

HYDROGEOCHEMISCHE UNTERSUCHUNGEN UND BESTIMMUNG DER
EXOTHERMEN REAKTION IN SEDIMENTEN IM TAGEBAU WITZNITZ-
SACHSEN: EIN VERSUCH DER ERKENNUNG VON
EISENDISULFIDVERWITTERUNGSPROZESSEN IN KIPPEN

Vorgelegt von
Diplom-Geologin
Ilka Maria Afonso Côrtes
aus Patrocínio-Minas Gerais-Brasilien

Vom Fachbereich 9
„Bauingenieurwesen und Angewandte Geowissenschaften“
der Technische Universität Berlin
zur Erlangung des akademischen Grades
Doktorin der Naturwissenschaften
-Dr. rer. nat.-

genehmigte Dissertation

Promotionsausschuss:

Vorsitzender: Frau Prof. Dr. Abs-Wurmbach
Berichter: Prof. Dr. U. Tröger
Berichter: Prof. Dr. List

Tag der wissenschaftlichen Aussprache: 15-12-2000

Berlin 2000
D 83

Para minha querida família, especialmente
Melissa, Amanda, Marcos, Miríam, Fernanda, Felipe, Ruth, Samuel e Estevão
pelo grande amor que tenho por eles

An meinen Familie, besonders an
Melissa, Amanda, Marcos, Miríam, Fernanda, Felipe, Ruth, Samuel und Estevão
weil ich die so sehr liebe

DANKSAGUNG

An erster Stelle bedanke ich mich beim CNPq (Conselho Nacional de Pesquisas e Desenvolvimento Tecnológico), der in Partnerschaft mit dem Brasilianischen Umwelt Institut (IBAMA) mein Stipendium für die Dissertation gewährt hat. Dem DAAD danke ich für die Betreuung während des deutschen Sprachkurses. Auch möchte ich mich besonders bei der Technischen Universität, und hier dem Frauenbeirat danken, die mir ein Doktorandenabschlusstipendium für sechs Monate gewährt haben, ohne das diese Arbeit vermutlich noch lange nicht fertiggeworden wäre.

Herrn Prof. Dr. Tröger, als Betreuer der Doktorarbeit, danke ich sowohl für die fachliche Unterstützung als auch für die Beseitigung vieler Hindernisse, die in Zusammenhang mit der Arbeit immer wieder auftauchten. Herr Prof. Dr. List sei sowohl für seine Geduld und Hilfsbereitschaft als auch für die technische Betreuung herzlichst gedankt. Beiden sei hier für sorgfältige Korrektur gedankt. Bei Frau Prof. Dr. Gläßer bedanke ich mich ganz herzlich für Ihre alle Fernerkundungslektionen.

Ohne die Zustimmung und die Unterstützung von MBV (Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH) wäre der Zugang zu Witznitz für die Geländearbeit und das Erhalten der Unterlagen nicht möglich gewesen. Besonderer Dank gilt Herrn Hermann und seiner Mannschaft für die logistische Unterstützung am Anfang meiner Arbeit. Für das Schlauchboot und anderen Meßgeräte und viele nützliche Gespräche sei Herrn Prof. Dr. Gläßer und Herrn Dr. Strauch (Umweltforschungszentrum Leipzig/Halle) herzlichst gedankt. Der DLR (Deutsche Forschungsanstalt für Luft- und Raumfahrt) verdanke ich die freigegebene Befliegung mit dem Sensor DAIS 7915 in Witznitz und für die Vorverarbeitung des Bildes. Für die Unterstützung bei der Nutzung des Programmes Erdas Imagine danke ich Herrn Prof. Dr. Albertz und seinen Mitarbeitern im Institut für Photogrammetrie und Kartographie.

Bei den Studenten Axel Lutz, Barbra Vögele, Claudia Küglich, Norbert Stoltmann und Winfried Reul bedanke ich mich für unsere gemeinsame Gespräche und angenehme Geländearbeit. Außerdem möchte ich mich bei Stefen Giese für seine wertvolle Hilfe während der DAIS 7915 Befliegung herzliche bedanken.

Herrn Dr. Matheiß möchte ich für die Unterstützung bei der Durchführung der AAS, AES/ICP und RFA Analysen danken. An Herrn Dr. Holl gilt ein besonderer Dank für die RDA Analysen, und bei Herrn Dr. Silva bedanke ich mich recht herzlich für die Geduld und Widmung bei der Durchführung der DTA Analysen. Für die kostenlose Lieferung der Aluminium Pfännchen soll Perkin Elmer GmbH nicht weniger gedankt werden.

Den Frauen Dr. Grams und Dr. Grützmacher sowie Herrn Dr. Scheytt und Dr. Winkler möchte ich nicht nur für die vielen Anregungen und Diskussionen danken sondern auch für die Mithilfe bei der sprachlichen Gestaltung der Arbeit.

Herrn Dr. Assad (Landwirtschaftlichen Forschungsinstitut -EMBRAPA) und Dr. Zullo (Campinas Universität – UNICAMP) und Prof. Dr. Meneses (UnB) in Brasilien danke ich für die großzügige Unterstützung bei der Thermalklassifizierung und wertvolle Diskussionen. Herrn Paes Leme vom CNPq und Adalberto Silva danke ich für ihre Mühe, ohne die eine Freistellung für diese Arbeit sehr schwierig gewesen wäre.

Und schließlich möchte ich auch allen jetzigen und ehemaligen Mitarbeitern des Fachgebietes Hydrogeologie, besonders Frau Mirghani, Frau Gerstner und Frau Steinbock im Sekretariat für die vielen kleinen Hilfen danken, die auch zum Gelingen der Arbeit beigetragen haben.

AGRADECIMENTOS

Inicialmente é imperioso agradecer ao Conselho Nacional de Pesquisa e Desenvolvimento Tecnológico – CNPq, o qual em parceria com o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais não Renováveis- IBAMA, concedeu a bolsa de manutenção do doutoramento. Ao DAAD devo agradecer pelo curso de aprendizado de língua alemã no Goethe Institut em Göttingen. Pelos últimos seis meses de bolsa, para o encerramento da tese, agradeço à Universidade Técnica de Berlin.

