{cm}$ erreicht.

Auch innerhalb des Wasserkörpers des Silbersees ist eine Erhöhung der Messwerte im zweiten Untersuchungszeitraum zu beobachten (Abb. 22). Diese Erhöhung, sowohl in den Bohrungen, wie auch im Wasserkörper, ist vorangegangenen Niederschlägen zuzuschreiben. Durch sie wurde der Grundwasserkörper unterhalb des Gebietes angefüllt und mehr Wasser konnte den Deponiekörper durchströmen. Somit gelangten auch mehr gelöste Ionen in den See und erhöhten dort die spezifische elektrische Leitfähigkeit. Das Mittel der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit lag im Mai 2008 bei 2033 $^{\mu S}/_{cm}$ und im

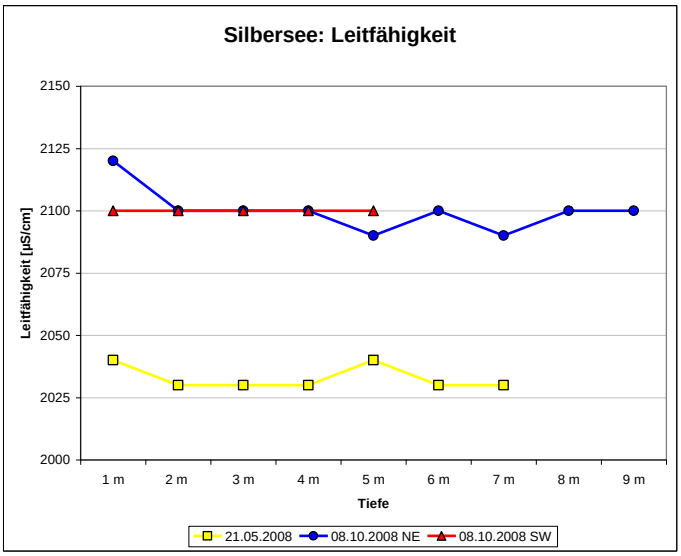

Abb. 22: Spezifische elektrische Leitfähigkeit im Silbersee

Oktober bei 2100 $^{\mu S}/_{cm}$, sowohl im nordöstlichen als auch im südwestlichen Bereich. Generell schwankten die Messwerte in den beiden Untersuchungszeiträumen nur leicht. Im Mai kam es lediglich zu Unterschieden von 10 $^{\mu S}/_{cm}$ (2030 $^{\mu S}/_{cm}$ bis 2040 $^{\mu S}/_{cm}$) und im Oktober zu Unterschieden von 30 $^{\mu S}/_{cm}$ (2090 $^{\mu S}/_{cm}$ bis 2120 $^{\mu S}/_{cm}$).

Der Grenzwert der Trinkwasserverordnung liegt für die spezifische elektrische Leitfähigkeit bei 2000 $^{\mu S}/_{cm}$, der in der Wassersäule des Sees an beiden Entnahmezeitpunkten überschritten wurde. In den Wässern der Bohrungen FP01, FP02 und FP03 wurde dieser Wert ebenfalls zu beiden Zeitpunkten überschritten. Ferner übertraf das Probenwasser der Bohrung B02 im Oktober den zulässigen Grenzwert.

Zwischen dem 08.07.1991 und dem 13.05.1992 belief sich die durchschnittliche spezifische elektrische Leitfähigkeit auf Werte zwischen 2400 $^{\mu S}/_{cm}$ und 3000 $^{\mu S}/_{cm}$ (BRAMKAMP 1993). Diese gemessenen Werte lagen somit bis zu 880 $^{\mu S}/_{cm}$ über den aktuellen Messwerten.
Zu drei Messzeitpunkten des Nürnberger Wasserwirtschaftsamtes (Mai 1996, Juni 1996 und März 1997) wurde, ähnlich wie im Jahr 2008, eine konstante spezifische elektrische Leitfähigkeit in der gesamten Wassersäule des Silbersees ermittelt. Diese schwankte lediglich zwischen durchschnittlich 2250$^{\mu S}/_{cm}$ (März 1997), 2310$^{\mu S}/_{cm}$ (Mai 1996) und 2330$^{\mu S}/_{cm}$ (Juni 1996).
Von März 1999 bis März 2001 wiesen alle Messungen eine relativ konstante spezifische elektrische Leitfähigkeit von 2000 $^{\mu S}/_{cm}$ bis 2400 $^{\mu S}/_{cm}$ auf (BAIER 2001).

9.7.3 pH-Wert

Der pH-Wert in den Bohrungen um den Silbersee schwankte im Mai 2008 zwischen pH 6,2 und pH 7,3. Im Oktober 2008 zwischen pH 6,0 und pH 8,0. Der Mittelwert beider Untersuchungsreihen belief sich auf pH 6,8. Die Messwerte liegen somit alle im Bereich des schwach sauren bis schwach alkalischen Milieus und stellen Idealbedingungen für viele Organismen und chemische Reaktionen dar. In den Bohrungen B02, FP01, FP02 und FP03 zeigen sich deutlich höhere Werte als in den anderen Bohrungen (Abb. 23). B01 und B06 weisen dahingegen die niedrigsten Werte auf. Diese Unterschiede sind darauf zurückzuführen, dass eingebrachte saure bzw. basische Lösungen hier nicht besonders gut durch Puffersysteme abgefangen werden können.

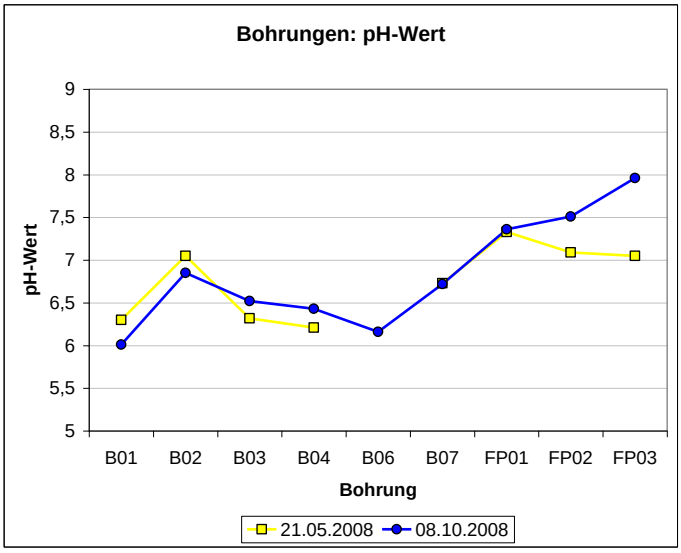

Abb. 23: pH-Werte in den Bohrungen um den Silbersee

Während der Beprobungen in den Jahren 1999 bis 2001 wiesen vor allem die Bohrungen FP02 und FP03 erhöhte pH-Werte auf, wohingegen die Wässer aus Bohrung B06, welche sich zwischen den anderen beiden Bohrungen befindet, deutlich niedrigere Werte als diese aufwies (BAIER 2001). Der Grund dafür könnte in einer stärkeren Durchströmung der Bohrung B06, oder eine bessere Pufferung des pH-Wertes in diesem Bereich liegen.
Auch die Proben aus dem Jahr 2008 der Bohrung B06 wiesen deutlich geringere pH-Werte als die der Bohrungen FP02 und FP03 auf.

Im Wasserkörper des Silbersees zeigt sich eine relative Stagnation des pH-Wertes in den jeweiligen Untersuchungszeiträumen. Im Mai 2008 lag das Mittel des pH-Wertes der Wassersäule bei pH 8,4 mit Werten zwischen pH 8,4 und pH 8,5. Im Oktober 2008 lagen die Werte etwas niedriger, zwischen pH 8,2 und pH 8,3 (Abb. 24). Diese

geringen Unterschiede sind jedoch unbedeutend. Der relativ konstante pH-Wert des Gewässers lässt jedoch eine eindeutige Einstufung des Sees in das alkalische Milieu zu. Diese Einstufung in das basische Milieu ist auf die Sulfatreduktion, die in Kapitel 9.5.2.2 beschrieben wurde, zurückzuführen.

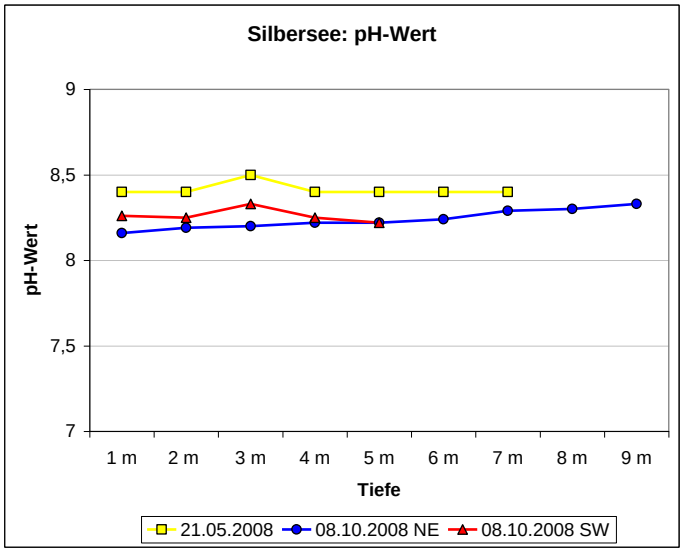

Abb. 24: pH-Werte im Silbersee

Der Grenzwert der Trinkwasserverordnung für den pH-Wert von 6,5 wurde in den Wässern der Bohrungen B01 und B04 zu beiden Zeitpunkten unterschritten. Auch erreichten die Probenwässer der Bohrungen B03 im Mai und B06 im Oktober das Intervall des zulässigen pH-Wertes nicht.

Der pH-Wert des Silbersees betrug im Zeitraum von Juli 1991 bis Mai 1992 zwischen pH 7,9 und pH 8,8 (BRAMKAMP 1993). Damit lag die Alkalinität des Sees lediglich in einem größeren Messfenster als heute. Die Verringerung des schwankenden pH-Bereiches deutet auf eine Stabilisierung des pH-Wertes auf etwa pH 8,3 bis pH 8,4 hin.

Der, vom Wasserwirtschaftsamt Nürnberg ermittelte, pH-Wert des Silbersees schwankte im Mai 1996 zwischen pH 8,5 an der Oberfläche und pH 8,1 in neun Metern Tiefe. Im Juni 1996 hingegen wies der gesamte Wasserkörper einen pH-Wert von pH 7,9 auf.

Im Zeitraum zwischen September 1999 und März 2001 befand sich das Oberflächenwasser des Silbersees im pH-Bereich zwischen pH 8,0 bis pH 8,8 (BAIER 2001).

9.7.4 rH-Wert

Der rH-Wert in den Probenwässern der Bohrungen um den Silbersee wies im Oktober 2008 einen deutlich größeren Wertebereich als im Mai 2008 auf. Während die rH-Werte im Mai lediglich zwischen rH 20,1 und rH 22,3 schwankten, so zeigte sich im Oktober ein Bereich zwischen rH 19,9 und rH 25,5 auf (Abb. 25). Hierbei ist jedoch zu beachten, dass der fehlende Messwert aus Bohrung B06 vom Mai 2008, bei einem relativ parallelen Verlauf der Kurven einen deutlich niedrigeren rH-Wert hätte ergeben müssen. Generell wiesen die Wässer aus den Bohrungen B02, FP01, FP02 und FP03 am jeweiligen Beprobungstag die größten rH-Werte. Die, in Kapitel 9.5.1.5 bereits beschriebene, Einteilung des rH-Wertes ergibt somit, dass alle Probenwässer (abgesehen von FP03 – Oktober 2008) zum Beprobungszeitpunkt indifferente Systeme darstellten.

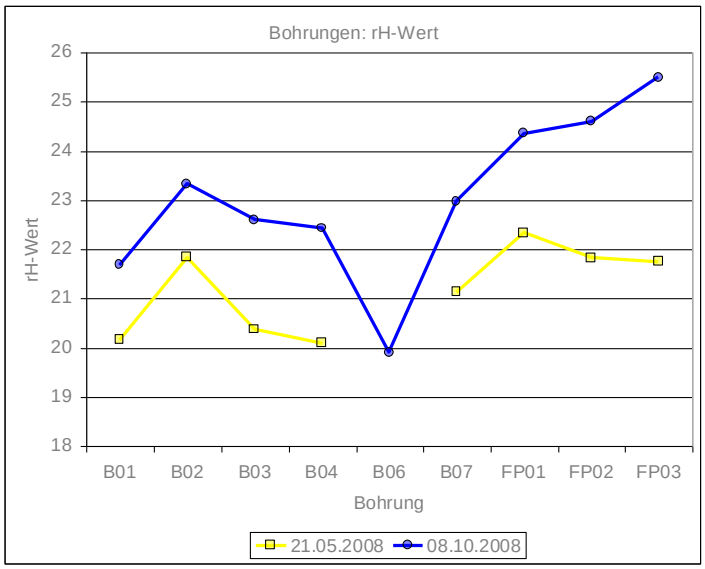

Abb. 25: rH-Werte in den Bohrungen um den Silbersee

Im Wasserkörper des Silbersees wiesen die rH-Werte in Tiefen bis zu sieben Metern einen relativ konstanten Verlauf auf. Hierbei zeigten sich lediglich Schwankungen zwischen den einzelnen Beprobungszeiträumen und den Entnahmestellen (Abb. 26). Auffällig ist,

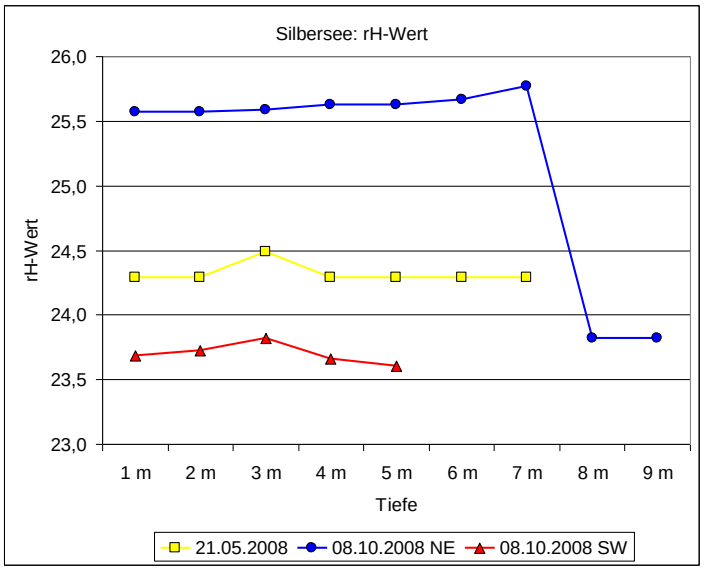

Abb. 26: rH-Werte im Silbersee

dass sich in etwa 20 Metern Entfernung zur Belüftungsanlage des Sees im Oktober 2008 bis auf sieben Meter Tiefe ein schwach oxidierendes System einstellte. Unterhalb dieser Tiefe, in welche die Belüftungsanlage nicht reicht, war ein klarer Abfall des rH-Wertes und somit die Einstellung eines indifferentes Systems zu erkennen.

9.7.5 Redox-Potential [mV]

Die Bohrungen um den Silbersee wiesen stark schwankende Werte zwischen –4 mV und 466 mV im Mai 2008 und -100 mV und 406 mV im Oktober 2008 auf (Abb. 27). Niedrige Werte zeigten hierbei reduzierendes Milieu, höhere Werte oxidierendes Milieu auf. Probenwässer aus den Bohrungen, die sich im Einstrombereich des, durch die Deponie kontaminierten, Grundwassers befinden, erreichten hierbei deutlich niedrigere Werte als Bohrungen, die nicht im unmittelbaren Einzugsbereich liegen.

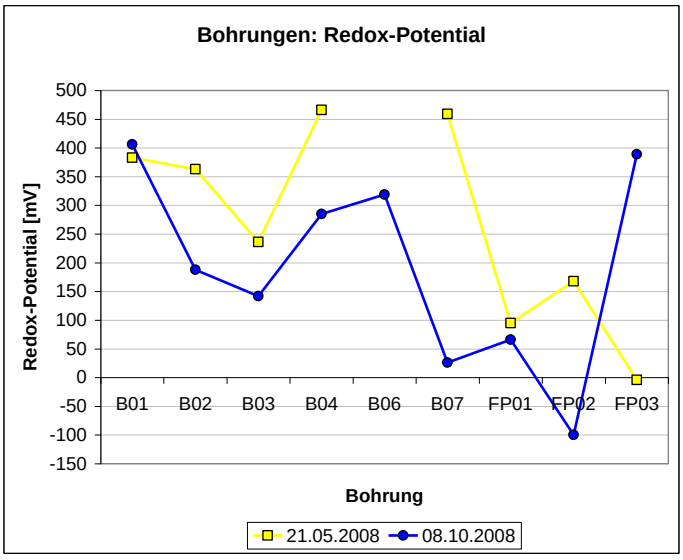

Abb. 27: Redox-Potentiale in den Bohrungen um den Silbersee

Während der Beobachtungen von März 1999 bis März 2001 wurden sehr unterschiedliche Redox-Potentiale in den Probenwässern aus den Bohrungen um den Silbersee ermittelt. So wies der Wasserkörper im März lediglich Werte zwischen –16 mV und +53 mV auf. Also ein Trend zum reduzierenden Milieu in allen Bohrungen. Im September 1999 erweiterte sich die Wertespanne und es wurden Redox-Potentiale zwischen –39 mV und +82 mV nachgewiesen (BAIER 2001). Auch diese tendierten in das reduzierende Milieu. Nachdem im März 2000 keine erwähnenswerte Änderung der Messwerte erfolgte, erhöhten sich die Potentiale im März 2001 auf bis zu 390 mV. Lediglich die Bohrungen B07 und FP03 wiesen noch niedrige Potentiale auf, die auf reduzierende Bedingungen schließen ließen.

In der Wassersäule des Silbersees wurden im ersten Untersuchungszeitraum Redox-Potentiale zwischen 394 mV und 443 mV gemessen. Im Oktober 2008 erweiterte sich die Spanne jedoch auf Werte zwischen 170 mV und 512 mV im nordöstlichen Seebereich und einer geringeren Spanne zwischen 362 mV und 385 mV im südwestlichen Bereich des Sees. Auffallend ist der starke Abfall des Redox-Potentials im Bereich von acht Meter auf neun Meter Tiefe von 378 mV auf nur noch 170 mV (Abb. 28). Wie schon lange bekannt ist, herrschen am Grund des Silbersees anoxische, also reduzierende Bedingungen, weshalb im Jahr 1985 eine Anlage zur künstlichen Belüftung des Sees installiert wurde. Wie jedoch aus den Messungen ersichtlich ist, scheint diese Anlage nicht die erforderliche Leistung zu erbringen, um am Grund des Sees neutrale bzw. oxidierende Bedingungen einzustellen.

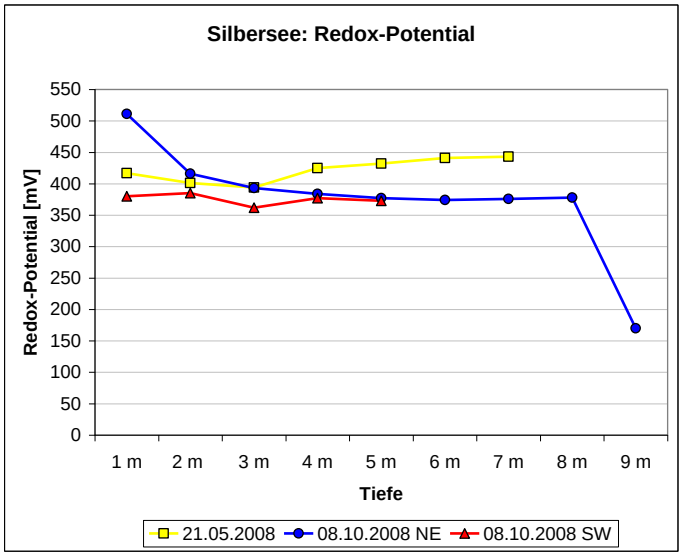

Abb. 28: Redox-Potentiale im Silbersee

Auch das Oberflächenwasser des Silbersees wies, wie auch die Bohrungen um den See, in den Jahren 1999 und 2000 ein sehr geringes Redox-Potential von –80 mV bis –36 mV auf, wohingegen im März 2001 ein Wert von +380 mV ermittelt wurde (BAIER 2001). Somit kam es innerhalb eines Jahres im Oberflächenwasser des Silbersees zu einem Wechsel von reduzierendem zu relativ neutralem Milieu. Dieses neutrale bis schwach oxidierende Milieu lag auch zu den Zeitpunkten der Messungen 2008 vor.

9.7.6 Sauerstoffgehalt [$^{mg}/_{L}$] und Sauerstoffsättigung [%]

Im Mai 2008 wiesen die Bohrungen Sauerstoffgehalte zwischen 1,3 $^{mg}/_{L}$ und 4,3 $^{mg}/_{L}$ auf. Im Oktober 2008 schwankten die Werte zwischen 0,7 $^{mg}/_{L}$ und 5,7 $^{mg}/_{L}$. Entsprechend der Sauerstoffgehalte verliefen auch die Werte der Sauerstoffsättigung zwischen 13% und 43% im Mai und zwischen 95% und 55% im Oktober. Wie aus Abbildung 29 ersichtlich ist, verlaufen die Kurven von Sauerstoffgehalt und Sauerstoffsättigung annähernd parallel. Sauerstoffgehalt und Sauerstoffsättigung stehen damit in unmittelbarem Zusammenhang.

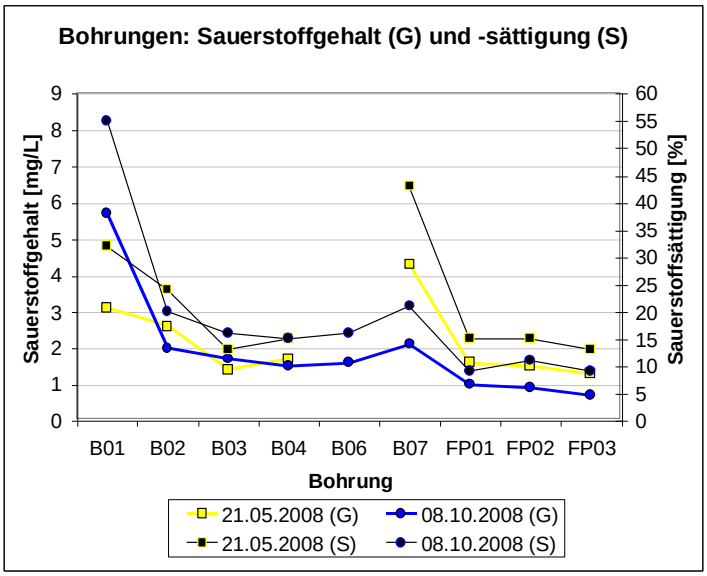

Abb. 29: Sauerstoffgehalt und –sättigung in den Bohrungen um den Silbersee

Wie bei der Probenentnahme 2008, so wies auch zwischen 1999 und 2001 die Bohrung B01, zudem zeitweilig B03 und B07, die höchsten Sauerstoffgehalte und Sauerstoffsättigungen auf (BAIER 2001). Da sich diese Bohrungen relativ randlich bzw. außerhalb des Deponiekörpers befinden, ist die Folgerung möglich, dass sie, zumindest zeitweise, von sauberem, also nicht durch die Deponie kontaminiertem, Grundwasser durchströmt werden.