Pela orientação da tese devo agradecer ao Prof. Dr. Tröger, Prof. Dr. List (Universidade Livre de Berlin), bem como a professora Dra. Gläßer (Martin-Luther Universidade). Sem o consentimento e apoio da MBV – Mitteldeutsche Braunkohle Verwaltung, não teria sido possível o acesso à Witznitz para os trabalhos de campo bem como a obtenção de toda a documentação básica referente à mina. Agradecimentos especiais são devidos ao Sr. Hermann e toda a sua equipe. Pela articulação inicial para o início do meu trabalho, empréstimo do barco inflável e outros equipamentos, agradeço à equipe do Ufz (Umweltforschungszentrum) através do Sr. Dr. Gläßer e Dr. Strauch. Ao Instituto Alemão de Pesquisas Espaciais –DLR, agradeço a realização do sobrevôo com o sensor DAIS 7915 e pelo pré-processamento da imagem. Ao Prof. Dr. Albertz agradeço pelo uso do programa Erdas Imagine e à sua prestativa equipe pela ajuda técnica.

A participação dos estudantes (Axel Lutz, Barbra Vögele, Cláudia Küglich, Norbert Stoltmann e Winnfried Reuel) nos trabalhos de campo, fizeram do mesmo uma tarefa agradável. Pela inestimável ajuda prestada durante o 1. sobrevôo do DAIS 7915, agradeço ao então estudante de geologia Stefan Giese.

Pela realização das análises químicas e RFA agradeço ao Sr. Dr. Matheiß e equipe. Ao Dr. Holl agradeço pela execução das análises de RDA e ao estudante W. Reuel pela ajuda na coleta e preparação dos sedimentos para as citadas análises. Ao Sr. Dr. Edson da Silva agradeço imensamente pela grande paciência e extrema dedicação mostrada durante a realização das análises de DTA. Pelo envio gratuito das cápsulas de alumínio para a execução dos referidos ensaios, agradeço à empresa Perkin Elmer.

Aos Drs. Grams, Grützmacher, Scheytt e Winkler agradeço não apenas pelas discussões e orientações técnicas, mas, também pela ajuda nas traduções e correções gramaticais de todos os meus textos e correspondências enquanto estive em Berlin. Neste sentido, registro um agradecimento especial ao Prof. Dr. Tröger pela laboriosa correção da versão final da tese em alemão.

No Brasil devo manifestar meu reconhecimento pela ajuda recebida durante o trabalho de classificação termal pelo Dr. Eduardo Assad (EMBRAPA) e Dr. Jurandir Zullo (UNICAMP). Ao Prof. Dr. Detlef agradeço pelas valiosas orientações prestadas durante a tramitação do meu processo no DAAD, bem como, para a obtenção da bolsa para o encerramento do doutorado. Ao geólogo Paes Leme do CNPq e ao colega Adalberto S. Silva agradeço imensamente pelo apoio e incentivo sempre recebidos.

Para encerrar, expresso o meu mais sincero agradecimento a todos aqueles que, forma direta ou indireta contribuíram para a execução e encerramento deste trabalho (Prof. Dr. Paulo Meneses, equipe técnica do Centro de Sensoriamento Remoto do IBAMA, Sra. Steinbock, Muna Mirghani, Daniela Gerstner e outros), uma vez que é impossível citar aqui o nome de todos que me apoiaram de diversas formas e em diferentes fases do desenvolvimento da tese.

ZUSAMMENFASSUNG

In der vorliegenden Arbeit wird versucht, exotherme Reaktionen im Kippenmaterial, die durch die Eisendisulfidverwitterung hervorgerufen werden, mit unterschiedlichen Methoden zu erkennen und zu korrelieren. Verwendet wurden hydrogeochemische sowie, RDA (Röntgendiffraktometrie), RFA (Röntgenfluoreszenz) und DTA (Differentialthermo) Analysen als klassische Methoden. Zusätzlich wurde eine Interpretation der Thermalkanäle einer Szene, die mit einem DAIS – Sensor aufgezeichnet wurde, verwendet, wie Messungen mit dem Strahlungsthermometer.

Das Untersuchungsgebiet, das als Beispiel gewählt wurde, umfasst den ehemaligen Braunkohletagebau Witznitz II, der geologisch zum Weißelsterbecken und naturräumlich zur Leipziger Tieflandsbucht gehört und etwa 5 km nördlich der Stadt Borna liegt. Er wurde 1945 aus dem ehemaligen Tagebau „Dora und Helene“, der im Jahr 1922 aufgefahrenen und zwischenzeitlich eingestellt war, entwickelt. Die endgültige Stilllegung des Tagebaues Witznitz erfolgte in den Jahren 1991 bis 1993. Insgesamt wurden ca. 257 Mio. t Braunkohle gefördert. Die verbliebenen Hohlformen des Tagebaus, werden sofern sie nicht mit Kippenmaterial gefüllt sind, mit dem aufsteigenden Grundwasser und Zusatzwasser bis zum Jahr 2008 gefüllt. Der Restlochsee Kahnsdorf ist bereits während der Aufnahme teilgefüllt gewesen. Der endgültige Pegelstand des Sees wird mit 126 mü. NN erreicht.

Die hydrogeochemischen Analysen zeigen mit Ausnahme der Proben aus den Vorfeldd Brunnen, den Vorflutern Pleiße und Whyra, deutliche Merkmale der Eisensulfidverwitterung. Hierzu zählen die Grundwasserproben des Hangaustrittswassers und das Wasser aus dem Restlochsee Kahnsdorf. Allen beeinflussten Proben sind ein niedriger pH, hohe elektrische Leitfähigkeiten, sehr hohe Sulfat, Eisen-, Mangan-, Aluminiumionen gemeinsam und die für diesen pH typischen Schwermetalle, die im reduzierenden Milieu einst mit abgelagert wurden. Die Ergebnisse können gut den Materialien zugeordnet werden.

Die Differentialthermoanalyse, die mit allen Proben, die aus verschiedenen Teufen bis zu einem Meter Tiefe aus den westlichen und östlichen Böschungsbereichen des Restlochsees Kahnsdorf genommen wurden, durchgeführt wurde, weist für fünf Proben (alle stammen aus einer Tiefe > 50 cm) auf exotherme Reaktionen hin. Bei drei Proben können die exothermen Reaktionen auf Eisendisulfidverwitterung zurückgeführt werden. Die RDA- und RFA-Analytik bestätigte für zwei Proben die Anwesenheit von Pyrit, für sechs Proben Jarosit, eine Mineralneubildung, die bei der Eisendisulfidverwitterung entsteht. Eine Probe enthielt Gips, die Mineralneubildung, die den Abschluss der Eisendisulfidverwitterung bildet. Dies macht deutlich, dass in weiten Bereich der Kippen die Umsetzungsprozesse im oberen Bereich weitestgehend abgeschlossen sind.

Die Messungen der Oberflächentemperatur der Sedimente mit dem Strahlungsthermometer zeigen auf der westlichen Böschung des Restlochsees Kahnsdorf keine Anomalien, die auf exotherme Prozesse schließen ließen, die von der Eisendisulfidverwitterung herrühren könnten. Hingegen zeigt die östliche Böschung eine positive Temperaturveränderung von der Böschungsschulter bis zum Uferbereich, die auch in 15 cm Tiefe bestehen bleibt. Die höchsten Temperaturen werden nahe zur Grundwasseroberfläche gemessen, was ein Hinweis auf einen exothermen Vorgang sein könnte.

Eine sehr gute Korrelation besteht zwischen den Seewasseroberflächentemperaturen, die mit dem DAIS 7915 Sensor berechnet wurden und den Strahlungsthermometermessergebnissen. Die Korrelation, die zwischen den gemessenen Bodenoberflächentemperaturen der beiden Messsysteme besteht, kann als gut bezeichnet werden. Die Thermalklassifizierung der DAIS 7915 Daten zeigt keine Korrelation mit den Temperaturen, die der Eisensulfidverwitterung an den Stellen, wo eine exotherme Reaktion stattfand, zuzuordnen sind. Die Methode, wie sie hier angewendet wurde, ist nicht für einen entsprechenden Nachweis exothermer Reaktionen geeignet. Die Daten für die notwendigen Korrekturen sind in der Praxis für die zu messende Lokalität nicht zu erhalten.

Die hier angewendeten Methoden führten nur teilweise zum Erfolg. Für eine praktische Aufnahme, die auch ökonomisch machbar erscheint, hat sich die hydrogeochemische Analyse im Verbund mit der RDA und den Kippensubstratkarten erwiesen. Durch pH- und Leitfähigkeitsmessungen kann über die Kippenabläufe ein Grundzustand beschrieben werden, der es ermöglicht, ergänzt durch die mineralogische Bestandsaufnahme, zu bestimmen, wie viel Material bereits verwittert ist. Diese Methodenkombination kann erfolgreich für die Rehabilitation von Kippen im Braunkohletagebau eingesetzt werden.

ABSTRACT

In this work different methods are used to detect and correlate exothermic reactions, which is caused by iron disulphide oxidation in dump material. Hydrogeochemical as well as, classical analysis methods, such as RDA (X-Ray diffractometry), RFA (X-Ray fluorescens) and DTA (differential thermal analysis) are used. Additionally an interpretation of the thermal bands of a scene, recorded by a DAIS 7915 Sensor, together with measurements taken with a radiation thermometer is done.

The investigation area, which was selected as an example, covers the former lignite open cast mining Witznitz II, which belongs geologically to the Weißelster basin and the natural-space of Leipzig low-land bay, and lies about 5 km south of the city of Borna. It was developed 1945 from the former open cast mining „Dora and Helene“, which were started in the year 1922 and in the meantime established. The final desactivation of the Witznitz open cast mining took place during the years 1991 to 1993. Altogether approx. 257 millions t brown coal were produced. The remaining hollow cavity of the open mining, if it were not filled with dump material, would be filled with the ascending groundwater and additional water up to the year 2008. The remaining hole lake Kahnsdorf was already partly filled during the investigation. The final level of the lake is reached at 126 m NN.

The hydrogeochemical analyses show clear features of the iron disulphide oxidation with exception of the samples from the apron wells and the effluent streams Pleiße und Whyra. This applies to the groundwater samples of the slope with drawnwater and the water from the remaining hole lake Kahnsdorf. Common to all influenced samples is a low pH, high electrical conductivity, very high concentration of sulphate, iron, magnesium and aluminium ions, as well as the heavy metals typical for this pH and were deposited in the once reducing environment. The results could be well assigned to the materials.

The differential thermal analysis, which were carried out for all samples at different levels up to a meter of depth from the western and eastern embankment areas of the remaining hole lake Kahnsdorf, give rise to five samples (all originate from a depth > 50 cm) in the result for exothermic reactions. In three samples exothermic reactions can be attributed to iron disulphide oxidation. The RDA und RFA analyses confirm the presence of pyrite in two samples, for six samples Jarosit, acknowledged the new formation of minerals, which develops during the iron disulphide oxidation. One sample contained gypsum, a mineral new formation, which forms the termination of the iron disulphide decomposition. This makes clear that in wide area of the dumps the conversion processes are to a large extent finished in the surface.

The measurement of the surface temperature of the sediments with the radiation thermometer show no anomalies on the western embankment of the remaining hole lake Kahnsdorf, which suggested exothermic processes that could be due to the iron disulphide oxidation. However the eastern embankment shows a positive temperature changes from the embankment shoulder to the bank area, which also persist in 15 cm depth. The highest temperatures were measured close to groundwater surface, what indicates the possibility of exothermic process.