Das Wasser des Silbersees zeigt eine tendenzielle Abnahme von Sauerstoffgehalt und –sättigung mit Zunahme der Tiefe (Abb. 30). Im Mai 2008 scheint der See jedoch viel besser durchmischt gewesen zu sein, da sowohl Sauerstoffgehalt als auch Sauerstoffsättigung weit über den im Oktober gemessenen Werten liegen. Im Mai zeigten sich Sauerstoffgehalte von 8 $^{mg}/_{L}$ bis 9,5 $^{mg}/_{L}$ und Sauerstoffsättigungen von 83% bis 98%. Im Oktober lagen die Sauerstoffgehalte zwischen 3 $^{mg}/_{L}$ und 4,4 $^{mg}/_{L}$ im Nordosten und zwischen 1,5 $^{mg}/_{L}$ und 3,4 $^{mg}/_{L}$ im Südwesten des Sees. Die

Sauerstoffsättigung lag in diesem Zeitraum zwischen 35% und 50% im Nordosten und zwischen 17% und 40% im Südwesten des Sees.

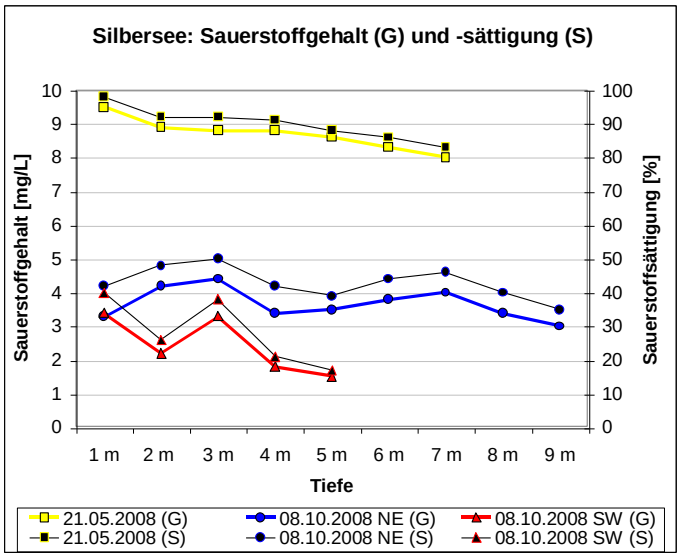

Abb. 30: Sauerstoffgehalt und –sättigung im Silbersee

Im Gegensatz zu den Messungen im Mai und Oktober 2008 zeichnet sich in den Messungen von Juli 1991 bis Mai 1992 eine deutliche Sprungschicht im Wasserkörper des Sees ab. Nach BRAMKAMP (1993) war dieser starke Abfall von 10,5 $^{mg}/_{L}$ auf 0,3 $^{mg}/_{L}$ im Juli 1991 jedoch wesentlich ausgeprägter als im Januar und Februar 1992 (Stagnation bei 15,1 $^{mg}/_{L}$ bzw. 16,3 $^{mg}/_{L}$).

Die vom Wasserwirtschaftsamt Nürnberg, zwischen Mai 1996 und August 1997, aus der Wassersäule des Silbersees entnommenen Proben, wiesen eine Stagnation des Sauerstoffgehaltes während der Monate Juni 1996 (2,0 $^{mg}/_{L}$ bis 1,0 $^{mg}/_{L}$) und Juni 1997 (8,5 $^{mg}/_{L}$ bis 7,9 $^{mg}/_{L}$) auf. Zu allen anderen Probenentnahmezeitpunkten war in der Wassersäule eine bzw. zwei deutliche Sprungschichten zu beobachten, bei denen der Sauerstoffgehalt innerhalb eines Meters deutlich abnahm. Im Mai 1996 beispielsweise, schwand der Sauerstoff zwischen einem und zwei Metern Tiefe von 12,1 $^{mg}/_{L}$ auf 10,1 $^{mg}/_{L}$ und zwischen acht und neun Metern von 8,1 $^{mg}/_{L}$ auf 5,3 $^{mg}/_{L}$. Im April und August 1997 verschwand der Sauerstoff sogar gänzlich ab einer Tiefe von sieben bzw. sechs Metern.

Im März 1999 betrug der Sauerstoffgehalt des Oberflächenwassers des Silbersees zwischen 3,0 $^{mg}/_{L}$ und 5,9 $^{mg}/_{L}$, wohingegen der Gehalt den Märzmonaten der folgenden zwei Jahre zwischen 11,3 $^{mg}/_{L}$ und 15,7 $^{mg}/_{L}$ betrug (BAIER 2001).

Diese starken Schwankungen des Sauerstoffgehaltes und der Sauerstoffsättigung zeigen deutlich das jährliche „Umwälzen“ des Wasserkörpers auf, welches sauerstoffarmes Tiefenwasser an die Oberfläche des Sees befördert.

9.7.7 Ammonium

Die Bohrungen um den Silbersee wiesen im Mai 2008, mit Ausnahme der Bohrungen B03 und FP01, nur eine leichte bis nicht vorhandene Belastung mit Ammonium auf (Abb. 31). Zu diesem Zeitpunkt wurden Werte zwischen 0 $^{mg}/_{L}$ und 3 $^{mg}/_{L}$ gemessen. Da sich diese beiden Bohrungen in unmittelbarer Nähe zueinander befinden, ist hier eine erhöhte Rate der Denitrifikation zu erwarten, bei der Nitrat durch heterotrophe und einige autotrophe Bakterien (z.B. *Paracoccus denitrificans*, *Thiobacillus denitrificans* oder *Pseudomonas stutzeri*) über Nitrit zu Ammonium und elementarem Stickstoff umgewandelt wird. Dieser Vorgang der Denitrifizierung äußert sich durch hohe Ammonium- und niedrige Nitrat-Konzentrationen (vgl. Kap. 9.7.9). Im Oktober 2008 erstreckten sich die Werte lediglich auf Gehalte zwischen 0 $^{mg}/_{L}$ und 1,3 $^{mg}/_{L}$.

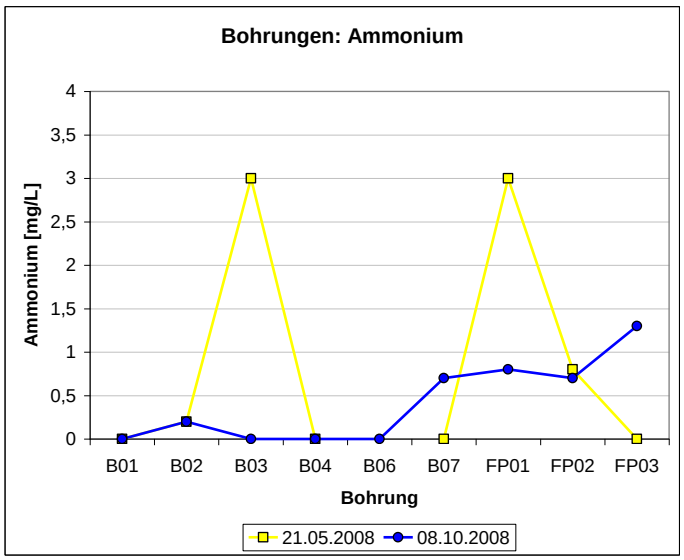

Abb. 31: Ammuniumgehalte in den Bohrungen um den Silbersee

Während der Messungen in den Jahren 2000 und 2001 ergaben sich relativ niedrige Ammoniumgehalte von maximal 1,1 $^{mg}/_{L}$ (im Jahr 2000) bzw. 0,8 $^{mg}/_{L}$ (im Jahr 2001) in der Bohrung FP02. In der Bohrung FP03 wurde im März 2001 der zweithöchste Ammoniumgehalt mit 0,7 $^{mg}/_{L}$ gemessen (BAIER 2001). Da zu diesem Zeitpunkt das Probenwasser der Bohrung B06, welche zwischen den Bohrungen FP02 und FP03 liegt, einen Wert von 0,0 $^{mg}/_{L}$ aufwies, ist davon auszugehen, dass in diesem Bereich der Deponie ein besserer Abbau von Ammonium stattfinden konnte.

Im Silbersee wurde im Mai 2008 ein konstanter Ammoniumgehalt von 0,2 $^{mg}/_{L}$ ermittelt. Da dieser Wert in jeder Tiefe angetroffen wurde, ist auf eine gute Durchmischung des Sees zu diesem Zeitpunkt zu schließen. Im Oktober hingegen wurden nur Werte bis maximal 0,1 $^{mg}/_{L}$ gemessen. Aus Abbildung 32 ist ersichtlich,

dass der höchste Wert zu diesem Zeitpunkt in neun Metern Tiefe ermittelt wurde, was auf eine hohe Belastung des Seegrundes schließen lässt. Auffallend ist ebenfalls der leicht verschobene Verlauf der Kurven des zweiten Untersuchungszeitraumes.

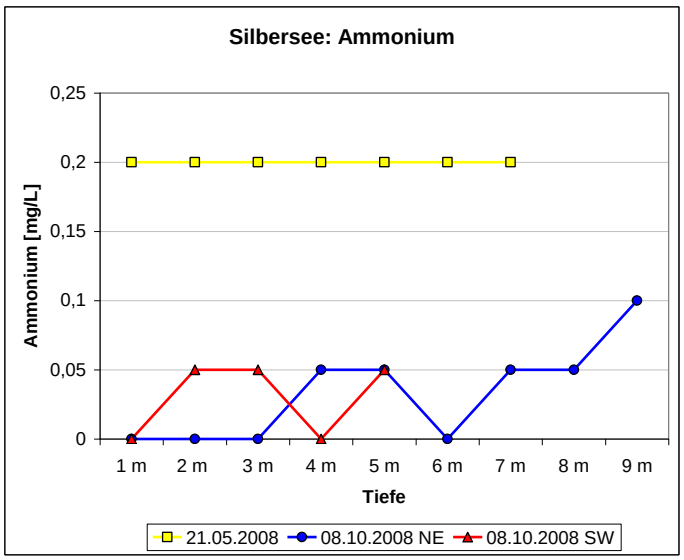

Abb. 32: Ammoniumgehalte im Silbersee

Im südwestlichen Bereich des Sees ist ein Anstieg des Ammoniumgehaltes auf 0,05 $^{mg}/_{L}$ in zwei und fünf Metern Tiefe zu beobachten, wohingegen im nordöstlichen Bereich ein solcher Anstieg erst in vier und sieben Metern Tiefe erfolgt.

Der Grenzwert von 0,5 $^{mg}/_{L}$ der Trinkwasserverordnung wurde im Mai von den Bohrungen B03, FP01 und FP02, im Oktober von den Bohrungen B07, FP01, FP02 und FP03 überschritten. Das Wasser des Sees liegt mit genannten Maximalwerten von 0,2 $^{mg}/_{L}$ innerhalb der Richtlinien.

Im Zeitraum von Juli 1991 bis Mai 1992 wurden Ammoniumgehalte zwischen weniger als $9{,}8x10^{-9}$ $^{mg}/_{L}$ an der Oberfläche und $1{,}2x10^{-7}$ $^{mg}/_{L}$ in sechs Metern Tiefe ermittelt (BRAMKAMP 1993), welche deutlich unter den im Jahr 2008 gemessenen Werten lagen. Somit lag im Zeitraum 1991/92 ein deutlich geringerer Verschmutzungsgrad durch Ammonium vor.

Während der Beprobung durch das Nürnberger Wasserwirtschaftsamt im Mai und Juni 1996 wurde ein kontinuierlicher Anstieg des Ammoniumgehaltes mit zunehmender Tiefe beobachtet. Hierbei stiegen die Werte bis auf 0,61 $^{mg}/_{L}$ im Mai und bis auf 0,86 $^{mg}/_{L}$ in neun Metern Tiefe an. Diese Zunahme des Ammoniumgehaltes beruht auf der Tatsache, dass für den Abbau von 1 mg Ammonium 4,6 mg Sauerstoff benötigt werden. Wird der Sauerstoff während des Abaus aufgebraucht, wird folglich Ammonium angereichert.

Die Analyse der in den Jahren 2000 und 2001 entnommenen Wasserproben ergab durch BAIER (2001) einen Ammoniumgehalt im Oberflächenwasser von 0,0 $^{mg}/_{L}$.

9.7.8 Nitrit

Nitrit stellt ein Zwischenprodukt dar, welches beispielsweise bei der Denitrifikation, also bei der Umwandlung von Nitrat zu Ammonium entsteht (vgl. Kap. 9.7.7). Auffallend bei der Bestimmung des Nitritgehaltes ist, dass lediglich in Bohrung B04 Nitrit angetroffen wurde. Im Mai 2008 war der Gehalt an Nitrit mit 0,2 $^{mg}/_{L}$ doppelt so hoch wie der Gehalt im Oktober 2008 (Abb. 33).

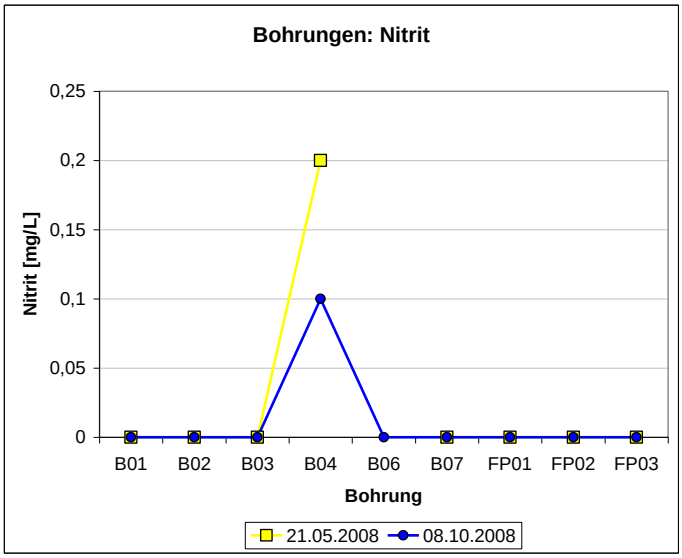

Abb. 33: Nitritgehalte in den Bohrungen um den Silbersee

Die Analyse des Wassers aus den Bohrungen durch BAIER (2001) ergab, dass in den Jahren 1999 bis 2000, anders als 2008, in deutlich mehr Bohrungen Nitrit angetroffen wurde. Im September 1999 wurde in den Bohrungen FP01, FP03 und B01 ein Nitritgehalt von 0,05 $^{mg}/_{L}$ festgestellt, in den Bohrungen B03 und B04 ein Gehalt von 0,03 $^{mg}/_{L}$. Im März 2000 erhöhten sich die Werte auf 0,1 $^{mg}/_{L}$ in den Bohrungen FP01 und FP02. In Bohrung B07 wurde ein Gehalt von 0,15 $^{mg}/_{L}$ gemessen. Im März 2001 konnte lediglich in Bohrung FP01 Nitrit mit einem Gehalt von 0,1 $^{mg}/_{L}$ festgestellt werden.

Die Nitritgehalte des Seewassers lagen, wie aus Abbildung 34 ersichtlich, sowohl im Mai 2008 als auch im Oktober 2008 in

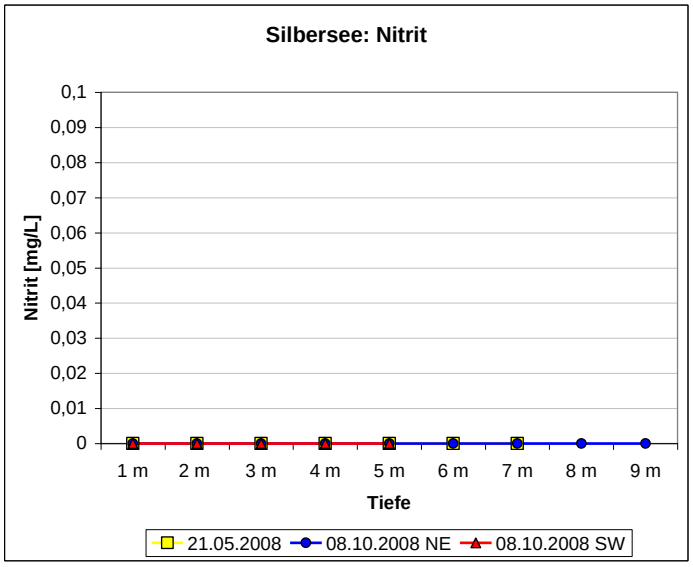

Abb. 34: Nitritgehalte im Silbersee

allen Tiefen bei 0 $^{mg}/_{L}$. Dies bedeutet jedoch nur, dass innerhalb des Wasserkörpers zu keinem der beiden Untersuchungszeitpunkte Nitrit als Zwischenprodukt neben Ammonium (vgl. Kap. 9.7.6) und Nitrat (vgl. Kap. 9.7.7) vorhanden war, also lediglich die Endglieder der Nitrifikation und der Denitrifikation nachgewiesen werden konnten.

Sowohl die Proben aus den Bohrungen, wie auch das Wasser des Sees entsprechen der Trinkwasserverordnung und überschreiten den Grenzwert von 0,5 $^{mg}/_{L}$ nicht.

Die Beprobung des Wasserkörpers des Silbersees durch das Wasserwirtschaftsamt Nürnberg ergab im Mai 1996 eine Stagnation des Nitritgehaltes von <0,005 $^{mg}/_{L}$ bis auf sieben Meter Tiefe. Darunter kam es zu einem leichten Anstieg um 0,002 $^{mg}/_{L}$ auf 0,007 $^{mg}/_{L}$ in einer Tiefe von neun Metern. Im Juni 1996 wies die gesamte Wassersäule eine konstante Nitritbelastung von 0,014 $^{mg}/_{L}$ auf.
Im März 1999 und im März 2000 ergaben die Analysen des Oberflächenwassers des Silbersees eine konstante Nitritbelastung von 0,05 $^{mg}/_{L}$. Im März 2001 konnte keine Kontamination des Oberflächenwassers durch Nitrit festgestellt werden (BAIER 2001).

9.7.9 Nitrat

Die Nitratgehalte in den Bohrungen um den Silbersee schwankten im Mai 2008 zwischen 0 $^{mg}/_{L}$ und 45 $^{mg}/_{L}$, wohingegen im Oktober 2008 nur Werte zwischen 0 $^{mg}/_{L}$ und 7,5 $^{mg}/_{L}$ erreicht wurden. Wie in Kapitel 9.7.7 bereits erwähnt, zeigten sich hier in den Bohrungen B03 und FP01 eher geringe Werte an Nitrat (Abb. 35), da dieses hier bereits fast vollständig zu Ammonium reagierte.

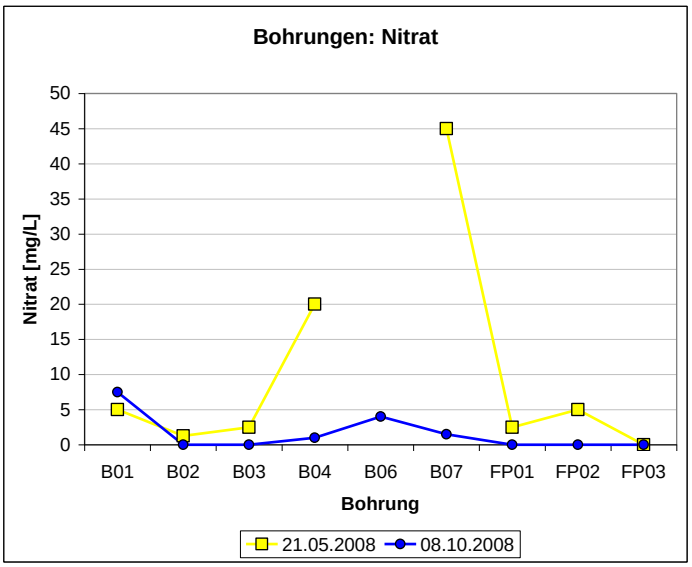

Abb. 35: Nitratgehalte in den Bohrungen um den Silbersee

Höhere Werte, wie in Bohrung B04 und B07 im Mai 2008, wiederum deuten auf eine höhere Nitrifikationsrate hin, da zu diesem Zeitpunkt die Ammoniumgehalte deutlich unter den Nitratgehalten lagen.

Während der Probenentnahmen durch BAIER (2001) in den Jahren 1999 bis 2001 wurden in den Bohrungen um den Silbersee Nitratgehalte zwischen 0 $^{mg}/_{L}$ und 15 $^{mg}/_{L}$ festgestellt. Die höchsten Werte im September 1999 wurden in Bohrung FP02 (15 $^{mg}/_{L}$) und den Bohrungen FP01, B02 und B07 (10 $^{mg}/_{L}$) ermittelt. Der mit Abstand höchste Nitratgehalt im März 2000 zeigte sich in der Bohrung B03 mit 15 $^{mg}/_{L}$. Auch im März 2001 wurde der höchste Gehalt im Probenwasser der Bohrung B03 ermittelt (10 $^{mg}/_{L}$), wohingegen sämtliche anderen Bohrungen (abgesehen von Bohrung B01 mit 1 $^{mg}/_{L}$) zu diesem Zeitpunkt keine Belastung aufwiesen.

Der Nitratgehalt im Wasserkörper des Silbersees erreichte im Mai 2008 deutlich höhere Werte als im Oktober 2008. Während im Mai Werte zwischen 0 $^{mg}/_{L}$ und 7,5 $^{mg}/_{L}$ ermittelt wurden, beliefen sich die Messungen im Oktober nur auf Werte zwischen 0,75 $^{mg}/_{L}$ und 2,5 $^{mg}/_{L}$. Im Mai belief sich das Mittel des Nitratgehaltes auf 2,5 $^{mg}/_{L}$, im Oktober reichte das Mittel von 2 $^{mg}/_{L}$ im nordöstlichen Seebereich bis hin zu 2,3 $^{mg}/_{L}$ im südwestlichen Seebereich. Insgesamt bestand jedoch nur ein sehr geringer Belastungsgrad des Silbersees durch Nitrat (Abb. 36).