A very good correlation exists between the sea-water surface temperatures, those calculated with the DAIS 7915 sensor, and the results of the radiation thermometer measurement. The correlation, which exists between the measured soil-surface temperatures of the two measuring systems, can be called good. The Thermal classification of the DAIS 7915 data does not show any correlation with the temperatures, which are to be assigned to the oxidation in the places, where exothermic reaction took place. The method, as it was applied here, does not provide an appropriate proof of exothermic reactions. The data for the necessary correlations are practically not receivable for the locations which can be measured.

The applied methods led only partly to success. The hydrogeochemical analysis in combination with the RDA and the dump substrate map proved to be a practical and also an economically feasible assessment. An initial state can be described by pH and conductivity measurements and then completed by the mineralogical deposit. This enabled to determine how much material already weathered over the dump flows. This method combination can successfully be used for the rehabilitation of dumps in the brown coal open cast mining.

RESUMO

O presente trabalho mostra os resultados obtidos através do levantamento hidrogeoquímico, classificação termal da imagem gerada pelo sensor DAIS 7915, análises de difratometria de raios X (RDA), fluorescência de raios X (RFA) e análise termal (DTA) dos sedimentos, bem como a determinação da temperatura superficial dos sedimentos e do Lago Kahnsdorf (antiga área de lavra), sendo que dos resultados advindos destas metodologias fez-se uma tentativa de correlação com as reações exotérmicas provenientes do processo de oxidação dos sulfetos de ferro.

O levantamento se deu na antiga mina de carvão Witznitz II, a qual faz parte da bacia do Weißelster, localizada na Planície de Leipzig, aproximadamente 18 km ao sul da cidade de mesmo nome. A partir de 1945 reiniciou-se a exploração de Witznitz nos locais denominados „Dora e Helene“ que foram consideradas exauridas em 1922. A desativação definitiva de Witznitz se deu no período de 1991 a 93, sendo que no total foram extraídas cerca de 257 Milhões de toneladas de carvão. Em uma das antigas áreas de „open cast“ formou-se um lago (Restlochsee Kahnsdorf), cuja lâmina de água se encontrava a 96 m acima do nível do mar no início da pesquisa. Está previsto que o mesmo atinja +126 m ao final dos trabalhos de recuperação da citada mina, planejado para o ano 2008.

O levantamento hidrogeoquímico mostra que, com exceção das amostras de água provenientes das áreas sem atividades de mineração, os rios Pleiße e Whyra, todos os outros grupos amostrados apresentam grande influência do processo de oxidação dos sulfetos de ferro, porém, os grupos mais afetados se referem às amostras coletadas nas antigas frentes de lavra, que se localizam a oeste do atual Lago Kahnsdorf e também neste último. Estas amostras possuem, em regra, pH muito baixo, altos valores de condutividade, alta concentração de sulfato, ferro, alumínio, bem como presença marcante de metais pesados.

As análises termais diferenciais (DTA) que foram realizadas para os sedimentos coletados (de 00-100 cm de profundidade) nas antigas frentes de lavra situadas a oeste e a leste do atual Lago Kahnsdorf registraram reações exotérmicas em cinco amostras (todas coletadas a partir de 50 cm de profundidade), sendo que destas cinco, três amostras confirmaram que a reação exotérmica é produto da oxidação dos sulfetos de ferro presentes nas rochas encaixantes e rejeitos. As mesmas amostras de sedimento foram submetidas às análises de RDA e RFA, sendo que em duas das cinco amostras com reações exotérmicas, foi constatado a presença de jarosita, que é uma transformação mineralógica decorrente do processo de oxidação dos sulfetos de ferro. No total, registrou-se jarosita em seis amostras de sedimento, pirita foi constatada em duas amostras e, em uma única amostra, registrou-se a presença de gipsita, que é o mineral indicador e comprovador de que o processo de oxidação dos sulfetos de ferro já está encerrada.

A determinação „in loco“ da temperatura superficial dos sedimentos localizados nas antigas áreas de lavra a oeste do Lago Kahnsdorf, utilizando um radiômetro (8-14 μ m), não mostrou nenhuma relação clara com as reações exotérmicas do processo de oxidação dos sulfetos de ferro, porém, o mesmo não se pode dizer dos resultados obtidos para as áreas situadas a leste do lago, uma vez que se registrou em 90% dos perfis ali realizados um aumento da temperatura em direção à zona não saturada do aquífero superficial.

Uma excelente correlação foi constatada entre as temperaturas superficiais do Lago Kahnsdorf medidas „in situ“ com o radiômetro com as temperaturas registradas pelo sensor DAIS 7915. Já a correlação obtida para os resultados oriundos dos dois métodos para a temperatura superficial lida nos sedimentos pode ser considerada boa. A classificação termal (fatiamento termal) executada a partir da imagem gerada pelo sensor DAIS 7915, não mostrou nenhuma correlação das temperaturas com as reações exotérmicas consequentes do processo de oxidação dos sulfetos de ferro.

A metodologia acima descrita obteve sucesso parcial. Porém, da combinação dos métodos aqui empregados, ficou a conclusão de que um bom levantamento hidrogeoquímico aliado a uma análise termal dos sedimentos, os quais devem ser coletados com base em uma detalhada carta de solos e rejeitos, bem como a determinação da fase mineral e os seus componentes, permite identificar com segurança o grau e/ou nível do processo de oxidação do sulfeto de ferro. Estes resultados podem poupar tempo e investimentos financeiros se adequadamente utilizados na fase de planejamento da recuperação e/ou reabilitação de uma antiga mina de carvão.

RESUMEN

El presente trabajo muestra los resultados obtenidos a través del análisis hidrogeoquímico, clasificación termal de imágenes generadas con el sensor DAIS 7915, difracción de Rayos X (RDA), fluorescencia de Rayos X (RFA) y análisis termo-diferencial (DTA) de los sedimentos, así como la determinación de la temperatura superficial de los sedimentos y aguas del Lago Kahnsdorf. De los resultados obtenidos a través de estas metodologías se ha realizado una tentativa de correlación en base a las reacciones exotérmicas generadas en los procesos redox del sulfato de hierro.

La antigua mina de carbón Witznitz II, situada en la cuenca de Weißelster, está localizada en la meseta de Leipzig, aproximadamente 18 km al sur de la ciudad de dicho nombre. A partir de 1945 se reiniciaron las explotaciones, en las minas denominadas “Dora” y “Helene”, las cuales se detuvieron en 1922. El abandono definitivo de Witznitz se produjo en el periodo de 1991 a 1993, tras ser extraídas en total cerca de 257 millones de toneladas de carbón. En una de las antiguas áreas de explotación a cielo abierto (*open-cast*), se formó el lago Restlochsee Kahnsdorf, cuya lámina de agua se encontraba a +96 m sobre el nivel del mar al inicio del presente trabajo. Está previsto que en el año 2008, al final de los trabajos de recuperación de la citada mina, alcance +126 m.

El análisis hidrogeoquímico muestra que, a excepción de las muestras de agua procedentes de las áreas sin actividad minera, como en los ríos Pleiße y Whyra, presentan una gran influencia de los procesos de oxidación de los sulfatos de hierro. Las más afectadas corresponden a las recogidas en el actual lago Kahnsdorf, y al oeste de este último. Estas muestras se caracterizan por un pH muy bajo, altos valores de conductividad, alta concentración de sulfatos, hierro y aluminio, así como una notable presencia de metales pesados.

El análisis termo-diferencial se realizó en sedimentos recogidos, a profundidades entre 0 y 100 cm, en las antiguas minas al W y E del actual lago Kahnsdorf. Cinco de las muestras, tomadas a partir de los 50 cm de profundidad, registraron reacciones exotérmicas, tres de las cuales confirmaron que la reacción exotérmica es producto de la oxidación de los sulfatos de hierro presentes en las rocas encajantes. Las mismas muestras de sedimento fueron sometidas a los análisis de RDA y RFA, observándose en dos de las cinco muestras antes mencionadas, la presencia de jarosita, transformación mineralógica corriente en el proceso de oxidación del sulfato de hierro. En total, se registró la presencia de jarosita en seis muestras de sedimento, pirita en dos de ellas, y sólo en una muestra la presencia de yeso, mineral indicador y comprobante de que el proceso de oxidación del sulfato de hierro se ha completado.

La temperatura superficial de los sedimentos de las antiguas minas al W del lago Kahnsdorf se determinó mediante un radiómetro (8-14µm). En las medidas efectuadas no se mostró ninguna relación clara con las relaciones exotérmicas del proceso de oxidación de los sulfatos de hierro. Resultados análogos fueron obtenidos para el área situadas al E, observándose en el 90% de los perfiles allí realizados un aumento de temperatura en dirección a la zona no saturada del acuífero superficial.

Se constata una excelente correlación entre las temperaturas superficiales del lago Kahnsdorf medidas *in situ* con el radiómetro y las temperaturas registradas por el sensor DAIS 7915. La clasificación termal generada por el DAIS 7915 no mostró ninguna correlación entre las temperaturas y las reacciones exotérmicas consecuentes del proceso de oxidación de los sulfatos de hierro.

La metodología anteriormente descrita obtuvo un éxito parcial. De la combinación de los métodos aquí empleados, se concluye que el análisis hidrogeoquímico, asociado a un análisis DTA de los sedimentos así como la determinación de las fases minerales y sus componentes, permite identificar con seguridad el grado y/o nivel del proceso de oxidación del sulfato de hierro. Estos resultados pueden suponer un gran ahorro de tiempo e inversión económica si son utilizados adecuadamente en la fase de planteamiento previo a la recuperación y/o rehabilitación de una antigua mina de carbón.

Abkürzungsverzeichnis

| | |
|------------------------------|--|
| λ | Wellenlänge |
| σ | Stefan-Boltzmannkonstante |
| θ | Beobachtungsachse |
| δ | wird als die „ <i>split window</i> “ Strahlung definiert |
| $\varepsilon(\lambda)$ | (Oberfläche)Emissionsgrad |
| $\varepsilon(\theta)$ | Emissionsgradrichtung von (θ) |
| $\Delta\varepsilon$ | mittlere Emissionsgrad |
| τ_λ | atmosphärische Durchlässigkeit |
| $\tau_\lambda(\theta, h, z)$ | Transmissionsgrad (transmittance) der Atmosphäre von der Höhe h bis zur Höhe z |
| $(\rho\lambda)$ | Hemisphärenreflexion |
| $\rho(z')$ | Wasserdampfkonzentration |
| α, β | Koeffizienten (wurden durch verschiedene Atmosphärenprofile ermittelt) |
| λE | Evaporation |
| u_i | spektralen Übertragung zum Kanal i |
| $\Delta I \downarrow$ | Strahlungskonstante mit dem Wert $6 \text{ m} \cdot \text{W} / (\text{m}^2 \cdot \text{sr} \cdot \text{cm}^{-1})$ |
| $u_i(\theta)$ | spektralen Übertragung zum Kanal i in der Richtung von (θ) |
| (L_p) , | Strahlungen, die von den Seitenwänden oder rauen Wänden gennan wird |
| (L_s) | Strahlungen, die von der Unterseite, die der Boden genannt wird |
| (L_t) | Strahlungen, die aus der Decke kommt |
| ε_s | Bodenemissionsgrad |
| ε_t | Emissionsgrad der Deckenrauigkeit |
| (ARCP) | Spectrometric/geometric Calibration Part |
| Bf | Braunkohleförderung |
| $B_\lambda(T_z)$ | Strahlungsfunktion von Planck bei einer Temperatur T_z |
| $B(\lambda, T)$ | Strahldichte (radiance) |
| B_i | Plancksche Funktion |
| c_1 | $1,909 \times 10^{-16} \text{ W} \cdot \text{m}^2$ (Plancksche Konstante) |
| c_2 | $1,4388 \times 10^{-2} \text{ m} \cdot \text{K}$ (Boltzmannsche Konstante) |
| C_p | Wärmekapazität |
| DAIS | Digital Airborne Imaging System |
| E | Verfügbarkeit von Bodenfeuchte |
| ET | Evapotranspiration |
| $F \uparrow$ | Wärmefluss |
| F^* | der geometrische Faktor, der die Proportion der Strahlung, die von der seitlichen Rauigkeit ausgeht und auf dem Sensor ankommt |
| FE | Verdunstungswerte |
| FIR | Fernes Infrarot |
| H | Wärme |
| H | Höhe |
| $I_\lambda(0)$ | Strahlung an der Oberfläche |
| $I_\lambda(h)$ | Strahlungsintensität, die am Sensor ankommt |
| $k_\lambda(z')$ | spektrale Absorbtionkoeffizient für Wasserdampf |
| k_{λ_n} | Absorptionskoeffizient in “capa n” |
| $B_\lambda(T_n)$ | Planckschen Funktion für die gemesene Temperatur in “capa enésima” |
| k_i | Absorptionskoeffizient |
| K_s | relative Leitfähigkeit des Mediums |
| KW | Kohlekraftwerk |