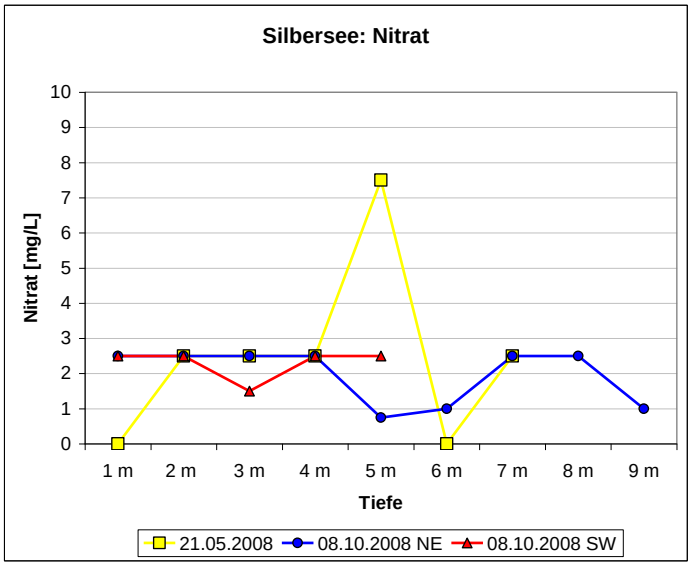

Abb. 36: Nitratgehalte im Silbersee

Lediglich die Wasserprobe aus Bohrung B07 vom Mai 2008 lag knapp unter dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung, die 50 $^{mg}/_{L}$ erlaubt.

Der Nitratgehalt wies zwischen Juli 1991 und Mai 1992 in unterschiedlichen Wassertiefen deutliche Schwankungen auf. Sowohl an der Oberfläche, wie auch in

vier und sechs Metern Tiefe wurden Werte zwischen weniger als $3{,}1x10^{-8}$ $^{mg}/_{L}$ und $3{,}6x10^{-6}$ $^{mg}/_{L}$ ermittelt (BRAMKAMP 1993). Somit lagen auch diese Werte deutlich unter denen aus dem Jahre 2008.

Während der Beprobung durch das Wasserwirtschaftsamt Nürnberg im Mai und Juni 1996 wurden in der gesamten Wassersäule des Silbersees lediglich Nitratgehalte unter 0,2 $^{mg}/_{L}$ ermittelt.

Im Zeitraum der Beprobung durch BAIER (2001) in den Jahren 1999 bis 2001 wurde im Oberflächenwasser des Sees lediglich im September 1999 eine Nitratbelastung von 20 $^{mg}/_{L}$ festgestellt.

9.7.10 Sulfat

Da in der Deponie südöstlich des Silbersees sehr große Mengen an Trümmerschutt abgelagert wurden, kann Grundwasser, welches die Deponie durchströmt, den dort enthaltenen Gips, aufgrund seiner sehr guten Löslichkeit, leicht lösen und gelöste Sulfat-Ionen in die Bohrungen und den Silbersee transportieren. Dort wird der natürliche Sulfatgehalt von bis zu 30 $^{mg}/_{L}$ um ein vielfaches überschritten. In den Bohrungen um den Silbersee wurden im Mai 2008 Werte zwischen 25 $^{mg}/_{L}$ und 360 $^{mg}/_{L}$ ermittelt. Im Oktober 2008 wurden sogar Werte zwischen 60 $^{mg}/_{L}$ und 720 $^{mg}/_{L}$ erreicht (Abb. 37).

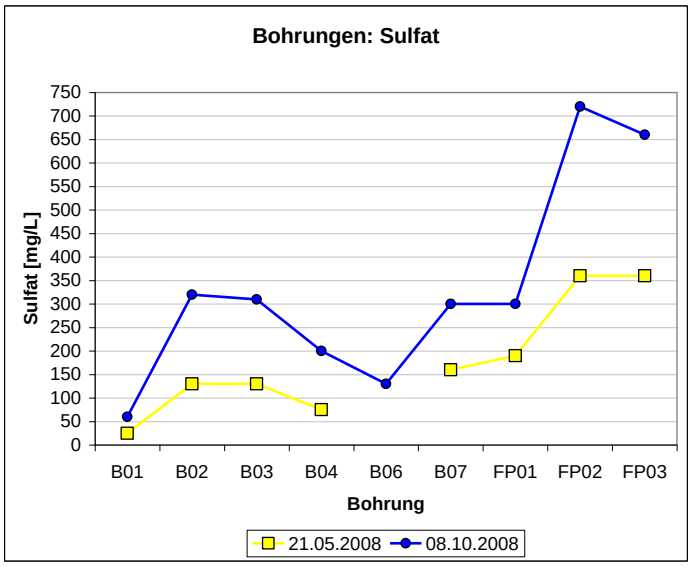

Abb. 37: Sulfatgehalte in den Bohrungen um den Silbersee

Während der Beprobung der Wässer aus den Bohrungen um den Silbersee durch BAIER (2001) wurde anhand der ermittelten Werte deutlich, dass von 1999 bis 2001 in den Bohrungen B01 und B06 die niedrigsten Sulfatgehalte auftraten. Auch wurden in den Bohrungen FP01, FP02, FP03 und B02 zu diesen Zeitpunkten die höchsten Sulfatgehalte, mit bis zu mehr als 1600 $^{mg}/_{L}$, ermittelt. Diese hohen Werte sind, wie

bereits erläutert, auf die Lösung von Gips aus abgelagertem Trümmerschutt zurückzuführen.

Wie auch in den Bohrungen, so fanden sich auch in der Wassersäule des Silbersees deutlich erhöhte Sulfatgehalte (Abb. 38). Im Mai 2008 wurden Werte zwischen 300 $^{mg}/_{L}$ und 340 $^{mg}/_{L}$ erreicht. Im Oktober 2008 stiegen die Werte auf Bereiche zwischen 480 $^{mg}/_{L}$ und 560 $^{mg}/_{L}$. Diese Gehalte wurden sowohl im nordöstlichen als auch im südwestlichen Bereich des Sees ermittelt. Wie bei den Wasserproben aus den Bohrungen, so sind auch die erhöhten Sulfatgehalte im Silbersee auf das Lösen von Gips aus dem Trümmerschutt in der Deponie zurückzuführen.

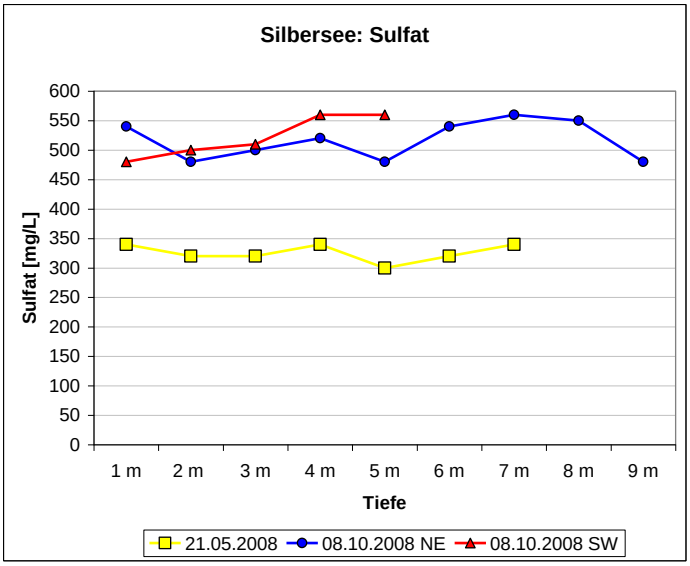

Abb. 38: Sulfatgehalte im Silbersee

Der Grenzwert der Trinkwasserverordnung, der bei maximal 240 $^{mg}/_{L}$ liegt, wurde von allen Proben aus der Wassersäule des Silbersees weit überschritten. Die Bohrungen FP02 und FP03 erreichten diesen Grenzwert sowohl im Mai als auch im Oktober. Ferner konnte der Richtwert im Oktober auch von den Probenwässern der Bohrungen B02, B03, B07 und FP01 nicht eingehalten werden.

Durch das Wasserwirtschaftsamt Nürnberg wurden bei Analysen des Wasserkörpers im Mai 1996 Sulfatgehalte zwischen 401 $^{mg}/_{L}$ und 446 $^{mg}/_{L}$ und im Juni 1996 Gehalte zwischen 463 $^{mg}/_{L}$ und 482 $^{mg}/_{L}$ festgestellt.
Bei den Probennahmen durch BAIER (2001) in den Jahren 1999 bis 2001 wies das Oberflächenwasser des Silbersees zeitweilig Sulfatgehalte von mehr als 500 $^{mg}/_{L}$ auf. Diese sind durch Niederschläge und den daraus folgenden Transport von gelösten Sulfationen aus dem Deponiekörper in den See zu erklären.

9.7.11 Sulfit

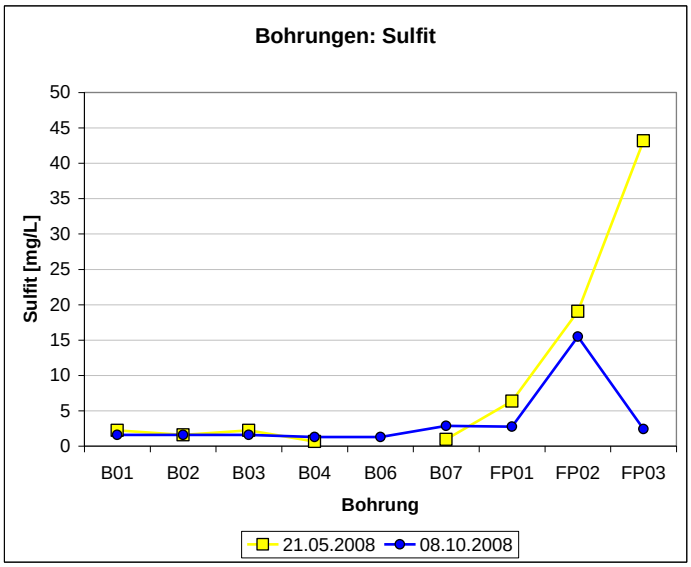

Abb. 39: Sulfitgehalte in den Bohrungen um den Silbersee

Sulfit stellt, wie bereits in Kapitel 9.5.2.2.2 erwähnt, eine metastabile Verbindung des Schwefels dar. Hohe Werte finden sich im Mai 2008 vor allem in den Bohrungen FP01, FP02 und FP03. Hier liegen die Werte bei 6,4 $^{mg}/_{L}$, 19,1 $^{mg}/_{L}$ und 43,2 $^{mg}/_{L}$. Im Oktober wurde in der Bohrung FP02 der höchste Sulfitgehalt, mit 15,5 $^{mg}/_{L}$, gemessen. Eine Kontamination durch Sulfit bestand jedoch in allen Bohrungen. Im Mai lagen die Werte zwischen 0,6 $^{mg}/_{L}$ und 43,2 $^{mg}/_{L}$, im Oktober zwischen 1,3 $^{mg}/_{L}$ und 15,5 $^{mg}/_{L}$ (Abb. 39).

Im Silbersee wurden im Mai 2008 Sulfitgehalte zwischen 2,2 $^{mg}/_{L}$ und 3,8 $^{mg}/_{L}$ ermittelt. Im Oktober lagen die Werte mit 1,3 $^{mg}/_{L}$ bis 1,9 $^{mg}/_{L}$ im nordöstlichen Seebereich und 1,6 $^{mg}/_{L}$ bis 1,9 $^{mg}/_{L}$ im südwestlichen Seebereich im Mittel 1 $^{mg}/_{L}$ unter den im Mai gemessenen Werten. Es zeigt sich jedoch der Trend, dass der Sulfitgehalt mit zunehmender Tiefe abnimmt (Abb. 40).

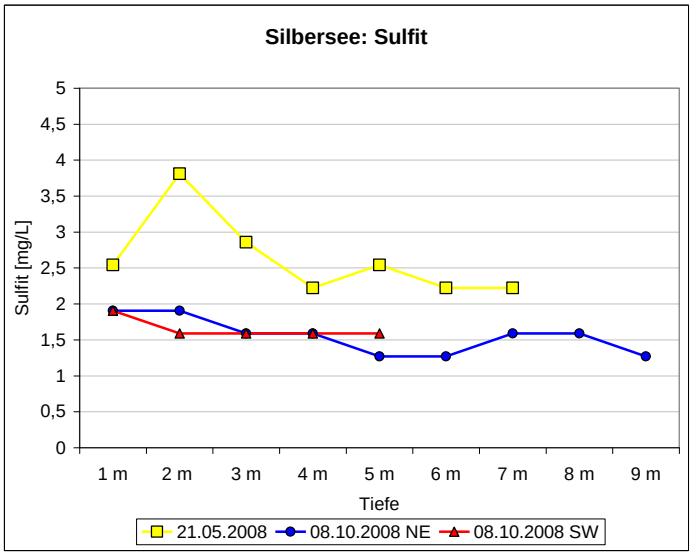

Abb. 40: Sulfitgehalte im Silbersee

9.7.12 Sulfid

Hohe Sulfidgehalte wiesen vor allem die Probenwässer aus den Bohrungen FP01, FP02 und FP03 auf. Dort wurden im Mai 2008 in allen Proben Sulfidgehalte von 2 $^{mg}/_{L}$ nachgewiesen. Im Oktober 2008 blieb dieser Wert in den Bohrungen FP01 und FP02 erhalten. In der Bohrung FP03 sank er auf 0,2 $^{mg}/_{L}$ (Abb. 41). Da Sulfid beim anaeroben Abbau von organischen Stoffen entsteht und die Wässer dieser Bohrungen nachweislich einen geringen Sauerstoffgehalt aufweisen (vgl Kap. 9.7.6) kann gefolgert werden, dass es in diesen Bereichen der Deponie viele organische Substanzen abgelagert wurden und es seitdem zu einem starken Abbau selbiger Substanz kommt.

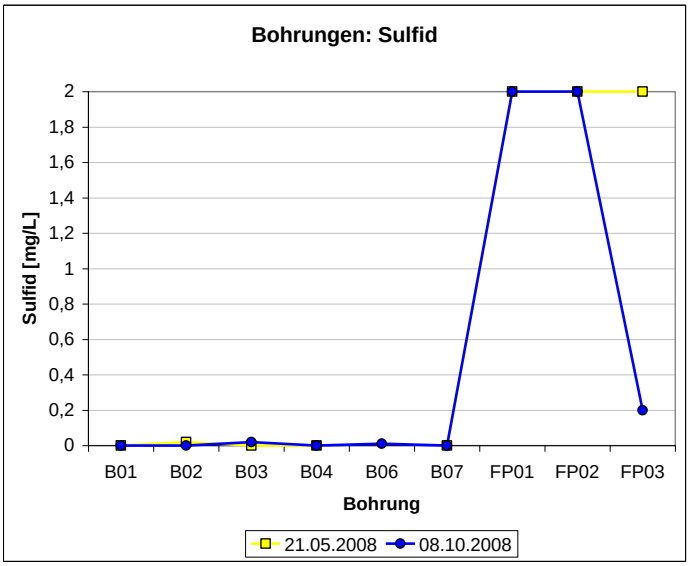

Abb. 41: Sulfidgehalte in den Bohrungen um den Silbersee

Im März 2001 betrug der Sulfidgehalt in Bohrung FP03 0,2 $^{mg}/_{L}$, in Bohrung B01 0,1 $^{mg}/_{L}$ und 0,05 $^{mg}/_{L}$ in Bohrung B06 (BAIER 2001).

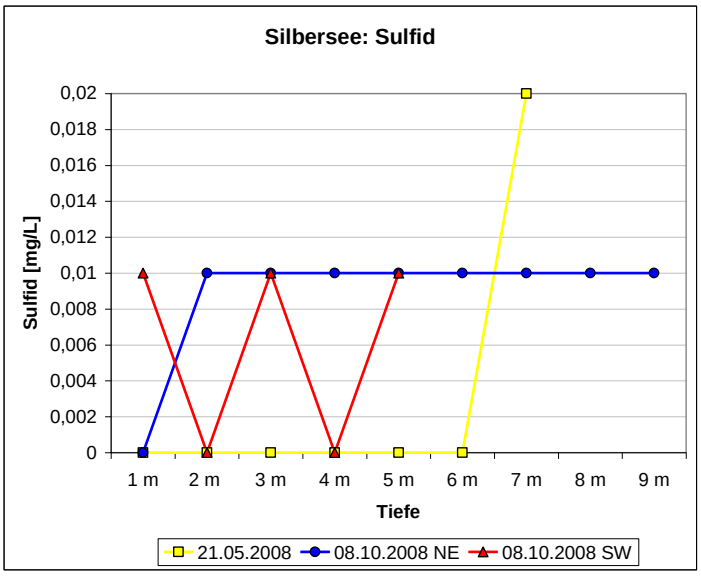

Abb. 42: Sulfidgehalte im Silbersee

Die Sulfidgehalte im Wasserkörper des Silbersees lagen im Mai 2008 bis sechs Meter Tiefe bei 0 $^{mg}/_{L}$. Bei sieben Metern Tiefe erfolgte ein deutlicher Anstieg auf 0,02 $^{mg}/_{L}$ (Abb. 42). Im Oktober 2008 stieg der Sulfidgehalt im nordöstlichen

Seebereich bereits in zwei Metern Tiefe auf 0,01 $^{mg}/_{L}$ und stagnierte dann bis zum Grund des Sees. Im südwestlichen Seebereich schwankten die Werte zwischen 0 $^{mg}/_{L}$ und 0,01 $^{mg}/_{L}$. Diese Schwankungen sind auf Verwirbelungen innerhalb der Wassersäule im Entnahmebereich zurückzuführen.

Der Grenzwert der Trinkwasserverordnung wurde von den Wässern der Bohrungen FP01 und FP02 sowohl im Mai 2008 als auch im Oktober 2008 mit 2 $^{mg}/_{L}$ erreicht. Des Weiteren wurde dieser Wert im Probenwasser der Bohrung FP03 im Mai festgestellt.

Im Sommer 1991 trat Sulfid, wie auch im Mai 2008, lediglich in Bereichen ab sechs Metern Wassertiefe mit einem Gehalt von $2x10^{-6}$ $^{mg}/_{L}$ bis 0,005 $^{mg}/_{L}$ auf (BRAMKAMP 1993). Diese Gehalte lagen innerhalb der im Jahr 2008 gemessenen Werte.
Der Wasserkörper des Silbersees wurde vom Wasserwirtschaftsamt im Juni 1996, im April 1997 und im August 1997 auf Sulfid analysiert. Dabei ergab sich, dass im Juni 1996 erst in neun Metern Tiefe eine geringe Belastung von 0,06 $^{mg}/_{L}$ vorlag. Im April 1997 wurde Sulfid bereits in sieben Metern Tiefe mit 0,04 $^{mg}/_{L}$ angetroffen. Dieser Gehalt erhöhte sich noch auf 0,6 $^{mg}/_{L}$ in neun Metern Tiefe. Die größte Kontamination durch Sulfid bestand in diesem Untersuchungszeitraum jedoch im August 1997. Hierbei erhöhte sich die Belastung von 0,04 $^{mg}/_{L}$ in acht Metern Wassertiefe auf 8 $^{mg}/_{L}$ in neun Metern Tiefe.

9.7.13 Chlorid

In den Bohrungen um den Silbersee belief sich der Mittelwert des Chloridgehaltes im Mai 2008 auf 150 $^{mg}/_{L}$, wobei Gehalte zwischen 11 $^{mg}/_{L}$ in Bohrung B01 und 464 $^{mg}/_{L}$ in Bohrung FP03 gemessen wurden (Abb. 43). Im

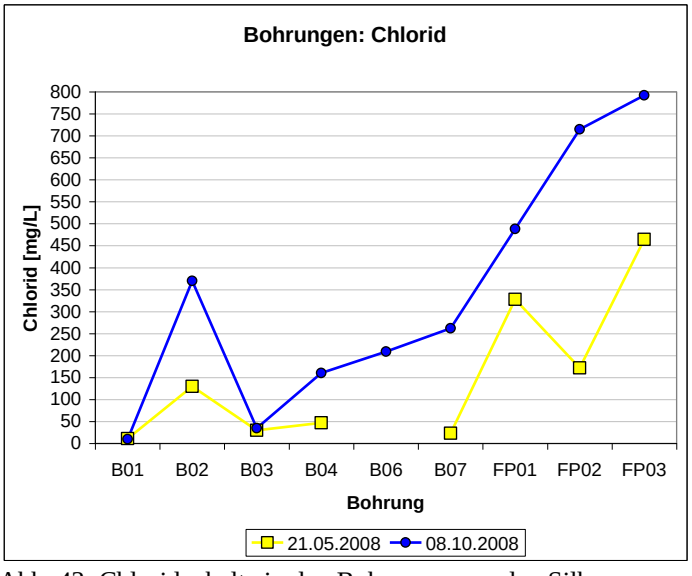

Abb. 43: Chloridgehalte in den Bohrungen um den Silbersee

Oktober 2008 stieg der Mittelwert des Chloridgehaltes auf 338 $^{mg}/_{L}$ und umfasste Werte von 10 $^{mg}/_{L}$ in Bohrung B01 bis zu 792 $^{mg}/_{L}$ in Bohrung FP03. Lediglich die Bohrungen B01, B03 und B07 wiesen relativ niedrige Werte an Chlorid auf (B07 nur im ersten Untersuchungszeitraum). Dies ist wiederum auf ihre Lage, abseits der direkten Grundwasserströmung, zurück zu führen.

Auch während der Beprobung der Bohrungen um den See in den Jahren 1999 bis 2001 wurde deutlich, dass die randlich liegenden Bohrungen B01 und B03 (teilweise auch Bohrung B07) deutlich geringere Chloridgehalte als alle anderen Bohrungen aufwiesen (BAIER 2001). Diese Tatsache beruht ebenfalls auf der, bereits genannten, abseits gelegenen Lage zur direkten Grundwasserströmung.

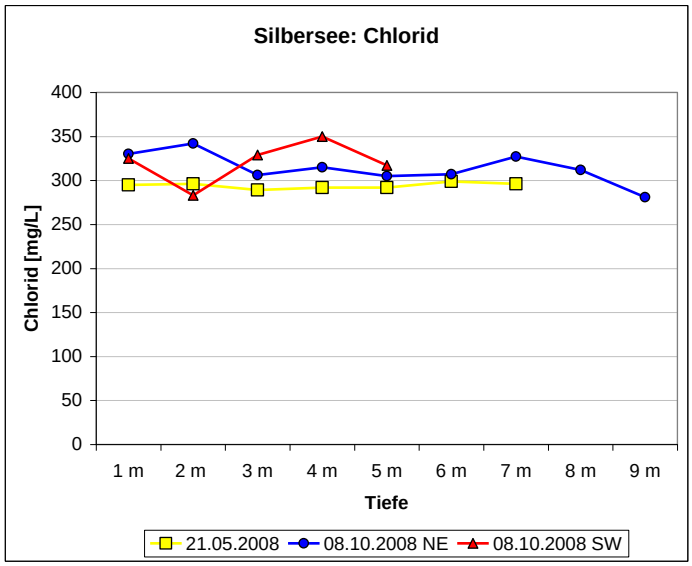

Abb. 44: Chloridgehalte im Silbersee

Auch das Wasser des Silbersees wies deutlich erhöhte Chloridwerte auf. Im Mai 2008 zeigte sich ein relativ konstanter Verlauf der Chloridgehalte mit zunehmender Wassertiefe von etwa 290 $^{mg}/_{L}$. Im Oktober 2008 war jedoch im nordöstlichen Teil des Sees ein leichter Trend zur Abnahme des Chloridgehaltes mit zunehmender Tiefe von etwa 340 $^{mg}/_{L}$ in zwei Metern Tiefe auf etwa 280 $^{mg}/_{L}$ in neun Metern Tiefe zu erkennen (Abb. 44). Diese Anreicherung von Chlorid entstammte gelösten Chlorid-Ionen aus dem anliegenden Deponiekörper. Diese werden permanent durch den Grundwasserstrom in den Silbersee eingebracht und dort angereichert.