| | |
|--------------------------|--|
| L | Platte |
| $L_i \uparrow(\theta)$ | emittierte Atmosphärenstrahlung der Wellenlänge des Kanals i in der Richtung von θ |
| $L\lambda$ | gemessene Strahlung |
| $L\uparrow$ | Strahldichte |
| $L^\circ(T)$ | Plancksche Strahlungsfunktion |
| $L^\circ\lambda(T_{BB})$ | die Bodenstrahlung, die den Sensor erreicht |
| M | spezifische Ausstrahlung (Emittance) |
| MIR | Mittleres Infrarot |
| M_n | Menge des Wasserdampfes, der die Masse der "capa enésima" repräsentiert |
| $I_{\lambda_{n-1}}$ | Intensität der Strahldichte, die in "capa n" inzidiert von "capa n-1" |
| I_{λ_n} | Intensität der Strahldichte in "capa enésima" |
| MW | Mikrowellen Radar |
| N | Anzahl der Pixel |
| NDVI | Normalized Difference Vegetation Index |
| NIR | Nahes Infrarot |
| NUV | Nahes Ultraviolet |
| P | thermische Trägheit |
| P_s, P_p, P_t | Anteil des Bodens, der Seiten und der oberen Schicht der Rauigkeit, die das Radiometer wahrnimmt |
| r_c | Luftwiderstand der Vegetation |
| r_c | Widerstand des Dampftransports |
| r_s | Luftwiderstand des Boden |
| (RRCP) | Relative Radiometric Calibration Part |
| (SCP) | Spectrometric/geometric Calibration Part |
| (TACP) | Thermal Absolute Calibration Part |
| T | mittlere Temperatur |
| $T_{\#}^{*}$ | korrigierte „brightness temperatur“ |
| T_a^{BB} | Strahlungstemperatur der Atmosphäre |
| T_{aero} | dynamische Temperatur der Luft |
| $T_B(\theta)$ | „scheinbare“ Temperatur |
| $T_{B\&L}$ | Algorithmus von BECKER & LI (1990b) für Bestimmung der Landoberflächentemp. |
| T_{BEC} | Algorithmus von BECKER (1987) für Bestimmung der Landoberflächentemperaturen |
| T_c | kinetischen Temperatur der Vegetation |
| T_{Himmel} | Globaltemperatur im untersuchten Spektralbereich. |
| T_i | „brightness temperatur“ an der Oberfläche für den Kanal i |
| $T_{IR}(\theta)$ | Temperatur des thermales Infrarots für den Boden und die Vegetation |
| T_p | Oberflächentemperatur |
| T_p | Temperatur der Seitenrauigkeit |
| T_{PRA} | Algorithmus von PRATA (1993) für Bestimmung der Landoberflächentemperaturen |
| T_{PRI} | Algorithmus von PRICE (1984) für Bestimmung der Landoberflächentemperaturen |
| T_s | echte (wahre) Oberflächentemperatur |
| T_s | kinetischen Temperatur des Bodens |
| T_s | Bodentemperatur |
| T_{SOB} | Algorithmus von SOBRINO et al. (1994) für Bestimmung der Landoberflächentemp. |
| T_t | Strahlungstemperatur |
| T_t | Temperatur der Deckenrauigkeit |
| T_{ULV} | Algorithmus von ULIVIERI et al. (1994) für Bestimmung der Landoberflächentemp. |
| T_z | Atmosphärentemperatur auf der Höhe z |
| u.B. | Unter Bestimmungsgrenze |
| VIS | Sichtbares Licht |
| w | mögliche Niederschlagsmenge |

Abbildungsverzeichnis

| | | |
|-----------|---|-------|
| Abb. 1: | Untersuchungsgebiet | S. 05 |
| Abb. 2: | Übersichtskarte des Tagebaus Witznitz und Umgebung | S. 06 |
| Abb. 3: | Übersichtskarte der ehemaligen Baufelder des Tagebaus Witznitz, aus MBV (1987) | S. 07 |
| Abb. 4: | Drehpunkte des Tagebaus Witznitz, modifiziert nach internen Berichten der MBV (1985-1987) | S. 08 |
| Abb. 5: | 2-Geländemodell des Tagebaus Witznitz und Umgebung | S. 10 |
| Abb. 6: | Wasserflußbild des Tagebaurestloch Witznitz, vereinfacht nach MBV(1987)-Grundriß ohne Maßstab | S. 07 |
| Abb. 7: | Geologisches Profil des Tagebaus Witznitz nach EISSMANN (1994), rechts: Schematisches Idealprofil des Tagebaus Witznitz, simplifiziert nach MBV (1987) | S. 16 |
| Abb. 8: | Phasengrenzflächen und Transportvorgänge im Ablauf der Pyritverwitterung aus PREIN(1994) | S. 23 |
| Abb. 9: | Pyritoxidation unter Teilnahme von <i>Thiobacillus ferrooxidans</i> , schematisch nach KARAVAIKO (1988) in PREIN (1994). | S. 24 |
| Abb. 10: | rechts: Stabilitätsfelder bei 25°C und 101,324 kPa einer Cd^{2+} -Aktivität von $10^{-7,05}$ entsprechend 0,01 mg/l Cd^{2+} sowie CO_2 bzw. S-Aktivitäten von 10^{-3} entsprechend ca. 61 mg/l HCO_3^- bzw. ca. 96 mg/l SO_4^{2-} . Links: Stabilitätsfelder bei 25°C und 101,324 Kpa bei einer Zn^{2+} -Aktivität von 10^{-5} entsprechend 0,65 mg/l Zn^{2+} sowie CO_2 bzw. S-Aktivitäten von 10^{-3} entsprechend ca. 61 mg/l HCO_3^- bzw. ca. 96 mg/l SO_4^{2-} . Nach HEM (1972) in: FÖRSTNER & MÜLLER (1974). | S. 39 |
| Abb. 11: | Schematischer Überblick der Datenvorbereitungsstufen des DAIS 7915 | S. 82 |
| Abb. 11a: | Häufigkeitsverteilung der der pH-Werte | S. 83 |
| Abb. 12: | pH-Werte Übersichtskarte – Namen der Meß- und Probenahmestellen sind dem Overlay zu entnehmen (Anlage1) | S. 84 |
| Abb. 13: | Häufigkeitsverteilung der Eh-Werte | S. 85 |
| Abb. 14: | Eh-Wert Übersichtskarte – Namen der Meß- und Probenahmestellen sind dem Overlay zu entnehmen (Anlage1) | S. 86 |
| Abb. 15: | Abb. 15: Häufigkeitsverteilung der Leitfähigkeitswerte | S. 87 |
| Abb. 16: | Leitfähigkeiten-Werte Übersichtskarte Namen der Meß- und Probenahmestellen sind dem Overlay zu entnehmen (Anlage1) | S. 88 |
| Abb. 17: | Häufigkeitsverteilung der Wassertemperaturwerte | S. 89 |
| Abb. 18: | Temperaturwerte Übersichtskarte - Namen der Meß- und Probenahmestellen sind dem Overlay zu entnehmen (Anlage1) | S. 90 |
| Abb. 19: | Häufigkeitsverteilung der Sulfatkonzentration | S. 91 |
| Abb. 20: | Sulfat-Gehalte Übersichtskarte - Namen der Meß- und Probenahmestellen sind dem Overlay zu entnehmen (Anlage1) | S. 92 |
| Abb. 21: | Häufigkeitsverteilung der Chlorid-Konzentration | S. 93 |
| Abb. 22: | Chlorid-Gehalts-Übersichtskarte - Namen der Meß- und Probenahmestellen sind dem Overlay zu entnehmen (Anlage1) | S. 94 |
| Abb. 23: | Häufigkeitsverteilung der Hydrogenkarbonatkonzentrationen | S. 95 |
| Abb. 24: | Hydrogenkarbonat-Gehalts- Übersichtskarte - Namen der Meß- und Probenahmestellen sind dem Overlay zu entnehmen (Anlage1) | S. 96 |
| Abb. 25: | Häufigkeitsverteilung der Magnesiumkonzentration | S. 97 |

| | | | |
|-----------|---|-----|--------|
| Abb.26: | Magnesium-Gehalte Übersichtskarte - Namen der Meß- und Probenahmestellen sind dem Overlay zu entnehmen (Anlage1) | und | S. 98 |
| Abb. 27: | Häufigkeitsverteilung der Kalzium Konzentrationen | | S. 99 |
| Abb. 28: | Kalzium-Gehalts-Übersichtskarte–Namen der Meß- und Probenahmestellen sind dem Overlay zu entnehmen (Anlage 1) | und | S. 100 |
| Abb. 29: | Häufigkeitsverteilung der Kaliumkonzentration (mg/l) | | S. 101 |
| Abb. 30: | Kalium-Gehalts-Übersichtskarte – Namen der Meß- und Probenahmestellen sind dem Overlay zu entnehmen (Anlage 1) | | S. 102 |
| Abb. 31: | Häufigkeitsverteilung der Natriumgehalte | | S. 103 |
| Abb. 32 | Natrium-Gehalte Übersichtskarte-Namen der Meß- und Probenahmestellen sind dem Overlay zu entnehmen (Anlage 1) | und | S. 104 |
| Abb. 33: | Häufigkeitsverteilung der Mangankonzentration | | S. 105 |
| Abb. 34: | Mangan-Gehalts-Übersichtskarte - Namen der Meß- und Probenahmestellen sind dem Overlay zu entnehmen (Anlage 1) | | S. 106 |
| Abb. 35: | Häufigkeitsverteilung des Nitratgehaltes | | S. 108 |
| Abb. 36: | Nähstoff-Gehalts-Übersichtskarte-Namen der Meß- und Probenahmestellen sind dem Overlay zu entnehmen (Anlage 1) | und | S. 109 |
| Abb. 37: | Häufigkeitsverteilung des Zinkgehaltes | | S. 111 |
| Abb. 38: | Häufigkeitsverteilung des Nickelgehaltes | | S. 111 |
| Abb. 39: | Zink-Gehalts-Übersichtskarte- Namen der Meß- und Probenahmestellen sind dem Overlay zu entnehmen (Anlage 1) | | S. 112 |
| Abb. 40: | Konzentrationen der Spurenelemente-Übersichtskarte- Namen der Meß- und Probenahmestellen sind dem Overlay zu entnehmen (Anlage1) | | S. 113 |
| Abb. 41: | Konzentrationen der Spurenelemente (Cr, Co, Cu, Cd)-Übersichtskarte - Namen der Meß- und Probenahmestellen sind dem Overlay zu entnehmen (Anlage 1) | | S. 114 |
| Abb. 42: | Häufigkeitsverteilung der Gesamt-Eisenkonzentration | | S. 115 |
| Abb. 43: | Gesamt-Eisenkonzentrations-Übersichtskarte - Namen der Meß- und Probenahmestellen sind dem Overlay zu entnehmen (Anlage 1) | | S. 116 |
| Abb. 43a: | Lage der Profile und Messpunkte in der Grube Witznitz II | | S. 118 |
| Abb. 43b: | Gemessene Temperaturen in der Grube Witznitz II | | S. 119 |
| Abb. 44: | Temperaturdiagramm vom 31.05.96 aus dem Bereiche der Grube WitznitzII | | S. 119 |
| Abb. 45: | Diagramm zeigt die Ergebnisse der Strahlungstemperatur in Haldebeckenzulauf | | S. 120 |
| Abb. 46: | Diagramm zeigt die Strahlungstemperatur am Haldebeckenzulauf (OZ) am 26-11-96 | | S. 120 |
| Abb. 47: | Strahlungstemperatur der Sedimente neben dem Wasserbecken A (WBA) | | S. 121 |
| Abb. 48: | Strahlungstemperatur der Sedimente neben dem Wasserbekcen B (WBB) | | S. 122 |
| Abb. 49: | Die Karte zeigt die Temperaturmessprofile mit den einzelnen Messpunkten auf dem Vorfeld | | S. 123 |
| Abb. 50 | Diagramm mit den Temperaturmessergebnissen des Profils VF1 | | S. 124 |
| Abb. 51: | Ergebnisse der Temperaturmessungen der Profile auf dem Vorfeld | | S. 124 |
| Abb. 52: | Diagramm mit den Temperaturmessergebnissen des Profils VF1 am 26-11-96 | | S. 125 |
| Abb. 53: | Diagramm mit den Temperaturmessergebnissen des Profils VF3 am 22-06-96 | | S. 126 |