Die Trinkwasserverordnung legt einen Grenzwert für Chlorid von 250 $^{mg}/_{L}$ fest, der in der Wassersäule des Sees an beiden Entnahmezeitpunkten überschritten wurde. In den Wässern der Bohrungen FP01 und FP03 wurde dieser Wert ebenfalls zu beiden

Zeitpunkten überschritten. Ferner übertrafen die Probenwässer der Bohrungen B02, B07 und FP02 im Oktober den zulässigen Grenzwert.

Das Wasser des Silbersees wies während der Beprobung durch das Wasserwirtschaftsamt Nürnberg im Mai und Juni 1996 einen relativ konstanten Chloridgehalt von 440 $^{mg}/_{L}$ bis 450 $^{mg}/_{L}$ in jeder Wassertiefe auf. Da diese Werte über denen des Jahres 2008 lagen, ist anzunehmen, dass es im Mai und Juni 1996 mehr Niederschläge und somit auch eine stärkere Grundwasserbewegung gab, als zu den Beprobungszeitpunkten 2008. Durch verstärkte Grundwasserbewegung konnten mehr Chlorid-Ionen aus dem Deponiekörper gelöst und in den Silbersee transportiert werden.
Die Wasseranalysen in den Jahren 1999 bis 2000 zeigten, dass im nordöstlichen Oberflächenwasser ein deutlich höherer Chloridgehalt festgestellt wurde, als im südwestlichen Oberflächenwasser. Im September 1999 wurden im Nordosten des Sees 810 $^{mg}/_{L}$ gemessen, wohingegen im Südwesten lediglich ein Gehalt von 380 $^{mg}/_{L}$ ermittelt wurde (BAIER 2001). Eine mögliche Erklärung hierfür ist in der Zusammensetzung der deponierten Stoffe zu suchen. Durch Grundwasser können folglich im nordöstlichen Teil der Deponie Silberbuck mehr Chlorid-Ionen gelöst werden, als im südwestlichen Teil. Im Nordosten müssen somit mehr chloridhaltige Stoffe abgelagert sein.

9.7.14 Phosphat

Im Mai 2008 zeigten sich in den Bohrungen des Silbersees Phosphatgehalte zwischen 0 $^{mg}/_{L}$ und 18,7 $^{mg}/_{L}$. Vor allem in den Bohrungen B03, B07, FP01, FP02 und FP03 wurden deutlich erhöhte Werte erreicht. Im Oktober 2008 bewegten sich die

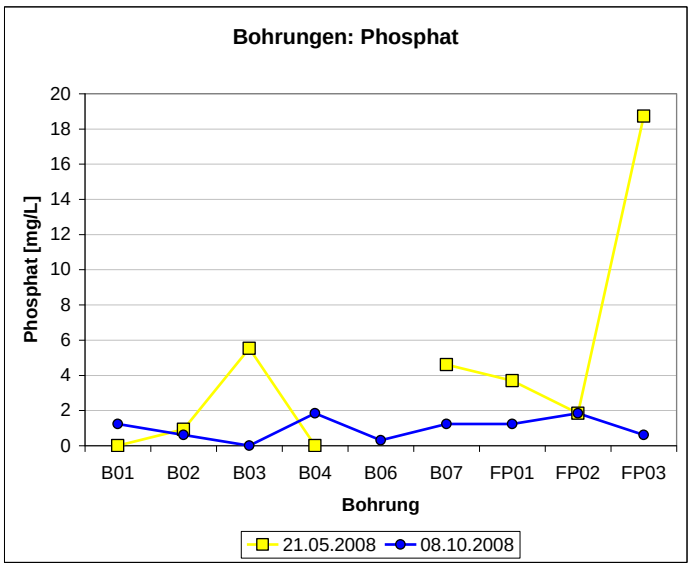

Abb. 45: Phosphatgehalte in den Bohrungen um den Silbersee

Phosphatgehalte in sehr niedrigen Bereichen und erreichten maximale Werte von 1,8 $^{mg}/_{L}$ (Abb. 45). Der bis 2003 geltende Wert der Trinkwassergrenze lag bei 6,7 $^{mg}/_{L}$ und wurde während der Beprobung nur von dem Wert des Probenwassers aus Bohrung FP03 im Mai überschritten.

Die Beprobung der Bohrungen um den Silbersee zeigte von 1999 bis 2001 einen konstant erhöhten Phosphatgehalt im Probenwasser der Bohrung B01. Auch die heute nicht mehr zugängliche Bohrung B05 wies 1999 einen erhöhten Gehalt auf (BAIER 2001). Da sich die Bohrung B05 jedoch außerhalb des Deponiekörpers befindet, schwindet folglich ein Einfluss auf den Phosphatgehalt in diesem Bereich durch die Deponie. In den Bohrungen FP01 und FP02 wurden während dieses Zeitraumes ebenfalls leicht erhöhte Phosphatgehalte nachgewiesen. Ihr Ursprung kann jedoch auf abgelagerte Stoffe zurückgeführt werden.

Der Wasserkörper des Silbersees wies im Mai 2008 eine Phosphat-belastung von 1,8 $^{mg}/_{L}$ in jeder Wassertiefe auf (Abb. 46). Im Oktober 2008 zeigte sich hingegen keine Belastung im nordöstlichen Seebereich und nur eine geringe Belastung von 0,3 $^{mg}/_{L}$ im südwestlichen Bereich ab zwei Metern Tiefe. Auch diese Werte lagen jedoch noch deutlich unter dem, bis 2003 geltenden, Trinkwassergrenzwert von 6,7 $^{mg}/_{L}$.

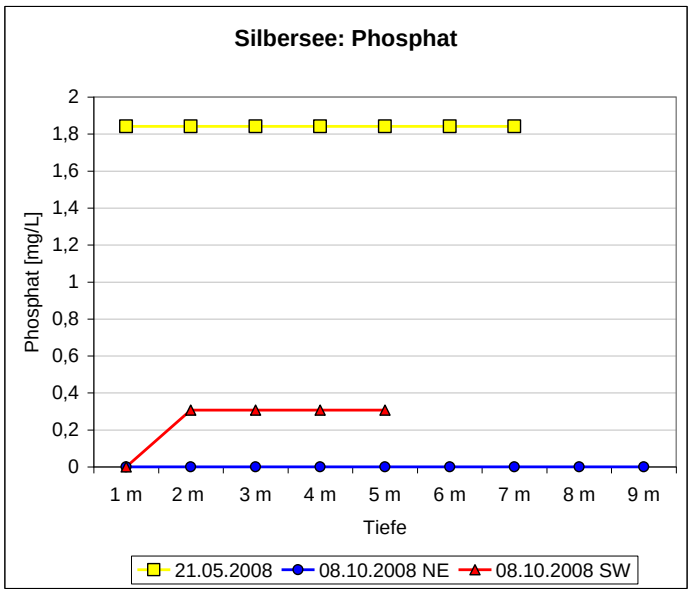

Abb. 46: Phosphatgehalte im Silbersee

Von Juli 1991 bis Mai 1992 schwankten die Phosphatgehalte in der Wassersäule des Sees zwischen $1{,}3 \times 10^{-5}$ $^{mg}/_{L}$ an der Oberfläche und $3{,}9 \times 10^{-6}$ $^{mg}/_{L}$ in sechs Metern Tiefe (BRAMKAMP 1993). Somit lag im Zeitraum 1991/92 eine deutlich geringere Belastung des Silbersees durch Phosphat vor.

Im Wasserkörper des Sees wurden im Mai und Juni 1996 vom Wasserwirtschaftsamt Nürnberg relativ niedrige Phosphatgehalte zwischen 0,1 $^{mg}/_{L}$ (Mai) und 0,3 $^{mg}/_{L}$ (Juni) ermittelt. Eine leichte Zunahme des Gehaltes war hierbei mit zunehmender Tiefe erkennbar.

Während der Messreihe durch BAIER (2001) in den Jahren 1999 bis 2001 wurde im Oberflächenwasser des Silbersees ein maximaler Phosphatgehalt von lediglich 0,25 $^{mg}/_{L}$ gemessen.

9.7.15 Wasserhärten

Die *Karbonathärte* in den Probenwässern der Bohrungen um den Silbersee erreichten im Mai 2008 Werte zwischen 3 °dH und 37 °dH. Vor allem die Probenwässer der Bohrungen FP01 (37 °dH), FP02 (24 °dH) und FP03 (26 °dH) wiesen dabei die höchsten Werte auf und sind als „hartes“ Wasser einzustufen. In diese Kategorie fallen auch die Proben der Bohrungen B02 und B07, deren Härtegrad den Wert von 14 überschritten. Im Oktober wurden in den Bohrungen Werte zwischen 2 °dH und 45 °dH gemessen, wobei wiederum die größten Werte aus den Bohrungen FP01 (43 °dH), FP02 (45 °dH) und FP03 (21 °dH) hervorgingen. Die *Gesamthärten* der beiden Probennahmen lagen sowohl im Mai als auch im Oktober deutlich über den Werten der Karbonathärte. Dadurch zeigt sich, dass keine übermäßige CO_2-Produktion stattfand, wie es in Deponiekörpern zeitweilig vorkommt (BAIER, 2008). Die Härtegrade der Gesamthärte erreichten im Mai wiederum in den Bohrungen FP01 (45 °dH), FP02 (54 °dH) und FP03 (38 °dH) und im Oktober FP01 (58 °dH), FP02 (116 °dH) und FP03 (70 °dH) die höchsten Werte (Abb. 47).

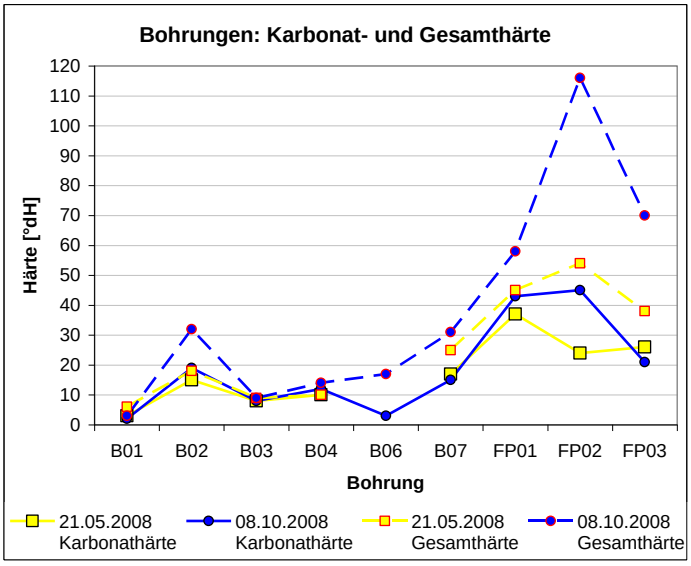

Abb. 47: Karbonat- und Gesamthärten in den Bohrungen um den Silbersee

Im Zeitraum von März 1999 bis März 2001 wurden, wie auch 2008, vor allem in den Bohrungen FP01, FP02 und FP03 die höchsten Werte der Karbonathärte ermittelt. Bohrung B01 und Bohrung B06 hingegen wiesen die geringsten Karbonathärten, mit lediglich 2 °dH bis 3 °dH, auf (BAIER 2001).

Innerhalb der Wassersäule des Silbersees verliefen die Messwerte im Mai 2008 sehr konstant. Es zeigte sich ein Grad der Karbonathärte zwischen 15 °dH und 17 °dH. Im Oktober 2008 zeigten sich die Werte etwas erhöht, jedoch mit 18 °dH bis 21 °dH im Nordosten und 18 °dH bis 20 °dH im Südwesten des Sees ebenfalls relativ konstant (Abb. 48). Auch im Fall der Gesamthärte des Wassers im Silbersee zeigte sich, dass die Werte stets über denen der Karbonathärte lagen und somit auch im See eine übermäßige CO_2-Produktion ausgeschlossen werden kann. Die Härtegrade der Gesamthärte des Seewassers schwankten im Mai zwischen 23 °dH und 26 °dH. Im Oktober lagen auch hier die Werte, wie auch bei den Bohrungen um den Silbersee, etwas höher. Die Messungen reichten von 26 °dH bis 34 °dH im Nordosten und von 31 °dH bis 35 °dH im Südwesten des Sees.

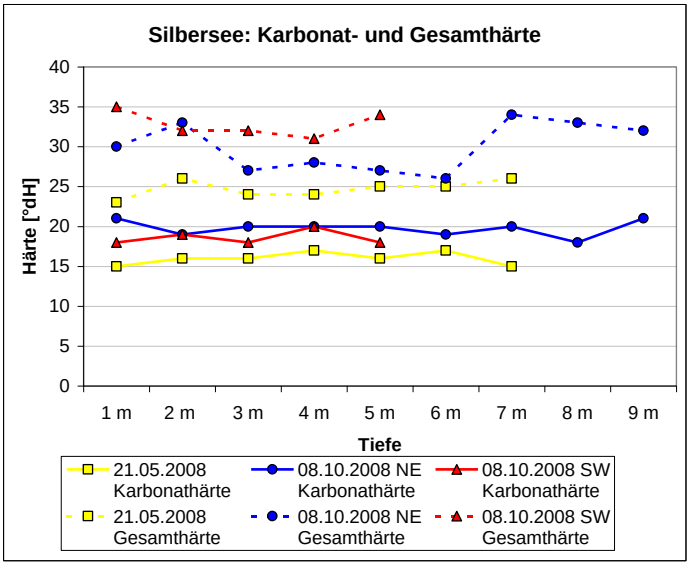

Abb. 48: Karbonat- und Gesamthärten im Silbersee

Von März 1999 bis 2001 wurden im Oberflächenwasser des Silbersees Karbonathärten von 12 °dH (März 2001) bis 19 °dH (September 1999) festgestellt (BAIER 2001). Diese Härtegrade lagen in etwa im gleichen Bereich derer, die auch 2008 ermittelt wurden.

9.7.16 Eisen

Fast alle Bohrungen um den Silbersee, mit Ausnahme der Bohrung B07 (0,01 $^{mg}/_{L}$), wiesen im Mai 2008 erhöhte Eisengehalte auf. Diese reichten von 0,2 $^{mg}/_{L}$ (B01) bis 0,8 $^{mg}/_{L}$ (FP01). Somit wurden von allen Probenwässern (außer B07) der Grenzwert der Trinkwasserverordnung von 0,2 $^{mg}/_{L}$ erreicht bzw. überschritten. Im Oktober 2008 wurden noch höhere Eisengehalte gemessen. Lediglich das Probenwasser der Bohrung B01 blieb mit einem Wert von 0,15 $^{mg}/_{L}$ unterhalb des Grenzwertes der Trinkwasserverordnung. Die Maxima der Eisengehalte wurden in den Bohrungen B02 (4,4 $^{mg}/_{L}$), B04 (4,8 $^{mg}/_{L}$), FP01 (4,8 $^{mg}/_{L}$) und FP03 (4 $^{mg}/_{L}$) ermittelt (Abb. 49).

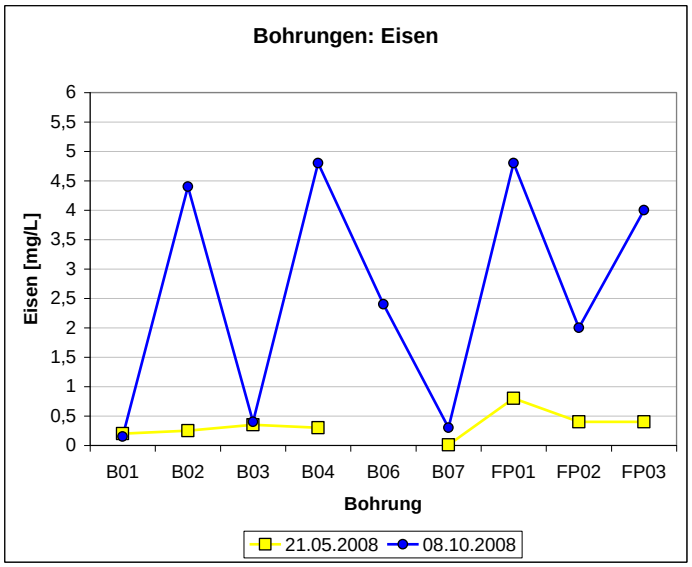

Abb. 49: Eisengehalte in den Bohrungen um den Silbersee

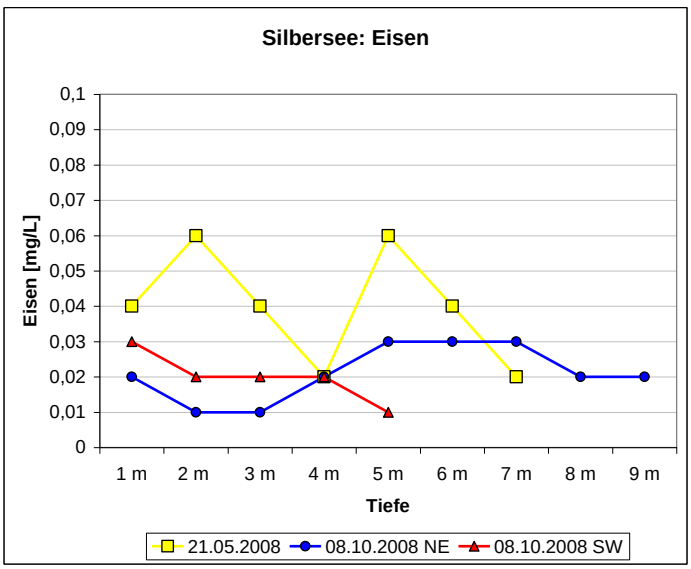

Abb. 50: Eisengehalte im Silbersee

Die Eisengehalte des Wasserkörpers des Silbersees wiesen im Mai 2008 Werte zwischen 0,02 $^{mg}/_{L}$ und 0,06 $^{mg}/_{L}$ auf, wobei sich die Minima in vier und sieben Metern Tiefe befanden. Im Oktober 2008 war bis drei Meter Tiefe ein absolut paralleler Verlauf der Eisengehalte im nordöstlichen und südwestlichen Seebereich zu beobachten (Abb. 50). Zwischen drei und vier Meter Tiefe kam es im nordöstlichen Teil jedoch zu einem Anstieg der Werte, wohingegen im südwestlichen Teil die Eisengehalte in vier

Meter Tiefe erneut sanken. Der Grenzwert der Trinkwasserverordnung wurde im gesamten See zu beiden Entnahmezeitpunkten deutlich unterschritten.

9.7.17 Arsen

Ein erhöhter Arsengehalt war sowohl im Mai 2008 als auch im Oktober 2008, vor allem in den Bohrungen FP01, FP02 und FP03 zu erkennen (Abb. 51). Die Werte schwankten hierbei im Mai zwischen 0,1 $^{mg}/_{L}$ und 0,2 $^{mg}/_{L}$ und im Oktober zwischen 0,025 $^{mg}/_{L}$ und 0,2 $^{mg}/_{L}$. Ein leicht erhöhter Arsengehalt war lediglich noch im Oktober im Probenwasser aus Bohrung B07 zu erkennen.

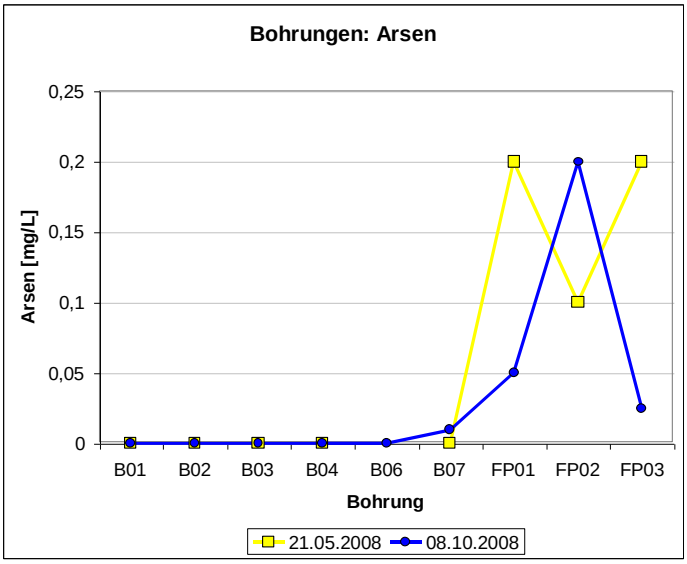

Abb. 51: Arsengehalte in den Bohrungen um den Silbersee

Im Wasserkörper des Silbersees wurden einzig im Mai 2008 erhöhte Arsengehalte gefunden. Diese beliefen sich, abgesehen von den Wässern aus zwei und drei Metern Tiefe, auf einen konstanten Wert von 0,0025 $^{mg}/_{L}$. Im Oktober wurden weder im nordöstlichen, noch im südwestlichen Teil des Sees Arsengehalte gemessen (Abb. 52).

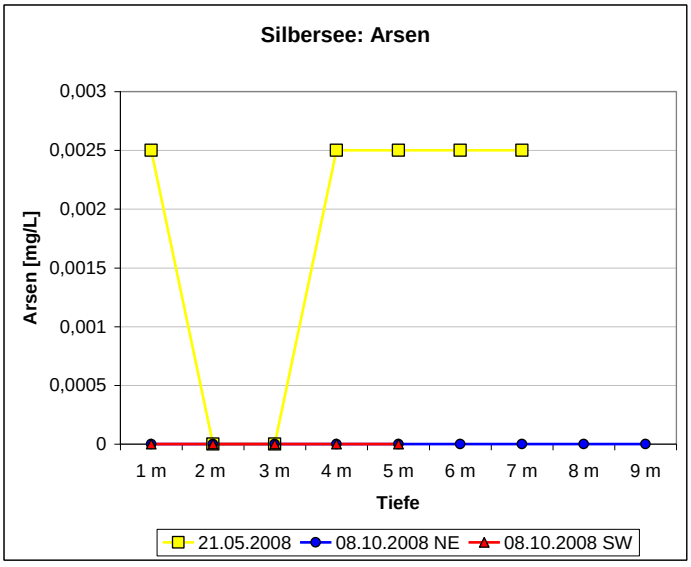

Abb. 52: Arsengehalte im Silbersee

Der zulässige Grenzwert von 0,01 $^{mg}/_{L}$ der Trinkwasserverordnung wurde somit im Mai 2008 in den Wässern der Bohrungen FP01, FP02 und FP03 sowie im Oktober

vom Wasser der Bohrung FP02 erreicht bzw. überschritten. Das Wasser des gesamten Sees entsprach zu beiden Untersuchungszeitpunkten der Trinkwasserverordnung.

9.7.18 Chemischer Sauerstoffbedarf CSB ($KMnO_4$)

Vor allem die Probenwässer vom Mai 2008 aus den Bohrungen B03, FP01 und FP03 um den Silbersee wiesen erhöhte CSB-Werte auf. Ihr Sauerstoffbedarf betrug in Bohrung B03 23,8 $^{mg}/_{L}$, 15 $^{mg}/_{L}$ in Bohrung FP01 und 16,7 $^{mg}/_{L}$ in Bohrung FP03. Im Oktober hingegen wiesen die Wässer viel geringere Werte von maximal 4,9 $^{mg}/_{L}$ (Bohrung B03) auf (Abb. 53). Der geringste Sauerstoffverbrauch wurde in der Bohrung B01 im Oktober 2008 mit 1,2 $^{mg}/_{L}$ ermittelt.

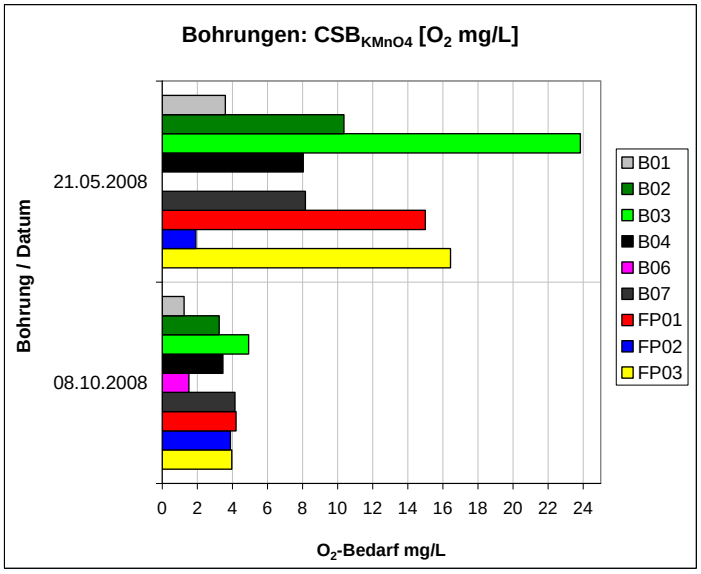

Abb. 53: Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) in den Bohrungen um den Silbersee

Die im Jahr 2008 ermittelten CSB-Werte stellten jedoch nur Bruchteile der Werte dar, die in den Jahren 1999 bis 2001 in den Probenwässern aus den Bohrungen um den Silbersee gemessen wurden. 1999 wurde der höchste chemische Sauerstoffbedarf in Bohrung B03, mit einem Wert von 229 $^{mg}/_{L}$ festgestellt. Im März 2001 stellte sich der höchste CSB-Wert in Bohrung B07, mit 5036 $^{mg}/_{L}$ ein (BAIER 2001).

In den Proben aus der Wassersäule des Silbersees sind in Abbildung 54 deutliche Unterschiede zwischen der Probennahme im Mai 2008 und im Oktober 2008 zu erkennen. Während im Mai im gesamten Wasserkörper ein Sauerstoffbedarf von 10 $^{mg}/_{L}$ bis 12 $^{mg}/_{L}$ bestand, verringerte sich dieser Bedarf auf nur noch etwa 4 $^{mg}/_{L}$ im Oktober (Abb. 54). Durch diese Werte ist zu schließen, dass sich im Mai dreimal so viel organisches Material im Wasserkörper des Sees befand wie im Oktober

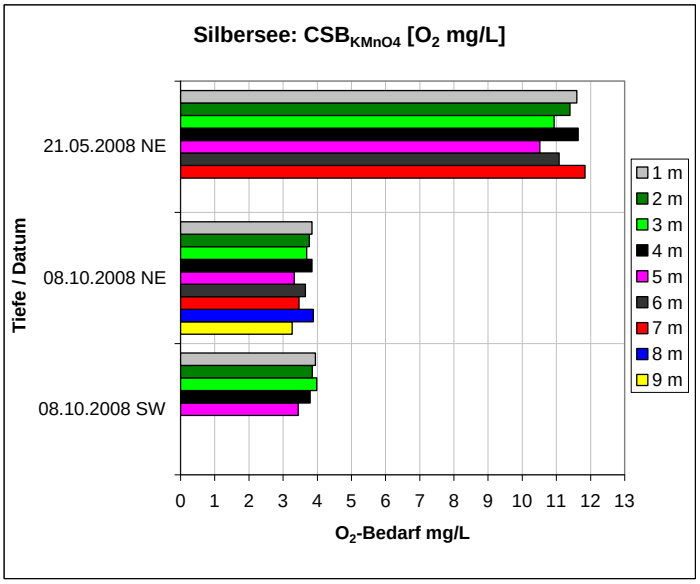

Abb. 54: Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) im Silbersee

Der Trinkwassergrenzwert von 0,5 $^{mg}/_{L}$ Sauerstoffbedarf wurde sowohl in den Probenwässern aus den Bohrungen, wie auch von sämtlichen Probenwässern aus dem See überschritten. Im Mai lag dabei eine deutlich höhere Belastung vor als im Oktober.

Während im März 2000 im Oberflächenwasser des Silbersees ein CSB-Wert von 195 $^{mg}/_{L}$ im südwestlichen Teil und 389 $^{mg}/_{L}$ im nordöstlichen Teil des Sees ermittelt wurde, so fielen die Werte ein Jahr später zurück auf 17,6 $^{mg}/_{L}$ bzw. 16,8 $^{mg}/_{L}$ (BAIER 2001). Aus diesen Vergleichswerten lässt sich jedoch kein direkter Zusammenhang zwischen jahreszeitlichen oder lokalen Gegebenheiten mit dem CSB-Wert schließen.

9.7.19 Biochemischer Sauerstoffbedarf BSB_5 DIN 38409 T.51

Im Mai 2008 wiesen vor allem die Bohrungen B03, FP01, FP02 und FP03 einen extrem hohen biochemische Sauerstoffbedarf auf. In Abbildung 55 ist dies daraus ersichtlich, dass bei diesen Messstellen keine Messwerte gegeben sind. In diesen Bohrungen war der biochemische Sauerstoffbedarf so hoch, dass bereits nach einem Tag fast der gesamte Sauerstoff in den Probenwässern biochemisch abgebaut war. Bereits nach einem Tag wurde hierbei der Sauerstoffgehalt von 2 $^{mg}/_{L}$ unterschritten und es konnte kein Korrekturwert mehr ermittelt werden, da für diesen mindestens der Messwert des zweiten Tages erforderlich ist. Ein solch schneller Abbau von Sauerstoff fand auch im Probenwasser der Bohrung FP02 im Oktober 2008 statt. In Bohrung FP03 wurde der Messwert im Oktober nach dem zweiten Tag mit dem Faktor 1,8 korrigiert, da hier ebenfalls eine Unterschreitung unter 2 $^{mg}/_{L}$ stattfand. Der größte Sauerstoffbedarf wurde in der Bohrung B02 (Mai 2008) und FP01 (Oktober 2008) mit 6,5 $^{mg}/_{L}$ ermittelt.

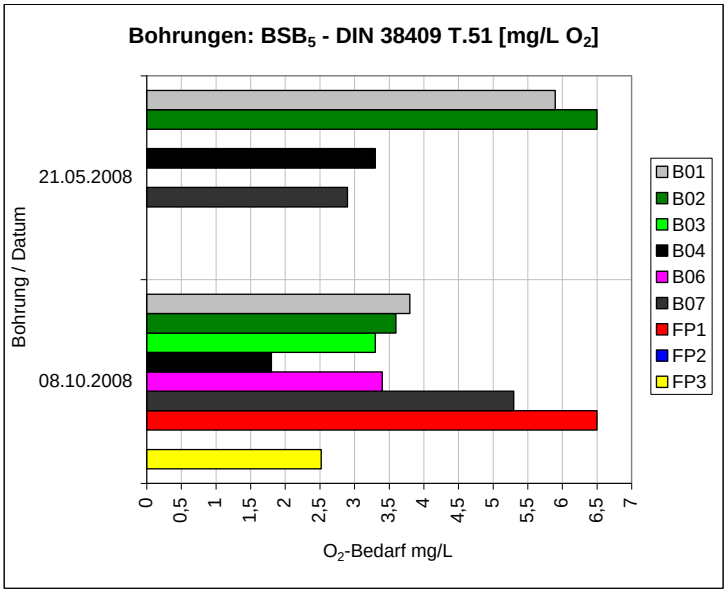

Abb. 55: Biochemischer Sauerstoffbedarf in den Bohrungen um den Silbersee

Im März 2000 wurde in den Bohrungen B02 und FP03 die höchsten BSB_5-Werte ermittelt. Sie erreichten Werte von 7,2 $^{mg}/_{L}$ bzw. 9,5 $^{mg}/_{L}$. Die Probenwässer der Bohrungen B04, B07 und FP03 wiesen BSB_5-Werte von 7,5 $^{mg}/_{L}$, 10,0 $^{mg}/_{L}$ bzw. 7,4 $^{mg}/_{L}$ auf (BAIER 2001).

Im Wasserkörper des Silbersees wurde der Richtwert von 2 $^{mg}/_{L}$ im Mai 2008 in jeder Wassertiefe ab dem dritten Tag der Messreihe unterschritten. Im Oktober erfolgte diese Unterschreitung im nordöstlichen Teil des Sees in Tiefen von einem

bis sechs Metern und in neun Metern. Im südwestlichen Teil wurde der Richtwert ab zwei Meter Wassertiefe unterschritten. Die Korrektur der Messwerte erfolgte mit den Faktoren 1,8 (Mai 2008) und 1,4 (Oktober 2008). Lediglich im Oktober konnte im Nordosten bei den Probenwässern aus sieben und acht Metern Tiefe und aus dem südwestlichen Wasser aus einem Meter Tiefe eine vollständige, fünftägige Messreihe erfolgen. Der maximale Sauerstoffbedarf wurde im Mai in einer Tiefe von sechs Metern mit 7,4 $^{mg}/_{L}$, im Oktober bei einer Tiefe von acht Metern (6,3 $^{mg}/_{L}$) im Nordosten bzw. in vier und fünf Metern Tiefe (5,9 $^{mg}/_{L}$) im Südwesten ermittelt (Abb. 56). Ein vergleichbarer Verlauf der Messreihen ist hierbei jedoch nicht festzustellen.

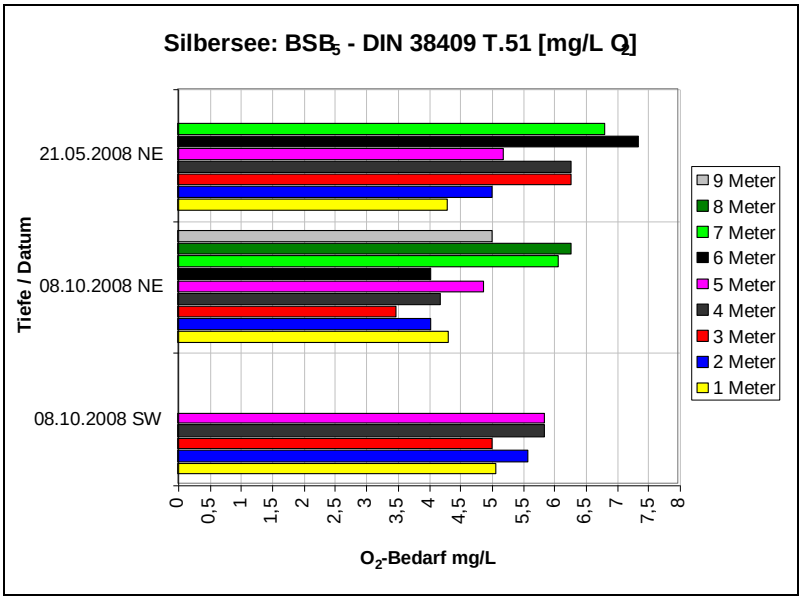

Abb. 56: Biochemischer Sauerstoffbedarf im Silbersee

Auch durch die Analyse des BSB_5-Wertes des Oberflächenwassers durch BAIER (2001) konnten keine Zusammenhänge zwischen den Werten und einem jahreszeitlichen Einfluss geschlossen werden. So wies das nordöstliche Oberflächenwasser im März 2000 einen BSB_5-Wert von 10 $^{mg}/_{L}$ auf, das südwestliche einen Wert von 12 $^{mg}/_{L}$. Im März des Folgejahres konnte nur noch im Südwesten ein Wert von 8 $^{mg}/_{L}$ ermittelt werden. Der im Nordosten fiel auf 0,0 $^{mg}/_{L}$.

9.7.20 BSB_5 – Sauerstoffzehrung DIN 38409 T.52

In den Bohrungen um den Silbersee wiesen im Mai 2008 vor allem die Bohrungen B03, FP01, FP02 und FP03 einen erhöhten Wert der Sauerstoffzehrung auf. Hierbei wurden Werte des Sauerstoffverbrauchs von 41 $^{mg}/_{L}$ (B03), 43 $^{mg}/_{L}$ (FP03), 46 $^{mg}/_{L}$ (FP01) und 50 $^{mg}/_{L}$ (FP02) ermittelt (Abb. 57). Wie bereits erwähnt, wird eine hohe Sauerstoffzehrung beispielsweise beim Abbau organischer Substanz erreicht. Wie bereits in Kapitel 9.7.12 erläutert, liegt hierbei die Vermutung nahe, dass im Bereich der Bohrungen FP01, FP02 und FP03 sehr viel organische Substanz im Deponiekörper abgelagert wurde und nun in diesen Arealen verstärkt abgebaut wird. Die Messwerte des Probenwassers aus Bohrung FP02 überstiegen während der ersten vier Tage der Messreihe den Meßbereich des OxiTops, so dass während dieser Zeit auf eine enorm hohe Sauerstoffzehrung geschlossen werden kann. Im Oktober 2008 wurde ein vergleichbar hoher Wert lediglich im Probenwasser der Bohrung FP02 (42 $^{mg}/_{L}$) ermittelt.

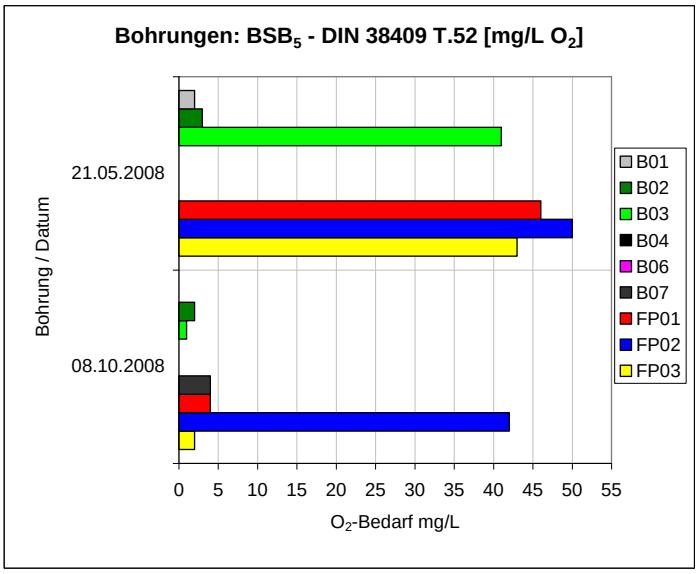

Abb. 57: Sauerstoffzehrung in den Bohrungen um den Silbersee

Betrachtet man Abbildung 57 und 58 im Vergleich, so ist deutlich erkennbar, dass im Mai 2008 in den Bohrungen um den Silbersee ein wesentlich höherer Bedarf an Sauerstoff vorhanden war, als im Wasserkörper selbst. Im Oktober 2008 hingegen, schien sich dieses Verhältnis so geändert zu haben, dass im Wasserkörper ein wesentlich höherer Bedarf an Sauerstoff bestand, als in den Wässern der umliegenden Bohrungen. Im Mai wurde hierbei ein maximaler Sauerstoffbedarf von 8 $^{mg}/_{L}$ in einem Meter Tiefe ermittelt. Im Oktober schwankten die Werte zwischen 9 $^{mg}/_{L}$ und 13 $^{mg}/_{L}$ im nordöstlichen und zwischen 10 $^{mg}/_{L}$ und 14 $^{mg}/_{L}$ im südwestlichen Bereich des Sees. Diese Umkehrung der Wertemaxima ist dadurch zu erklären, dass

sich im Wasserkörper des Sees im Oktober mehr organische Stoffe angesammelt hatten, als im Mai und dieses zu diesem zweiten Beprobungszeitpunkt bereits verstärkt abgebaut wurden (Abb. 58).

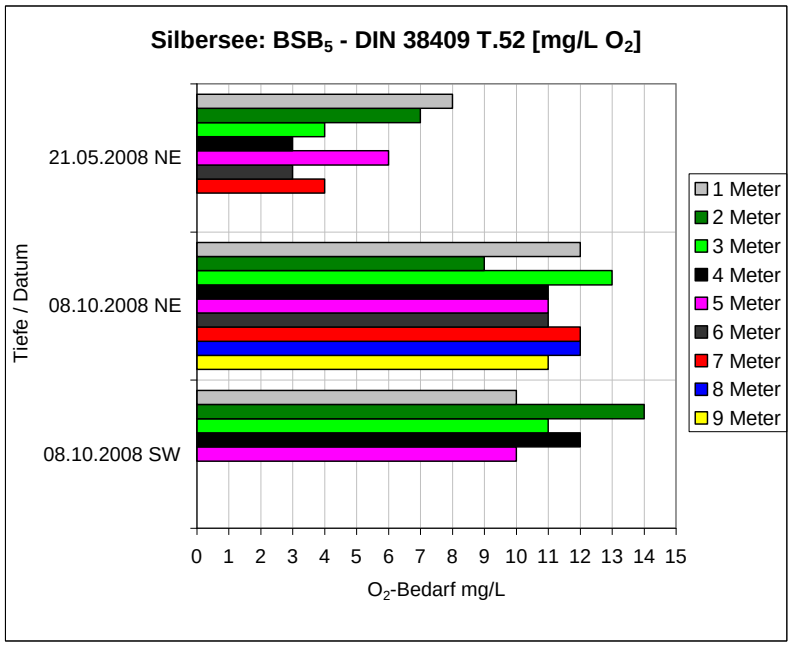

Abb. 58: Sauerstoffzehrung im Silbersee

9.7.21 AOX-Werte

Der Wasserparameter AOX umfasst alle adsorbierbaren organischen Halogen-Kohlenwasserstoffe, welche mit Fluor, Chlor, Brom und Jod gebildet werden. Zu diesen Parametern gehören unter anderem LCKWs, CKWs und FCKWs, welche allesamt nicht natürlich vorkommen und deshalb Leitparameter für industrielle Abfälle darstellen.

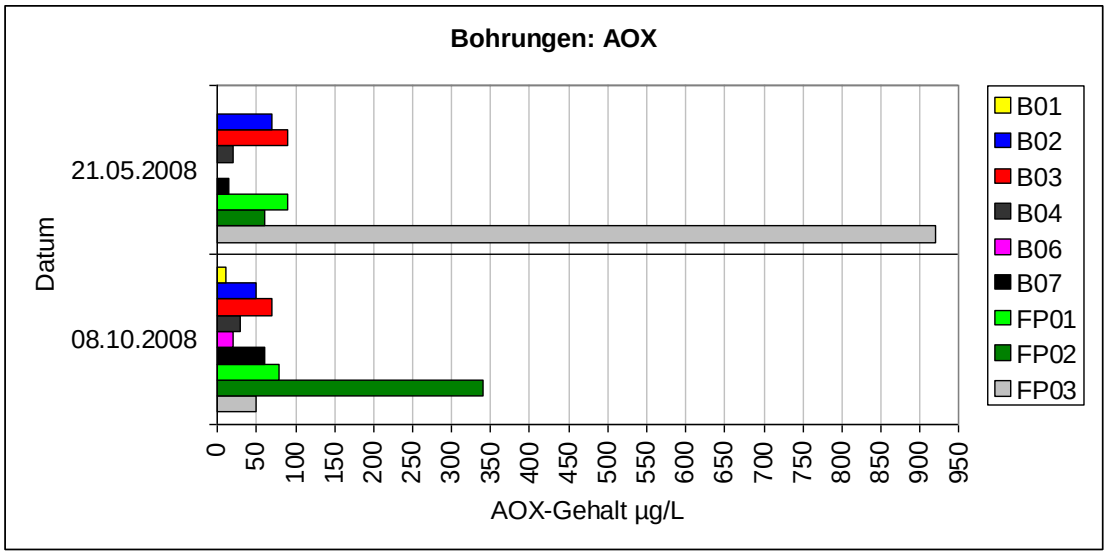

Abb. 59: AOX-Gehalte in den Bohrungen um den Silbersee

Sieht man von einer Hintergrundbelastung von 10 $^{\mu g}/_{L}$ ab, so sind innerhalb beider Beprobungen sämtliche Wässer aus den Bohrungen, mit Ausnahme von Bohrung B01, mit höheren AOX-Gehalten belastet. Das Probenwasser aus Bohrung FP03 erreichte mit einem Wert von 920 $^{\mu g}/_{L}$ im Mai 2008 das Maximum der Messreihe (Abb. 59). Im Oktober 2008 wurde im Wasser der Bohrung FP02 der zweithöchste Gehalt an AOX, mit 340 $^{\mu g}/_{L}$, gemessen.

Die Beprobung der Wässer in den Bohrungen um den Silbersee durch BAIER (2001) ergab, dass im März 1999 der AOX-Wert des Wassers aus Bohrung B01 mit 100 $^{\mu g}/_{L}$ den geringsten Wert aufwies, was an ihrer randlichen Lage zum Deponiekörper lag. In allen anderen Bohrungen ergaben sich Werte zwischen 370 $^{\mu g}/_{L}$ und 730 $^{\mu g}/_{L}$. Im März 2000 hingegen wies das Wasser aus Bohrung B06 (zentrale Lage im Deponiekörper) mit 110 $^{\mu g}/_{L}$ den geringsten Messwert auf. Die Spanne der anderen Probenwässer lag zu diesem Zeitpunkt zwischen 230 $^{\mu g}/_{L}$ und 880 $^{\mu g}/_{L}$.

In Abbildung 60 ist deutlich zu erkennen, dass im Wasserkörper des Silbersees eine erhöhte Konzentration an AOX in bestimmten Tiefen auffindbar war. Im Mai 2008 trat diese Schichtung in vier Metern Tiefe auf. Im Oktober 2008 verlagerte sich diese Schichtung in zwei Meter Tiefe im nordöstlichen Bereich und auf drei Meter Tiefe im südwestlichen Bereich des Sees. Im Mai wurden in dieser angereicherten Schicht 320 $^{\mu g}/_{L}$ gemessen. Im Oktober erreichten die Gehalte nur noch Werte von 250 $^{\mu g}/_{L}$ im Südwesten und 130 $^{\mu g}/_{L}$ im Nordosten (Abb. 60).

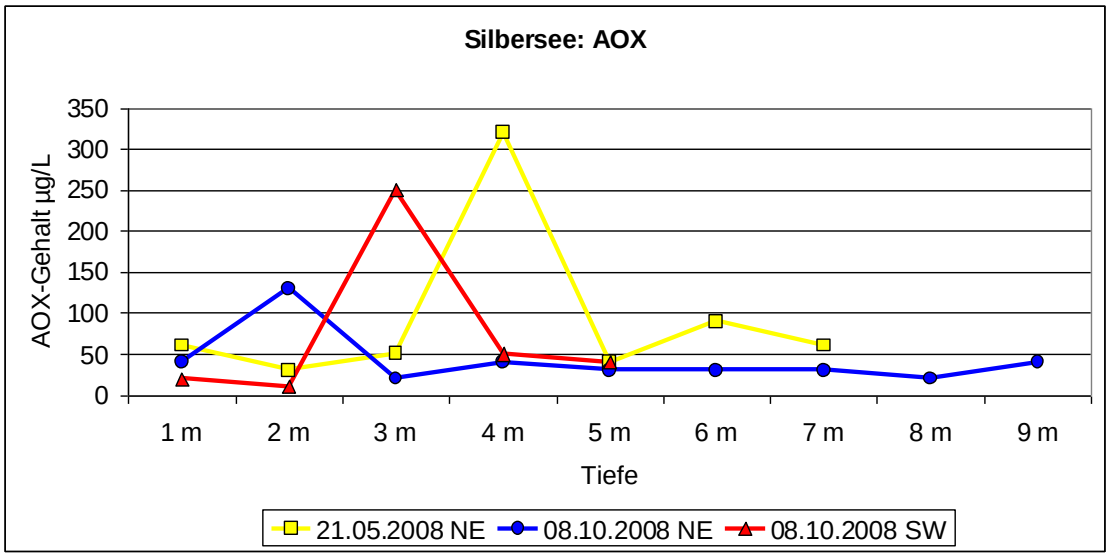

Abb. 60: AOX-Gehalte im Silbersee

Während das gesamte Oberflächenwasser im März 1999 einen konstanten AOX-Wert von 600 $^{\mu g}/_{L}$ aufwies, so lies sich im März 2001 ein deutlicher Unterschied zwischen dem nordöstlichen Seebereich (620 $^{\mu g}/_{L}$) und dem südwestlichen Seebereich (120 $^{\mu g}/_{L}$) erkennen (BAIER 2001).

Grenzwerte existieren erst für sehr wenige AOX-Verbindungen, daher beruht die Spezifikation von AOX-Werten auf das Vorhandensein bzw. der Lokalisierung von Emissionsquellen. Anhand der ermittelten Werte ist eine spezifische Emissionsquelle bzw. eine starke Grundwasserkontamination zu beschreiben. Diese AOX bauen sich nur sehr langsam ab und werden deshalb noch lange Zeit im Silbersee nachweisbar sein. Des Weiteren sind AOX-Verbindungen lipophil und reichern sich u.a. im Fettgewebe der im See lebenden Fische an. Auch wenn der Silbersee als Zuchtweiher dient, so ist von einem Verzehr gefangener Fische dringend abzuraten.

9.8 Zusammenfassung und Vergleich der Ergebnisse

In Anlage 3.3, im Anhang dieser Diplomarbeit, finden sich Übersichtskarten mit den Standorten der Bohrungen im Arbeitsgebiet um den Silbersee. Für die meisten, der in Kapitel 9.7 bearbeiteten, Parameter wurde eine eigene Karte mit den dazugehörigen Entwicklungen der Messwerte von Juli 1991 bis Oktober 2008 erstellt.

9.8.1 Temperatur

Die Temperaturen der Probenwässer aus den Bohrungen und dem See lassen sich deutlich voneinander unterscheiden. Während die Probenwässer des Sees deutliche jahreszeitliche Unterschiede aufwiesen, blieben die Temperaturen der Wässer in den Bohrungen relativ konstant und wiesen viel geringere Schwankungen als der Silbersee selbst auf. Der augenscheinliche Temperaturanstieg im September 1999 (Anlage 3.3) darf hierbei nicht missgedeutet werden. Die Temperaturen im September 1999 unterscheiden sich nur gering von den Temperaturen im Oktober 2008. Lediglich die beiden geringeren Vergleichswerte in den Diagrammen vom März 1999 und März 2000 lassen diese Vermutung zu. Sowohl im Silbersee als auch in den Bohrungen ist ein jahreszeitlicher Temperaturverlauf zu beobachten, der im See allerdings wesentlich besser ausgeprägt ist, als in den Bohrungen, da diese durch

das umliegende Erdreich besser isoliert sind. Oftmals liegen die Temperaturen der Probenwässer auch deutlich über der normalen Grundwassertemperatur von etwa +10 °C. Dies beruht auf chemischen und biologischen Prozessen innerhalb des Deponiekörpers und der Bohrungen. Durch die Umwandlung von Ammonium zu Nitrat und dem Abbau von organischer Substanz durch Bakterien entsteht Wärme, welche zu einem Anstieg der Grundwassertemperatur in den betroffenen Arealen führen kann.

9.8.2 Leitfähigkeit

Während die Leitfähigkeit im Silbersee im Zeitraum von Juli 1999 bis Oktober 2008 relativ geringen Schwankungen zwischen 1900 $^{\mu S}/_{cm}$ und 2700 $^{\mu S}/_{cm}$ unterlag, so zeigten sich in den Wässern der Bohrungen deutlich größere Schwankungen. Erwähnenswert scheint hierbei der Peak im September 1999 in den Messungen der Bohrungen B01, B03, B04 und B06 (Anlage 3.3). Vor allem in Bohrung B01 ist dieser hohe Wert, der alle anderen dieser Bohrung um etwa 1000 $^{\mu S}/_{cm}$ übersteigt, sehr auffällig. Da die spezielle elektrische Leitfähigkeit durch im Wasser gelöste Ionen gesteuert wird, muss es im September 1999 zu einem erhöhten Eintrag, oder einem erhöhten Lösungsvorgang solcher Ionen gekommen sein. Die spezielle elektrische Leitfähigkeit schwankt in den Bohrung zwischen 100 $^{\mu S}/_{cm}$ und 5000 $^{\mu S}/_{cm}$. Dabei ist keine jahreszeitliche Regelmäßigkeit zu erkennen. Lediglich Niederschläge und daraus resultierende verstärkte Lösung von Ionen erhöhen die Leitfähigkeit. Die flachen Bohrungen FP01 bis FP03 wiesen zusätzlich viel höhere Werte der Leitfähigkeit auf, als die restlichen Bohrungen. Dies beruht auf der Tatsache, dass diese flachen Bohrungen direkt in den Deponiekörper abgeteuft wurden und sich somit gelöste Ionen schnell akkumulieren können. Auch der schwächere Durchstrom des Grundwassers in diesen flachen Lagen begünstigt die erhöhte Konzentration.

9.8.3 Sauerstoffgehalt

Vergleicht man den Sauerstoffgehalt (Anlage 3.3) mit der Temperatur (Anlage 3.3), so lässt sich die Abhängigkeit zwischen diesen beiden Faktoren deutlich erkennen. Bei hohen Grundwassertemperaturen treten geringe Sauerstoffgehalte auf, bei niedrigen Grundwassertemperaturen zeigen sich hohe Sauerstoffgehalte. Dies beruht auf der bereits erwähnten Tatsache, dass in kaltem Wasser mehr Sauerstoff gebunden werden kann, als in warmen. Dieser Zusammenhang ist deutlich im Zeitraum März 1999 bis März 2000 in den Wässern der Bohrung FP03 zu erkennen. Das Oberflächenwasser des Silbersees wies über den gesamten Zeitraum von Juli 1991 bis Oktober 2008 einen hohen Sauerstoffgehalt auf. Lediglich in Zeiten der „Umwälzung des Wasserkörpers“, also dem Durchmischen, sank der Sauerstoffgehalt drastisch auf Werte unter 4 $^{mg}/_{L}$. Innerhalb des bearbeiteten Zeitraums fand dies im September 1999, im März 2008 und im Oktober 2008 statt. Diese Durchmischung des Sees verdeutlicht sich auch in den Ergebnissen, welche in Kapitel 9.7 erläutert wurden. Hierbei wurden in der gesamten Wassersäule des Silbersees oftmals sehr ähnliche bzw. sogar identische Werte der unterschiedlichen Parameter festgestellt. Das Oberflächenwasser des Silbersees wies während des gesamten Beobachtungszeitraums – abgesehen von den oben erwähnten Entnahmezeitpunkten – einen Sauerstoffgehalt zwischen 10 $^{mg}/_{L}$ und 16 $^{mg}/_{L}$ auf und war somit optimal mit Sauerstoff gesättigt. Die Wässer aus den Bohrungen hingegen wiesen mit ihren deutlich geringeren Sauerstoffgehalten eine Tendenz zu reduzierendem Milieu auf (Anlage 3.3).

9.8.4 pH-Wert

Der pH-Wert der Probenwässer aus den Bohrungen lag zu allen Beprobungszeitpunkten unter dem jeweiligen pH-Wert des Oberflächenwassers des Silbersees. Der pH-Wert des Sees schwankte von Juli 1999 bis Oktober 2008 stets zwischen pH 7,9 und pH 8,8 und befand sich somit im schwach alkalischen Bereich. Deutliche Minimalwerte des pH-Wertes traten im Januar 1992 und im September 1999 auf (Anlage 3.3). Die Wässer der Bohrungen hingegen befanden sich mit geringeren pH-Werten im neutralen bis schwach sauren Bereich. Der Silbersee ist somit deutlich alkalischer als der umliegende Uferbereich. Basische Wässer sammeln

sich innerhalb des Sees an, während die Wässer der Bohrungen durch andauernde Pufferkapazität des Bodens in einem neutralen bis schwach sauren Milieu gehalten werden.

9.8.5 Redox-Potential

Das Redox-Potential von Wässern wird, wie bereits erwähnt, in Bereichen zwischen –300 mV (reduzierendes Milieu) und +800 mV (oxidierendes Milieu) angegeben. Das Oberflächenwasser des Silbersees befand sich nach dieser Definition während der Messzeitpunkte zwischen September 1999 und Oktober 2008 im schwach reduzierenden bis schwach oxidierenden Bereich. Auffällig ist, dass seit März 2001 der südwestliche Bereich des Sees ein Redox-Potential von etwa 375 mV aufwies, wohingegen im nordöstlichen Bereich ein Abfall des Potentials von 400 mV (März 2001) auf 190 mV (Oktober 2008) zu beobachten war (Anlage 3.3). Ebenfalls sehr auffällig ist, dass das Redox-Potential zwischen März 2000 und März 2001 in den Wässern der meisten Bohrungen, wie auch im Oberflächenwasser des Silbersees eine deutliche Veränderung in Richtung oxidierendes Milieu erfuhr. Abgesehen von den Probenwässern aus den Bohrungen B07 und FP03 erhöhte sich das Redox-Potential zwischen diesen beiden Zeitpunkten um etwa 200 mV und mehr. Dieser Potentialunterschied lässt darauf schließen, dass zu den Zeitpunkten der Probennahmen ab März 2001 wesentlich mehr oxidierende Verbindungen den Wasserchemismus des Sees dominierten als in den Jahren zuvor.

9.8.6 Stickstoffverbindungen

Ammonium wird von Bakterienstämmen unter Sauerstoffverbrauch in Nitrit umgewandelt, welches wiederum von Bakterien zu Nitrat umgewandelt wird. Reduzierende Gewässer äußern sich durch einen hohen Ammonium- und niedrigen Nitratgehalt, da bei ihnen Ammonium durch großen Sauerstoffverbrauch in Nitrat umgewandelt wurde. Betrachtet man die Anlage 3.3, so ist deutlich zu erkennen, dass, abgesehen von den Bohrungen B01 und B06, alle Probenwässer Ammonium aufwiesen. In den Bohrungen B01 und B06 wurde das Ammonium also entweder zu allen Beprobungszeitpunkten bereits vollständig abgebaut, oder im Bereich dieser Bohrungen trat keine Verunreinigung durch Ammonium auf. Letzteres erscheint

jedoch eher unwahrscheinlich, da aus Anlage 3.3 erkennbar ist, dass zumindest in Bohrung B01 Nitrit gefunden wurde. Da dieses lediglich ein Zwischenprodukt beim Abbau von Ammonium darstellt, kommt es in diesem Bereich durchaus zu Verunreinigungen, jedoch auch zum schnellen Abbau von Ammonium. Auch das Auftreten von Nitrat, dem Endprodukt der Abbaureihe, in den Wässern der Bohrungen B01 und B06 lässt auf einen Abbau von Ammonium schließen. Vergleicht man das Ammoniumaufkommen aus Anlage 3.3 mit dem Sauerstoffgehalt aus Anlage 3.3, so lässt sich der direkte Zusammenhang zwischen Nitrifikation und Sauerstoffverbrauch bestätigen. Ein hoher Ammoniumgehalt lässt somit auf einen geringen Sauerstoffgehalt schließen.

9.8.7 Schwefelverbindungen

Der natürliche Sulfatgehalt von maximal 30 $^{mg}/_{L}$ wurde, abgesehen von einigen Probenwässern aus Bohrung B01, stets weit überschritten. Diese hohen Sulfatgehalte stammen, wie bereits erwähnt, aus dem abgelagerten Bau- und Trümmerschutt in der Deponie. Vor allem in den flachen Bohrungen FP01 bis FP03 reichern sich sulfathaltige Wässer an und erreichten Gehalte von 1600 $^{mg}/_{L}$ (Anlage 3.3). Die Wässer der Bohrung B01 wiesen über den gesamten Untersuchungszeitraum einen relativ geringen Sulfatgehalt auf. Diese geringen Werte werden durch die randliche Lage der Bohrung zur Deponie begünstigt. Da Grundwasser die Deponie und den Silbersee von Südwesten nach Nordosten durchströmt, liegt die Bohrung B01 außerhalb bzw. sehr randlich des Kontaminationsstroms. Auch wurde, vor allem in den flachen Bohrungen, ein hoher Gehalt an Sulfid gemessen. Die Bohrungen B01, B04 und B07 wiesen zu keinem Beprobungszeitpunkt eine Belastung durch Sulfid auf. Die hohen Messwerte im August 1997 (8 $^{mg}/_{L}$) wurden in einer Tiefe von neun Metern festgestellt. Solche Gehalte werden beispielsweise bei einem anaeroben Abbau von organischem Material oder bei der Sulfatreduktion erreicht. Die niedrigen Sauerstoffgehalte in dieser Tiefe zu diesem Zeitpunkt begünstigten diesen anaeroben Abbau. Die Belastung des Oberflächenwassers des Silbersees erreichte während der Messungen lediglich Werte von maximal 0,1 $^{mg}/_{L}$. Somit war ein gewisser Sulfidgehalt zwar wahrnehmbar, jedoch nicht lebensbedrohlich. Wäre es zu einem Zeitpunkt hoher Sulfidgehalte in der Tiefe des Sees zu einem Umwälzen des Wasserkörpers gekommen, so hätten höhere Sulfidgehalte und somit auch geringe

Sauerstoffgehalte im Oberflächenwasser zu einem weiteren Fischsterben, wie es auch aus den Jahren 1984 und 1995 bekannt ist, geführt.

9.8.8 Chlorid

Ein erhöhter Chloridgehalt wird vor allem durch die leichte Löslichkeit von Chloriden begünstigt. Dadurch, dass Grundwasser ungehindert die Deponie Silberbuck durchströmen kann, können in kurzer Zeit viele Ionen gelöst werden. Diese sammeln sich vor allem im stehenden Wasser der flachen Bohrungen FP01 bis FP03 an, welche geringer von Grundwasser durchströmt werden als die tieferen Bohrungen (Anlage 3.3). Auch bei diesem Parameter ist wieder die perifere Lage der Bohrungen B01 und B03 zu erkennen, deren Chloridgehalte mit maximal 110 $^{mg}/_{L}$ deutlich unter den Werten der anderen Probenwässer lagen. Die relativ geringen Chloridgehalte der Bohrung B06 lassen auf eine hohe Durchströmungsrate des Grundwassers schließen, so dass es hier zu keiner erhöhten Konzentration von Chloridionen kommen kann. Das Oberflächenwasser des Silbersees wies während des Beobachtungszeitraumes vom Mai 1996 bis Oktober 2008 Chloridgehalte zwischen 300 $^{mg}/_{L}$ und 800 $^{mg}/_{L}$ auf. Diese Werte lagen deutlich über der Trinkwassergrenze von 250 $^{mg}/_{L}$ und lassen somit auf eine starke Verunreinigung des Sees durch Chloride schließen.

9.8.9 Phosphat

Während der gesamten Messreihe wurde der, bis 2003 bestehende, Grenzwert für Phosphat lediglich im Mai 2008 im Probenwasser der Bohrung FP01 überschritten. Dennoch ist deutlich zu erkennen, dass die Phosphatkonzentrationen in den Wässern aus den Bohrungen wesentlich höher sind, als die Phosphatkonzentration im Oberflächenwasser des Silbersees (Anlage 3.3). Da sich der Stadtteil Langwasser im Südwesten des Silbersees und der Deponie befindet und das Grundwasser nach Nordosten strömt, ist es sehr wahrscheinlich, dass die nachgewiesenen Phosphatkonzentration zum Einen dem Ballungsgebiet Nürnberg-Langwasser und zum Anderen wiederum dem Deponiekörper selbst entstammen. Durch das Passieren des Grundwassers durch die Deponie wird Phosphat ausgewaschen und reichert sich im Wasser der Bohrungen und dem Wasserkörper des Silbersees an.

9.8.10 AOX

Aus den Diagramme im Anlage 3.3 ist deutlich ersichtlich, dass sich die AOX-Gehalte des Oberflächenwassers des Silbersees und der Wässer der umliegenden Bohrungen seit März 2000 wesentlich verringert haben. Während im März 2000 noch Gehalte von maximal 900 $^{\mu g}/_{L}$ (Bohrung B04) ermittelt wurden, so wurde ein so hoher AOX-Gehalt im Jahr 2008 lediglich noch in der Bohrung FP03 festgestellt. Im Oktober 2008 ist der AOX-Gehalt der Bohrung FP02 mit 340 $^{\mu g}/_{L}$ auffällig hoch. Alle anderen Probenwässer erreichten im Jahr 2008 Maximalwerte von 90 $^{\mu g}/_{L}$ und wiesen somit nur noch 10% des Verschmutzungsgrades des Jahres 2000 auf. Wie auch bei anderen Parametern ist auch bei den AOX-Werten eine klare Erhöhung dieser in den flachen Bohrungen FP01 bis FP03 zu erkennen. Durch den geringeren Durchstrom von Grundwasser können sich hier die Halogen-Kohlenwasserstoffe ansammeln. Dadurch, dass diese adsorbierbaren, organischen Halogen-Kohlenwasserstoffe nicht natürlich vorkommen, können diese nur dem, im Deponiekörper abgelagerten, Industriemüll entstammen.

9.9 Zusammenfassung

Zusammenfassend lässt sich resumieren, dass durch die, in der Deponie Silberbuck abgelagerten Haus- und Industrieabfälle, dem Trümmer- und Bauschutt und dem nicht bekannten Deponiegut auch heute, nach über 50 Jahren, noch eine Gefahr ausgeht. Hohe Sulfidkonzentrationen können bei Kontakt zu Atemlähmungen und zum Tod führen. Hiervon geht die größte Gefahr aus. Der enorme Sauerstoffbedarf beim Abbau des vorhandenen Ammoniums unterstützt die Bildung und den Fortbestand der reduzierenden Zone am Grund bzw. der Tiefe des Silbersees. Der hohe Sulfatgehalt entstammt vor allem dem gelösten Gips aus dem Bau- und Trümmmerschutt innerhalb der Deponie und wird des Weiteren noch durch mikrobielle Oxidation begünstigt. Das Oberflächenwasser des Silbersees birgt somit wenig Gefahr. Potentielle Gefahr entstammt dem Tiefenwasser des Silbersees. Bei einer Umwälzung des Wasserkörpers in den Frühlings- oder Herbstmonaten kann es an die Oberfläche steigen und zu Fischsterben führen. Das Baden im See sollte auch weiterhin untersagt bleiben, da, wie bereits erwähnt, vorhandenes Sulfid eine

Lebensgefahr darstellt. Möglichkeiten der Sanierung und der Verbesserung der Wasserqualität werden in Kapitel 12 noch genauer vorgestellt und erläutert.

10 3D-Modellierung

Durch die 3D-Modellierung der Keuperoberfläche im Untergrund von Nürnberg sollen vor allem mögliche Grundwasserbewegungen aufgezeigt werden. Da ehemalige Flussrinnen des Keuper mit mehreren Metern mächtigen, quartären Sanden überdeckt wurden, soll dieses Modell eine Erleichterung zur genauen Bestimmung des Gefälles und der daraus resultierenden Fließrichtung des Grundwassers darstellen.

10.1 Datenrecherche

Die benötigten Daten für die Erstellung des 3D-Modells der Keuperoberfläche des Arbeitsgebietes stammen vor allem aus dem Archiv des Nürnberger Tiefbauamtes. Da dieses Daten jedoch nur in gedruckter Form und nicht digital vorlagen, mussten die benötigten Werte zur weiteren Bearbeitung digitalisiert werden. Diese Eingabe erfolgte von Hand und dient vor allem dazu, die unterschiedliche Beschreibung der Bohrungen durch die verschiedenen Bohrmeister zu vereinheitlichen. Diese Daten wurden letztendlich nicht nur für das 3D-Modell (Anlage 4), sondern auch für die Anfertigung der geologischen Profile (Anlage 1.2) benötigt. Abgesehen von den Bohrdaten des Nürnberger Tiefbauamtes wurde die Deckschichtenkarte von Nürnberg (SPÖCKER 1964) und eine Beschreibung von FICKENSCHER zur Mächtigkeit der quartären Sande (1938) für die Erstellung des Modells mit einbezogen.

10.2 Vorgehensweise

Zu Beginn der Modellierung wurden die Schichtenverzeichnisse von 1436 Bohrpunkten in das Tabellenverarbeitungsprogramm „Microsoft Office – Excel“ eingegeben. Diese Bohrungen, die bis in die frühen 50er Jahre des letzten Jahrhunderts zurück reichen, wurden von verschiedenen Bohrmeistern durchgeführt und aufgenommen. Aus diesem Grunde mussten nun alle Schichtenbeschreibungen auf ein einheitliches Niveau bzw. eine einheitliche Beschreibung gebracht werden. Da diese Daten bislang nicht in digitaler Form vorlagen, benötigten diese Arbeitsschritte die meiste Zeit, stellten jedoch die Grundlage für sämtliche weitere Schritte dar. Nach der Dateneingabe erfolgte der Übertrag und die Beschriftung sämtlicher Bohrpunkte aus den Katasterblättern des Nürnberger Tiefbauamtes auf die zuvor erstellte, maßstabsgetreue Oberflächenkarte des Arbeitsgebietes mittels des Programms „Corel – Designer 9.02“. Nach dem Übertragen der Bohrpunkte folgte die Zuordnung der jeweiligen Teufen mittels des Programms „Genesis II“. Hierbei wurde jeder Bohrung ein spezifischer x- (Rechtswert), y- (Hochwert) und z-Wert (Höhenlage über NN) zugeteilt. Nachdem dieser Arbeitsschritt beendet war, wurde in Gebieten, in denen wenige bis keine Bohrungen abgeteuft worden sind, die Deckschichtenkarte von Nürnberg (SPÖCKER 1964) zu Rate gezogen (Abb. 61). Hierbei wurde an markanten Stellen die Mächtigkeit der quartären Sande von der jeweiligen Höhenlage

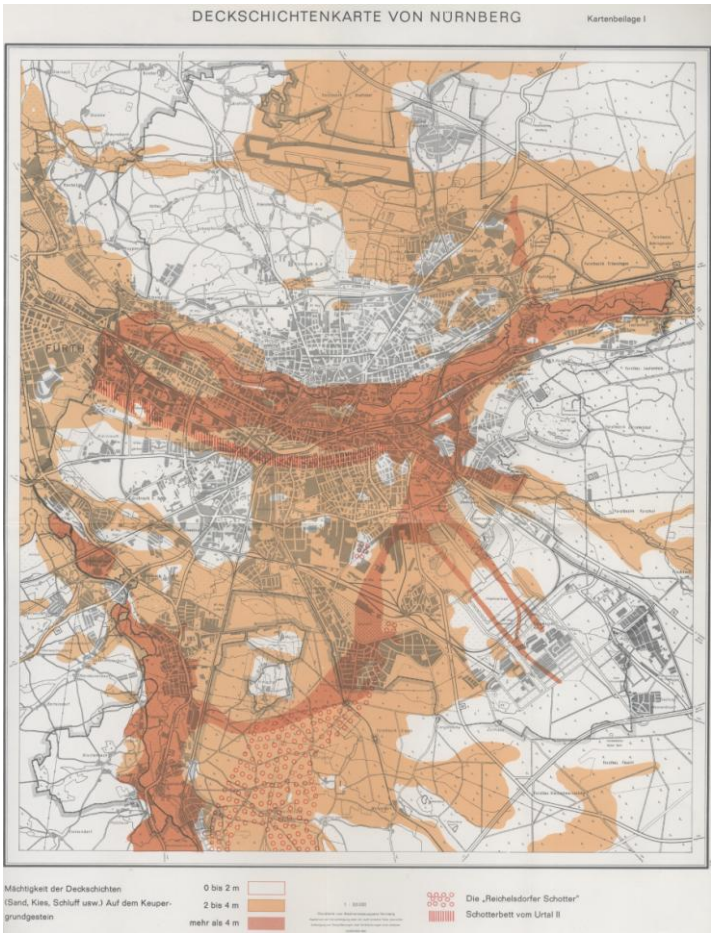

Abb. 61: Deckschichtenkarte von Nürnberg (SPÖCKER 1964)

abgezogen und somit neue Bezugspunkte für die Oberfläche des Keuper geschaffen. Vor allem im südwestlichen und nordöstlichen Teil des Arbeitsgebietes existieren nur sehr wenige bis keine Bohrungen.

Das 3D-Modell der Keuperoberfläche im Untergrund des Arbeitsgebietes wurde anhand des Programms „Golden Software – Surfer“ modelliert. Hierfür wurde über das gesamte Gebiet ein Raster gelegt, das im Abstand von einem Meter Datenpunkte setzt. Nicht vorhandene Werte können somit vom Programm selbständig interpoliert werden. Probleme entstanden hierbei vor allem an den Ecken der Karte, da das Programm hier bei fehlenden Werten Maximal- bzw. Minimalwerte einsetzt und die Höhen des Modells in diesen Bereichen somit völlig verfälscht. In diesen Fällen musste durch Konstruktion der Tiefenlage bzw. Tiefen in denen der Keupersandstein vermutet wurde, manuelle Bezugspunkte eingesetzt werden.

10.3 Modell

Abbildung 62 zeigt das entwickelte topographische Modell der Keuperoberfläche im Untergrund des südöstlichen Stadtgebietes. Die Isohypsen konnten durch die

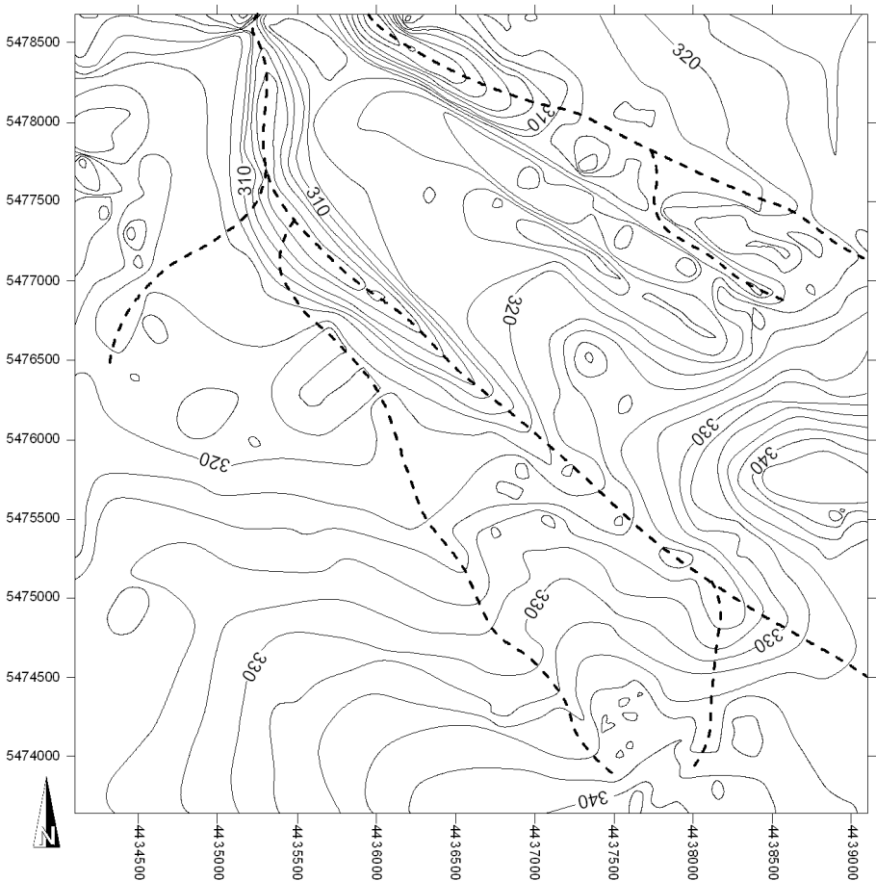

Abb. 62: Topographie der Keuperoberfläche im Untergrund des südöstlichen Stadtgebietes von Nürnberg

Verarbeitung der 1436 Bohrungen, welche von der Stadt Nürnberg abgeteuft wurden, der Deckschichtenkarte von SPÖCKER (1964) und der Beschreibung von FICKENSCHER zur Mächtigkeit der quartären Sande (1938) erarbeitet und definiert werden. Die jeweiligen Achsenabschnitte sind durch Rechts- und Hochwerte nach Gauss-Krüger beschrieben. Auffällig sind vor allem die beiden deutlich erkennbaren ehemaligen Flussrinnen, welche das Gebiet durchziehen. Zum Einen die Hauptrinne, welche von Südosten nach Nordwesten verläuft und hierbei von 334 m ü. NN auf 302 m ü. NN abfällt und zum Anderen die etwas weiter nordöstlich verlaufende Nebenrinne. Diese ist, im Gegensatz zur Hauptrinne schwächer ausgebildet und fällt, bei gleichem Verlauf, von 324 m ü. NN auf 300 m ü. NN ab.

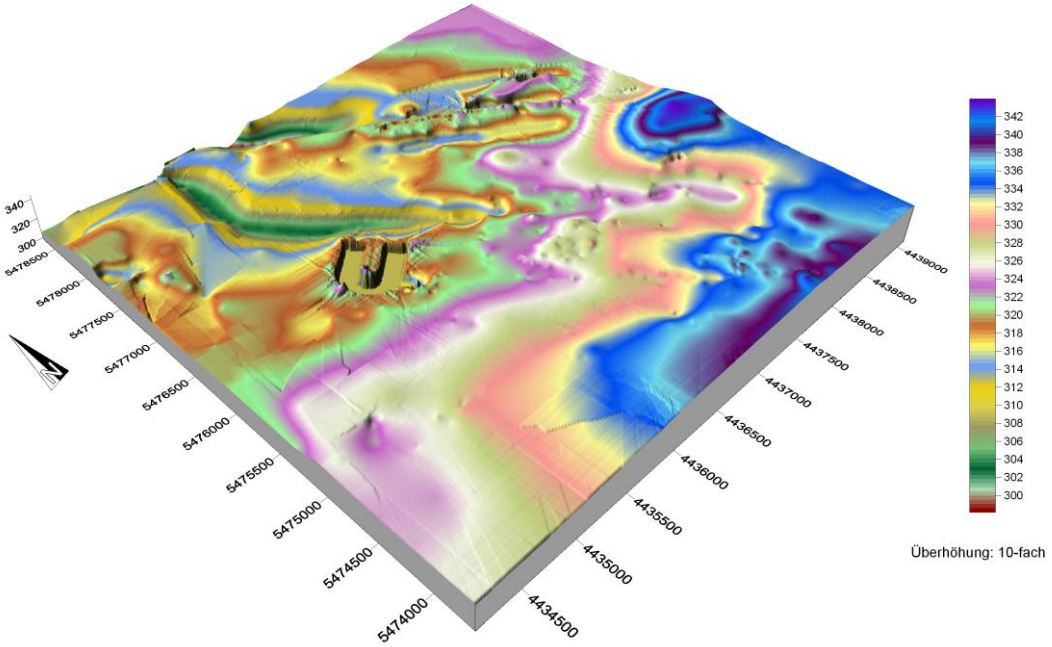

Abb. 63: Perspektivische Ansicht der Keuperoberfläche im Untergrund des südöstlichen Stadtgebietes von Nürnberg

Abbildung 63 verdeutlicht den Verlauf der Rinnen in der Keuperoberfläche durch eine perspektivische Betrachtung aus dem Südwesten des Gebietes. Durch die 10-fache Überhöhung des Modells zeichnen sich sowohl die beiden Rinnen, wie auch die ehemalige Baugrube des „Deutschen Stadions“ ab. Allgemein ist ein Abfall der Höhenlage der Keuperoberfläche von Südosten nach Nordwesten zu beobachten, was sich auch in der Fließrichtung des Grundwassers abzeichnet (vgl. Kap. 11). Die höchsten Lagen der Keuperoberfläche befinden sich somit im südöstlichen und östlichen Teil des Arbeitsgebietes, also unterhalb von Langwasser Mitte (342 m ü. NN) und östlich des Südklinikums (342 m ü. NN). Die tiefsten Lagen der

Keuperoberfläche befinden sich im nördlichen Arbeitsgebiet mit 300 m ü. NN im Bereich der kleineren Rinne unterhalb der heutigen Zerzabelshofstraße.

10.4 Problematik durch die Baugrube des Silbersees

Die ehemalige Baugrube des „Deutschen Stadions“ und die heute existierende Deponie Silberbuck mit dem angrenzenden Silbersee stellen durch ihre direkte Nachbarschaft zur größeren der beiden Rinnen ein Risiko dar. Bei einem erhöhten Grundwasserspiegel, welcher beispielsweise durch erhöhte Niederschläge hervorgerufen werden kann, könnte sauberes Grundwasser, das in der Rinne nach Nordwesten fließt, in Kontakt mit kontaminierten Grundwasser der Deponie und des Silbersees geraten. In diesem Fall käme es zu einer Kontamination des Grundwassers innerhalb der Rinne, welches dann nach Nordwesten, also in Richtung Stadtmitte, gelangen würde. Abbildung 63 zeigt, dass zwischen der Rinne und der Baugrube zwar kein direkter Kontakt besteht, die beiden jedoch nur durch eine schmale Schwelle voneinander getrennt sind. Bei einem Übertritt von verschmutztem Wasser über diese Schwelle würde es zwar zu keiner bedrohlichen Verschmutzung des Grundwassers kommen (dies wurde durch vorangegangene Analysen bestätigt), jedoch würden sich die Gehalte an Sulfid, Chlorid, Leitfähigkeit etc. im strömenden Grundwasser der Rinne merklich erhöhen.

11. Grundwasserbewegungen

Für die Analyse der Grundwasserbewegungen wurden die Grundwasserstände innerhalb der Bohrungen um den Silbersee sowie die Wasserstände des Silbersees, des Großen und Kleinen Dutzendteiches, des Flachweihers und des Langwasserbaches gemessen und zueinander in Relation gesetzt. Um Vergleiche und Rückschlüsse aus diesen Daten ziehen zu können wurden 15 Grundwassergleichen-Karten (GwK) der letzten zehn Jahre miteinander verglichen (Anlage 5). Während die Grundwasserbewegungen im Bereich des Silbersees und des Silberbucks in den Jahren 1999 bis 2001 bereits durch BAIER (2001) beschrieben wurden, so soll im Folgenden der Beobachtungszeitraum auf zehn Jahre erweitert werden. Ein Teil dieser Daten wurde durch Studentinnen und Studenten der Friedrich-Alexander-

Universität Erlangen-Nürnberg während des Kurses „Hydrogeologie I“ aufgenommen und durch Dr. Alfons Baier zur Verfügung gestellt.

Beim direkten Vergleich der Fließrichtungen des Grundwassers mit den Monatsniederschlägen (DWD 2009) stellte sich heraus, dass bei hohen Niederschlagsmengen sowohl eine Bewegung nach Nordwesten – entsprechend dem allgemeinen Gefälle des Gebietes – wie auch nach Südosten stattfinden kann. Tabelle 14 zeigt beispielsweise, dass im September 1999 und im April 2006 bei annähernd gleicher Niederschlagsmenge (46,6 mm bzw. 43,4 mm) unterschiedliche Fließrichtungen des Grundwassers auftraten.

Zeitpunkt	mm Niederschlag	Fließrichtung
März 1999	38,7	Deponie >>> Silbersee
April 1999	44,8	Deponie <<< Silbersee
Mai 1999	73,5	Deponie >>> Silbersee
September 1999	46,6	Deponie <<< Silbersee
März 2000	76,3	Deponie <<< Silbersee
April 2000	17	Deponie >>> Silbersee
März 2001	134,8	Deponie <<< Silbersee
April 2001	56,5	Deponie >>> Silbersee
April 2002	26,5	Deponie >>> Silbersee
April 2003	13,8	Deponie <<< Silbersee
April 2004	23,4	Deponie >>> Silbersee
März 2005	19	Deponie >>> Silbersee
April 2006	43,4	Deponie >>> Silbersee
April 2007	6,9	Deponie >>> Silbersee
April 2008	79,5	Deponie >>> Silbersee

Tab. 14: Monatsmittel der Niederschläge [mm] und die jeweilige Fließrichtung des Grundwassers

Des Weiteren ist erkennbar, dass sowohl bei hohen Niederschlagsmengen (März 2001 – 134,8 mm) als auch bei geringen Niederschlagsmengen (April 2003 – 13,8 mm) eine Umkehrung der begünstigten Fließbewegung auftritt.

11.1 Karte der Grundwasserbewegung

Die beiden oben angesprochenen Fälle der Grundwasserbewegungen sollen nun im Folgenden an zwei Beispielen verdeutlicht werden. Abbildung 64 zeigt die „normale“ Bewegungsrichtung des Grundwassers von Südosten nach Nordwesten, also vom Deponiekörper in den Silbersee, auf. Hierbei verläuft die Grundwasserbewegung entsprechend dem natürlichen Gefälle der Erdoberfläche, wie auch dem der Keuperoberfläche im Untergrund.

Abbildung 65 hingegen zeigt eine der temporären Situationen, in denen die Grundwasserfließrichtung von der „normalen“ Bewegung abweicht und diese sogar

umkehrt. In diesen Fällen strömt Grundwasser aus dem Silbersee zurück in die Deponie und wird dort durch vorhandene und konzentriert abgelagerte Schadstoffe kontaminiert.

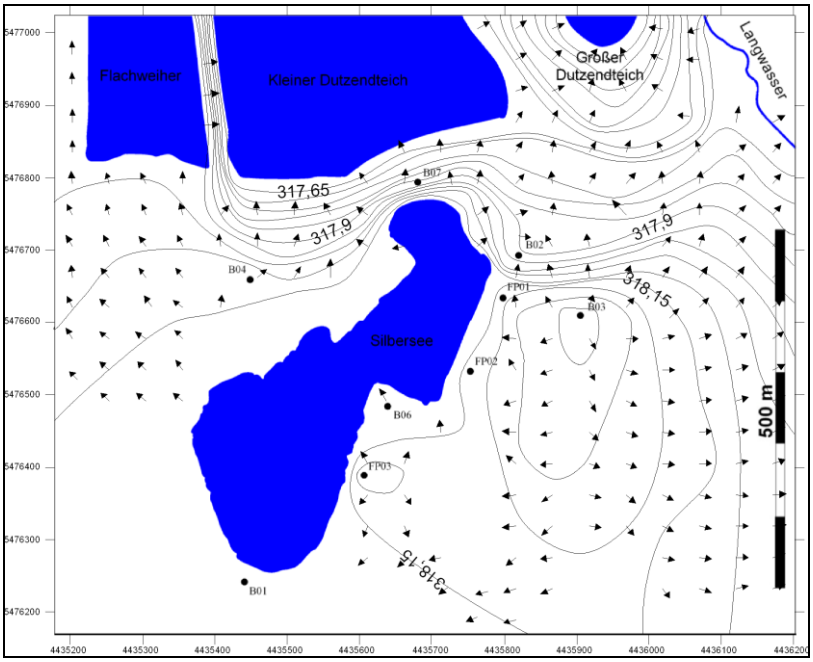

Abb. 64: Grundwasserbewegung im April 2000; Bewegung von der Deponie in Richtung See

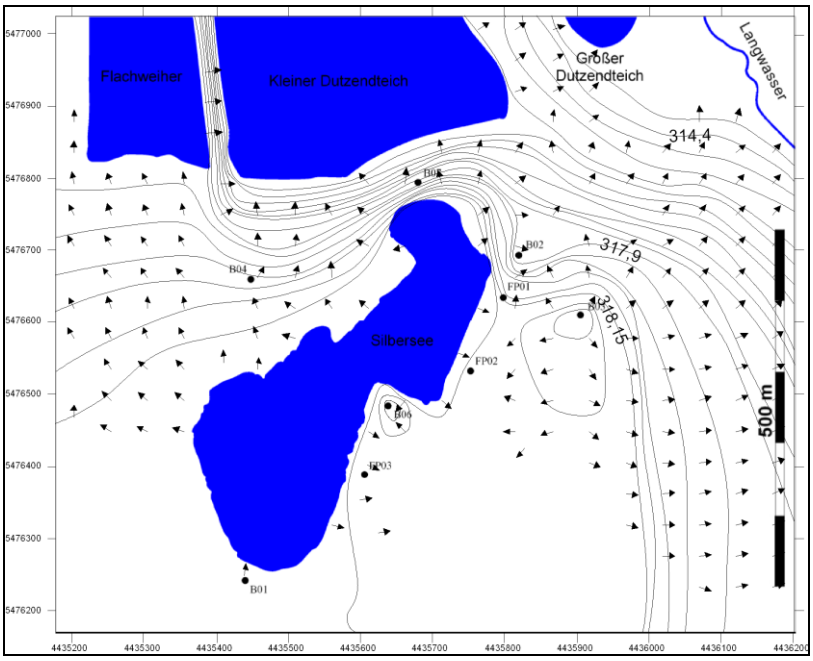

Abb. 65: Grundwasserbewegung im März 2000; Bewegung vom Silbersee in Richtung der Deponie

Diese Umkehrung der Grundwasserfließrichtung tritt vor allem unter speziellen hydrogeologischen Gegebenheiten auf. Zu diesen gehören u. a. starke Niederschlagsereignisse oder Schneeschmelzen (BAIER 2001). Eine solche

Umkehrung der Bewegungsrichtung erfolgt meist in den Folgewochen nach eben genannten Ereignissen.

12 Sanierungsmöglichkeiten

12.1 Auffüllung des Sees auf zwei bis drei Meter Resttiefe

Eine Auffüllung des Silbersees bis auf eine Resttiefe von zwei bis drei Metern wäre mit einer mehrjährigen Baumaßnahme verbunden, welche in einzelnen Zeitintervallen erfolgen müsste. Der Seeboden würde dabei mit Sand aufgefüllt und anschließend mit einer Tonschicht bedeckt werden. Nach der Setzung des eingebrachten Sandes müsste erneut mit Sand aufgefüllt werden, bis die gewünschte Resttiefe erreicht ist. Nun erst könnte die Bedeckung mit einer Tonschicht folgen. Durch solch eine Aufschüttung kann erreicht werden, dass der Seegrund nicht mehr in den Bereich der reduzierenden Zone fällt und ein Gleichgewicht im Wasserkörper entsteht. Sauerstoffreiches Oberflächenwasser könnte sich somit besser mit tieferem Wasser vermischen und es würde keine sauerstofffreie Zone am Grund geben. Auch das Einströmen von kontaminierten Grundwasser könnte so verhindert bzw. minimiert werden, da dieses durch die eingebrachte Tonlage unter den neuen, flacheren See abgeleitet wird (Abb. 66).

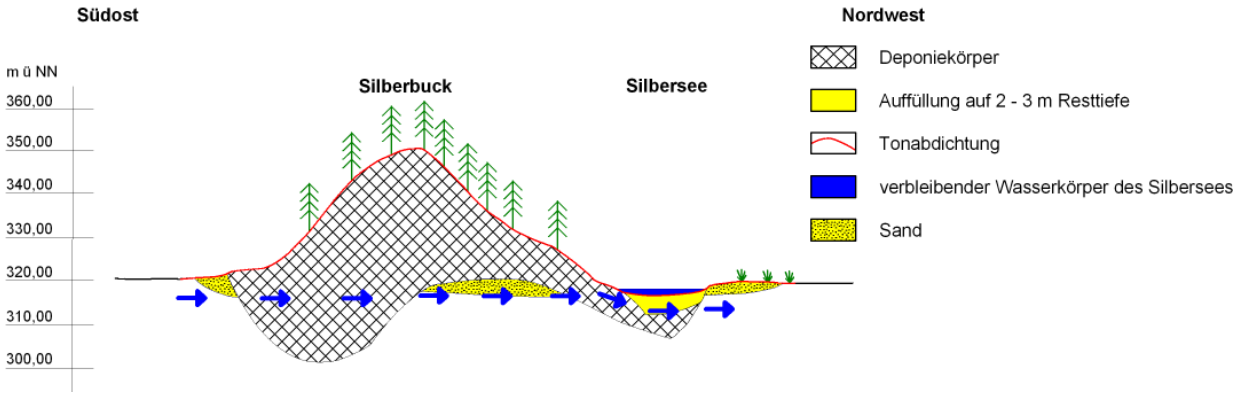

Abb. 66: Silberbuck mit Oberflächenabdichtung und Silbersee mit reduzierter Tiefe

12.2 Entfernung des O_2-zehrenden Sediments

Für die Entfernung von sauerstoffzehrenden Sedimenten würde ein Saugbagger die Flachwasserbereiche des Sees von der Wasserseite her befahren und Schlamm bis in eine Tiefe von drei bis vier Metern aufsaugen und an Land pumpen. Hierfür müssten zwei, etwa 50.000 m³ fassende, Absetzbecken in direkter Nähe des Sees errichtet und gesichert werden. Das Entfernen des Sediments aus dem See würde dabei einen Zeitraum von etwa vier Wochen in Anspruch nehmen. Die Trocken- und Absetzphase jedoch ein bis zwei Jahre. Das Wasser, das dadurch dem See entnommen wurde, muss anschließend auch wieder zurück geführt werden, um ein Nachsickern stark belasteter Grundwässer zu vermeiden. Durch dieses Verfahren könnte, hervor gerufen durch den Minderbestand an reduzierendem Sediment, die oxidierenden Vorgänge des Sees erhöht werden und sich somit ein zeitlich begrenztes Gleichgewicht einstellen lassen. Durch den ständigen Nachfluss belasteten Grundwassers aus der Deponie würde sich im Laufe der Zeit erneut ein reduzierendes Milieu einstellen. 1991 wurden die Kosten für diese Maßnahme auf über 200.000 DM geschätzt, heute müsste für solch eine Maßnahme ein vielfaches des Betrages aufgebracht werden.

12.3 Durchleitung des Neuselsbrunngrabens durch den Silbersee

Eine weitere Möglichkeit zur Verbesserung der Wasserqualität des Sees bestünde durch die Durchleitung des Neuselsbrunngrabens durch den Silbersee. Dies würde jedoch keine Lösung, allenfalls eine Verschiebung des Problems darstellen, da sich durch die Zuleitung von reinerem Wasser zwar die Qualität des Seewassers verbessert, anschließende Gewässer dadurch aber kontaminiert werden würden. Letztlich ist diese Methode aber hinfällig, da der Graben seit 1986 verrohrt ist und seitdem der Abwasserbeseitigung dient.

12.4 Abgrabung der westlichen Landzunge

Die Landzunge im westlichen Uferbereich trennt die dortige Flachwasserzone fast vollständig vom restlichen Wasserkörper und damit vom Wasser- und Gasaustausch ab. Durch die Abtragung dieser Landzunge und die daraus folgende Vergrößerung

des Flachwasserbereiches würde die Wasserzirkulation innerhalb des Sees gefördert werden und somit zu einer, wenn auch nur leichten, Verbesserung der Situation führen.

12.5 Absenkung des Wasserspiegels

Eine permanente Absenkung des Wasserspiegels ist zwar möglich, wirtschaftlich und ökologisch jedoch nicht tragbar. Eine solche Absenkung würde die Anreicherung kontaminierter Grundwässer im See fördern. Durch eine Absenkung käme es zu einem erhöhten Einströmen belasteter Wässer aus der Deponie, wodurch sich die Wasserqualität auf Dauer sogar verschlechtern würde. Für eine andauernde Absenkung des Wasserstandes sind Pumpen von Nöten, da der See ausschließlich von Grundwasser gespeist wird und sich ohne diese schnell wieder auf sein normales Niveau einpendeln würde.

12.6 Abtrennung der Deponie durch Spundwände

Eine Abtrennung von der Deponie, beispielsweise durch eine Spundwand, stellt eine relativ unnötige Maßnahme dar, da dadurch zwar ein weiterer Zufluss von Schadstoffen unterbunden wird, das Deponiegut innerhalb des Sees aber außer Betracht gelassen wird. Auch wenn das Volumen der Auffüllung innerhalb des Sees nur ein Bruchteil dessen ist, welches im Silberbuck abgelagert ist, so nimmt es doch einen erheblichen Einfluss auf die Wasserqualität. Des Weiteren würde durch den Einbau einer Spundwand zwar der Kontaminationsgrad des Silbersees reduziert werden, die Verschmutzung des umliegenden Grundwassers jedoch erhalten bleiben. Eine Spundwand, welche die Deponie und den See einfassen würde, würde hingegen zwar die Verschmutzung des umliegenden Grundwassers reduzieren, nicht jedoch die weitere Kontamination des Seewassers.

12.7 Oberflächenabdichtung der Deponie

Eine Oberflächenabdichtung des Hauptdeponiekörpers Silberbuck könnte durch eine Tonschicht erreicht werden. Durch eine Kultivierung mit Fichten und anderen Nadelhölzern kann der bereits schon hohe Anteil an Rückhaltung durch

Evapotranspiration noch weiter gesteigert werden. Das über die Tonschicht oder eine Drainage abgeleitete Wasser könnte durch geeignete, abgedichtete Gräben in die umliegenden Gewässer abgeleitet werden. Eine Aufbereitung wäre nicht erforderlich, da das Wasser keinen direkten Kontakt zum Deponiekörper hätte. Diese Maßnahme würde allerdings nichts an der Tatsache ändern, dass sich der Deponiekörper zu einem Großteil im Grundwasser befindet und von diesem permanent durchströmt wird.
Würde diese Oberflächenabdichtung zusammen mit der Auffüllung des Silbersees auf eine Resttiefe von zwei Metern erfolgen (Kap. 12.1), so würde sich eine optimale Möglichkeit ergeben die Wasserqualität auf Dauer zu verbessern und eine weitere Kontamination des Sees zu verhindern bzw. diese auf ein Minimum zu reduzieren.

12.8 Verstärkte Belüftung des Sees

Als Alternative zur oben genannten Entschlammung besteht die Möglichkeit einer verstärkten Belüftung des Sees. Im Gegensatz zur Entschlammung müsste eine solche Maßnahme allerdings über mehrere Jahre betrieben werden, was mit erheblichen laufenden Kosten verbunden wäre. Die Belüftung im nordöstlichen Bereich des Sees könnte einfach an die bestehende Anlage angeschlossen werden. Für den südwestlichen Bereich jedoch, müsste ein eigenes Generatorhäuschen, Stromversorgung und Geräte angeschafft und installiert werden. Durch einen erhöhten Eintrag von Sauerstoff könnte dem reduzierenden Milieu entgegengewirkt und eine deutliche Verbesserung der Wasserqualität geschaffen werden. Im Jahr 1991 waren für solch eine Maßnahme etwa 55.000 DM zzgl. jährlicher Betriebskosten angesetzt worden.
Optimal wäre es, den See mit Hilfe mehrerer Belüftungsrohre über die komplette Länge und zusätzlich über die Breite im tiefsten Bereich zu belüften. Wie sich bei der Wasserprobennahme im Jahr 2008 ergab, befindet sich die derzeitige Belüftungsanlage nicht an der tiefsten Stelle des Sees, sondern nur auf etwa sieben Meter Tiefe. Für das Vorhaben die tiefen Bereiche des Sees durch diese Anlage mit mehr Sauerstoff zu versorgen, so dass keine reduzierende Tiefenzone entsteht, befindet sie sich somit an einem ungünstigen Standort. Wie die Untersuchungen ergaben, befindet sich die reduzierende Zone des Silbersees jedoch zwischen sieben und neun Metern Tiefe. Somit sollte zumindest die derzeitige Belüftungsanlage in

eine optimalere Position gebracht werden, um die Wasserqualität zu verbessern. Die Anlage müsste, nicht wie in der derzeitigen Position, etwa zehn bis 15 Meter weiter nordwestlich installiert werden, um in optimaler Tiefe arbeiten zu können.

12.9 Zusammenfassung

Abschließend bleibt lediglich die optimale Lösung für das Problem „Silbersee“ zu finden. Hierbei ist zu erwähnen, dass viele der oben genannten Sanierungsmöglichkeiten zwar durchführbar sind, die finanziellen Möglichkeiten jedoch meist übersteigen. Die optimalste Lösung wäre eine verstärkte Belüftung und Anpassung der derzeitigen Belüftungsanlage an die Gegebenheiten des Silbersees, wie sie in Kapitel 12.8 erläutert wurde. Letztlich stellt einzig diese Maßnahme ein annehmbares Kosten – Nutzen – Verhältnis dar und erscheint als die angebrachte Lösung die Gefahr, die durch den Silbersee ausgeht, zwar nicht gänzlich zu bannen, jedoch deutlich zu reduzieren. Durch einen erhöhten Sauerstoffeintrag über die gesamte Länge und Breite des Sees würde die Bildung einer reduzierenden Zone am Grund des Sees und somit auch die Anreicherung gefährlicher und giftiger Verbindungen stark beeinträchtigt werden.

13 Literaturverzeichnis

[ABFALLWIRTSCHAFTS- UND STADTREINIGUNGSBETRIEB NÜRNBERG (ASN)] (1999): Die Nürnberger Abfallwirtschaft und Stadtreinigung 1899-1999. Ein Jahrhundert Geschichte. 59 S., Nürnberg (ASN).

AGASSIZ, L. (1833-1845): Recherches sur les Poissons Fossiles, Livraison. XLIX + 188 S., Imprimerie de Petitpierre, Neuchâtel.

BAIER, A. (2001): Silbersee und Silberbuck im Südosten von Nürnberg - gefährliche Sondermülldeponien im Grundwasserbereich. - Geol. Bl. NO-Bayern **51**, 3-4: 149-229, 36 Abb., 1 Tab., Erlangen.

BAIER, A. (2006): Die "St. Wolfgangsquelle" östlich Schloss Kugelhammer (Lkr. Roth). Hydrogeologische Untersuchung eines mittelalterlichen Quellheiligtums und dessen potentiellen Einzugsgebietes. - Geol. Bl. NO-Bayern **56**, 1-4: 217-256, 16 Abb., 6 Taf., Erlangen.

BAIER, A. (2008): Parameter zur Beurteilung einer Wasserprobe. In: http://www.angewandte-geologie.geol.uni-erlangen.de/paramete.htm (18.07.2008).

BERGER, K. (1978): Erläuterungen zur Geologischen Karte Nürnberg-Fürth-Erlangen und Umgebung 1 : 50000. - 219 S., München (Bayer. Geol. LA).

BERGER, K. (1981): Keuper. - In: Bayerisches Geologisches Landesamt [Hrsg.]: Erläuterungen zur Geologischen Karte von Bayern 1 : 500000. - 3. Aufl.: 49-54, München.

BRAMKAMP, A. (1993): Beeinflussung der jahreszeitlichen Stoffdynamik eines Sees im Abstrombereich einer Mülldeponie (Silbersee, Stadt Nürnberg) durch kontaminiertes Grundwasser, Diplomarbeit, LS Hydrogeologie Universität Bayreuth 46 + XXVI S., 15 Abb., 8 Tab., Bayreuth.

BRUNNER, G., GIERISCH, M., RASS, G. (2006): Natur am Dutzendteich - Ein Rundweg. 76 S., Nürnberg (Preußler Druck + Versand GmbH).

[DEUTSCHER WETTERDIENST (DWD)] (2009): Klimadaten ausgewählter deutscher Wetterstationen – Monatswerte. - Nürnberg. In: http://www.dwd.de (20.01.2009).

FICKENSCHER, K. (1938): Die geologisch-hydrogeologischen Verhältnisse des tiefen Untergrundes im Stadtbezirk Nürnberg unter besonderer Berücksichtigung der dortselbst niedergebrachten Tiefbrunnen u. Tiefbohrungen. – 49 + 89 S., Nürnberg.

FREYBERG, B. VON (1969): Tektonische Karte der Fränkischen Alb und ihrer Umgebung. - Erlanger geol. Abh. **77**, S. 1 - 81, Erlangen.

GEYER, G. (2002): Geologie von Unterfranken und angrenzenden Regionen. - 588 S., Stuttgart (Klett-Perthes).

GEYER, O.F. & GWINNER, M.P. (1991): Geologie von Baden-Würthemberg. - 4. Aufl.: 482 S., Stuttgart (Schweizerbart).

GRAUBNER, R. (1980): Lexikon der Geologie, Minerale und Gesteine. - 463 S., 16 Taf., 1 Tab., München (Emil Vollmer Verlag GmbH).

HAUNSCHILD, H. (1973): Erläuterungen zur Geologischen Karte von Bayern 1 : 25000, Blatt Nr. 6329 Baudenbach. München (Bayer. Geol. LA).

HAUNSCHILD, H. (1994): Neue Daten zum Schilfsandstein-Vorkommen in und um Lichtenau bei Ansbach (Mittlerer Keuper, Trias). - Geol. Bl. NO-Bayern, **44**, 3-4: 133-172, Erlangen.

HÖLL, K. (2002): Wasser. - 8. Aufl., IX + 955 S., 105 Abb., 124 Tab., Berlin (Walter de Gruyter).

HÜTTER, L. A. (1994): Wasser und Wasseruntersuchung: Methodik, Theorie und Praxis chemischer, chemisch-physikalischer und bakteriologischer Untersuchugsverfahren. - 6. Aufl., 528 S., Aarau (Verlag Sauerländer AG).

GIERE, P. GÖRGEN, M, HAGEMANN, P. (2008): Gesamthärte im Grund- und Rohwasser. HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE [HRSG.]: In: www.hlug.de/medien/wasser/grundwasser/gw_beschaf/gwb_haerte.htm (17.07.2008).

KÖLLE, W. (2001), Wasseranalysen - richtig beurteilt. - 357 S., Weinheim (Wiley-VCH).

LEHNER, J. (2007): Geländeinformationssystem ehemaliges Reichsparteitagsgelände. In: www.kubiss.de/kulturreferat/reichsparteitagsgelaende/stationen/stationen.htm (21.02.2009).

MARENDA, A. (2005): Bauten in Nürnberg 1933 - 1945. In: www.bauzeugen.de/rpt-gelaende.html (26.05.2008).

MAYER-FÖLL, R. (2006): Umweltministerium Baden-Württemberg - Alphaweb. In: http://www.xfaweb.baden-wuerttemberg.de/alfaweb/berichte/mza16/isv0013.html (12.07.2008).

OCHS GMBH (1985): Bodenschichtenverzeichnis der Bohrungen 2717 (B01-B07) nach DIN 4022. Aktenzeichen 2/7591/85, Tiefbauamt der Stadt Nürnberg.

OCHS GMBH (1986): Bodenschichtenverzeichnis der Bohrungen 2717 (FP01-FP03) nach DIN 4022. Aktenzeichen 2/7643/86, Tiefbauamt der Stadt Nürnberg.

PRESS, F. & SIEVER, R. (2003): Allgemeine Geologie - Einführung in das System Erde. - 3. Aufl., XXI + 723 S., Heidelberg (Spektrum Akademischer Verlag GmbH).

RÄBIGER, N. (2008): Wasser-Wissen - Das Internetportal für Wasser und Abwasser. In: Universität Bremen Institut für Umweltverfahrenstechnik [Hrsg.]: www.wasser-wissen.de/abwasserlexikon/w/wasserhaerte.htm (17.07.2008).

REHAAG, R. & WASKOW, F. (2001): Katalyse - Institut für angewandte Umweltforschung. In: www.umweltlexikon-online.de/fp/archiv/RUBwerkstoffmaterialsubstanz/Nitrat.php (17.07.2008).

SPÖCKER, R.G. (1964): Die geologischen und hydrogeologischen Verhältnisse im Untergrund von Nürnberg. - Abhandlungen der Naturhistorischen Gesellschaft Nürnberg, Bd. **33**, 136 S., 32 Abb., 3 Karten, Nürnberg (Naturhistorische Gesellschaft Nürnberg).

THÜRACH, H. (1889): Übersicht über die Gliederung des Keupers im nördlichen Franken. – Geogn. Jh., **1**: 75 - 162 und Geogn. Jh., **2**: 1 - 90, Cassel.

WORCH, E. (1997): Wasser und Wasserinhaltsstoffe - Eine Einführung in die Hydrochemie. - 205 S., Leipzig (B. G. Teubner Verlagsgesellschaft).

WURSTER, P. (1964): Geologie des Schilfsandsteins. - Mitt. Geol. Staatsinstitut Hamburg, **33**: 1-140, Hamburg.

14 Verzeichnis der Abbildungen

Abb. 1: Topographische Karte des Arbeitsgebietes

Abb. 2: Lithographische Gliederung durch den Keuper

Abb. 3: Paläogeographie des Germanischen Beckens zur Zeit des Keupers

Abb. 4: Mitteleuropa während des mittleren Keupers

Abb. 5: Mitteleuropa während des Rhäts bzw. im frühen Jura

Abb. 6: Gliederung des Keupers

Abb. 7: *Semionotus Bergeri*

Abb. 8: Unterer Burgsandstein mit Lettenschicht, Steinbruch Worzeldorf, S' von Nürnberg

Abb. 9: Mittlerer Burgsandstein, Felsenkeller der Kaiserburg

Abb. 10: Letteneinschaltung im Mittleren Burgsandstein, Felsenkeller südlich des Albrecht-Dürer-Hauses

Abb. 11: Geländeplan des Reichsparteitagsgeländes

Abb. 12: Sattel und Muldenverteilung des Arbeitsgebietes

Abb. 13: Lage von Silbersee und Silberbuck

Abb. 14: Luftbild der Baugrube des Deutschen Stadions, der Großen Straße und des Fussballstadions

Abb. 15: Bohrungen am Silbersee

Abb. 16: Probennehmer nach Dr. Blasius

Abb. 17: Versuchsaufbau BSB_5

Abb. 18: BSB_5-Versuchsaufbau

Abb. 19: Wassertemperaturen in den Bohrungen um den Silbersee

Abb. 20: Wassertemperaturen im Silbersee

Abb. 21: Spezifische elektrische Leitfähigkeit in den Bohrungen um den Silbersee

Abb. 22: Spezifische elektrische Leitfähigkeit im Silbersee

Abb. 23: pH-Werte in den Bohrungen um den Silbersee

Abb. 24: pH-Werte im Silbersee

Abb. 25: rH-Werte in den Bohrungen um den Silbersee

Abb. 26: rH-Werte im Silbersee

Abb. 27: Redox-Potentiale in den Bohrungen um den Silbersee

Abb. 28: Redox-Potentiale im Silbersee

Abb. 29: Sauerstoffgehalt und –sättigung in den Bohrungen um den Silbersee
Abb. 30: Sauerstoffgehalt und –sättigung im Silbersee
Abb. 31: Ammoniumgehalte in den Bohrungen um den Silbersee
Abb. 32: Ammoniumgehalte im Silbersee
Abb. 33: Nitritgehalte in den Bohrungen um den Silbersee
Abb. 34: Nitritgehalte im Silbersee
Abb. 35: Nitratgehalte in den Bohrungen um den Silbersee
Abb. 36: Nitritgehalte im Silbersee
Abb. 37: Sulfatgehalte in den Bohrungen um den Silbersee
Abb. 38: Sulfatgehalte im Silbersee
Abb. 39: Sulfitgehalte in den Bohrungen um den Silbersee
Abb. 40: Sulfitgehalte im Silbersee
Abb. 41: Sulfidgehalte in den Bohrungen um den Silbersee
Abb. 42: Sulfidgehalte im Silbersee
Abb. 43: Cloridgehalte in den Bohrungen um den Silbersee
Abb. 44: Chloridgehalte im Silbersee
Abb. 45: Phosphatgehalte in den Bohrungen um den Silbersee
Abb. 46: Phosphatgehalte im Silbersee
Abb. 47: Karbonat- und Gesamthärten in den Bohrungen um den Silbersee
Abb. 48: Karbonat und Gesamthärten im Silbersee
Abb. 49: Eisengehalte in den Bohrungen um den Silbersee
Abb. 50: Eisengehalte im Silbersee
Abb. 51: Arsengehalte in den Bohrungen um den Silbersee
Abb. 52: Arsengehalte im Silbersee
Abb. 53: Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) in den Bohrungen um den Silbersee
Abb. 54: Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) im Silbersee
Abb. 55: Biochemischer Sauerstoffbedarf in den Bohrungen um den Silbersee
Abb. 56: Biochemischer Sauerstoffbedarf im Silbersee
Abb. 57: Sauerstoffzehrung in den Bohrungen um den Silbersee
Abb. 58: Sauerstoffzehrung im Silbersee
Abb. 59: AOX-Gehalte in den Bohrungen um den Silbersee
Abb. 60: AOX-Gehalte im Silbersee
Abb. 61: Deckschichtenkarte von Nürnberg (SPÖCKER 1964)

Abb. 62: Topographie der Keuperoberfläche im Untergrund des südöstlichen Stadtgebietes von Nürnberg
Abb. 63: Perspektivische Ansicht der Keuperoberfläche im Untergrund des südöstlichen Stadtgebietes von Nürnberg
Abb. 64: Grundwasserbewegung im April 2000; Bewegung von der Deponie in Richtung See
Abb. 65: Grundwasserbewegung im März 2000; Bewegung vom Silbersee in Richtung der Deponie
Abb. 66: Silberbuck mit Oberflächenabdichtung und Silbersee mit reduzierter Tiefe

15 Verzeichnis der Tabellen

Tab. 1: Silber/Silberchlorid-Verhältnis der Bezugselektrode zur Bestimmung des Redox-Potentiales
Tab. 2: Nernst'sches Umrechnungspotential (temperaturbezogen)
Tab. 3: Einteilung der Gesamthärte
Tab. 4: Messbereiche, Volumina und Korrekturfaktoren für die BSB_5-Sauerstoffzehrung nach DIN 38409 T52
Tab. 5: Abstufung der Ammoniumgehalte
Tab. 6: Abstufung der Nitritgehalte
Tab. 7: Abstufung der Nitratgehalte
Tab. 8: Abstufung der Sulfatgehalte
Tab. 9: Abstufung der Phosphatgehalte
Tab. 10: Abstufung der Eisengehalte
Tab. 11: Güteklassen des Probenwasser bei der CSB-Bestimmung
Tab. 12: Messbereiche, Volumina und Korrekturfaktoren für die BSB_5-Sauerstoffzehrung nach DIN 38409 T.52
Tab. 13: Wasserbewertung anhand von AOX-Werten
Tab. 14: Monatsmittel der Niederschläge [mm] und die jeweilige Fließrichtung des Grundwassers