| | | |
|----------|--|--------|
| Abb. 54: | Diagramm mit den Temperaturmessergebnissen des Profils VF4 am 23-06-96 | S. 126 |
| Abb. 55: | Diagramm mit den Temperaturmessergebnissen des Profils VF5 vom 03-07-96 | S. 127 |
| Abb. 56: | Bezeichnungen und Lokalitäten der Profile und Messpunkte an der westlichen Böschung des Restlochsees Kahnsdorf im Frühling/Sommer 1996 und Herbst 1996 | S. 128 |
| Abb. 57: | Darstellung der Temperaturmessergebnisse an der westlichen Böschung des Kahnsdorfsees im Frühjahr/Sommer 1996 | S. 129 |
| Abb. 58: | Ergebnisse der Temperaturmessungen der westlichen Böschung am Kahnsdorfsee im Herbst 1996 | S. 130 |
| Abb. 59: | Temperaturmessungen an der westlichen Böschung des Kahnsdorfsees (WB1, Frühsommer) | S. 131 |
| Abb. 60: | Temperaturmessungen an der westlichen Böschung des Kahnsdorfsees (WB1, Herbst) | S. 132 |
| Abb. 61: | Temperaturmessungen an der westlichen Böschung des Kahnsdorfsees (WB2, Frühsommer) | S. 133 |
| Abb. 62: | Temperaturmessungen an der westlichen Böschung des Kahnsdorfsees (WB2, Herbst) | S. 133 |
| Abb. 63: | Temperaturmessungen an der westlichen Böschung Kahnsdorfsee (WB3, Frühsommer) | S. 134 |
| Abb. 64: | Temperaturmessungen an der westlichen Böschung des Kahnsdorfsees (WB3, Herbst) | S. 134 |
| Abb. 65: | Temperaturmessungen an der westlichen Böschung des Kahnsdorfsees (WB4, Frühsommer) | S. 135 |
| Abb. 66: | Temperaturmessungen an der westlichen Böschung des Kahnsdorfsees (WB5, Frühsommer) | S. 135 |
| Abb. 67: | Temperaturmessungen an der westlichen Böschung des Kahnsdorfsees (WB5, Frühsommer) | S. 136 |
| Abb. 68: | Temperaturmessungen an der westlichen Böschung des Kahnsdorfsees (WB8, Sommer) | S. 136 |
| Abb. 69: | Temperaturmessungen an der westlichen Böschung des Kahnsdorfsees (WB8, Herbst) | S. 137 |
| Abb. 70: | Benennung und Lage der Profile und Messpunkte auf der östlichen Böschung des Restlochsees Kahnsdorf | S. 138 |
| Abb. 71: | Messergebnisse der Temperaturemission der Oberfläche der Profile OB1-OB5 an der östlichen Böschung des Restlochsees Kahnsdorf (Sommer, 96) | S. 139 |
| Abb. 72: | Temperaturmessungen an der östlichen Böschung des Kahnsdorfsees (OB2, Sommer) | S. 140 |
| Abb. 73: | Temperaturmessungen an der östlichen Böschung des Kahnsdorfsees (OB3, Sommer) | S. 141 |
| Abb. 74: | Temperaturmessungen an der östlichen Böschung des Kahnsdorfsees (OB4, Sommer) | S. 141 |
| Abb. 75: | Temperaturprofile der Oberflächenemission der östlichen Böschung am 27-11-96 | S. 142 |
| Abb. 76: | Temperaturmessungen an der östlichen Böschung des Kahnsdorfsees (OB2, Herbst) | S. 143 |
| Abb. 77: | Temperaturmessungen an der östlichen Böschung des Kahnsdorfsees (OB5, Herbst) | S. 144 |
| Abb. 78: | Temperaturmessungen an der östlichen Böschung des Kahnsdorfsees | S. 144 |

| | | |
|-----------|--|--------|
| | (OB3, Herbst) | |
| Abb. 79: | Temperatur der Oberflächenemission der östlichen Böschung des Restlochsees Kahnsdorf entlang der Profile OB1 und OB5 | S. 145 |
| Abb. 80: | Temperaturmessungen an der östlichen Böschung des Kahnsdorfsees (OB1, Herbst) | S. 146 |
| Abb. 81: | Temperaturmessungen an der östlichen Böschung des Kahnsdorfsees (OB5, Frühsommer) | S. 146 |
| Abb. 82: | Restlochsee Kahnsdorf mit der Lokalisierung der Profile und Messpunkte | S. 147 |
| Abb. 83: | Messergebnisse des Strahlungsthermometers für das Profils RK3 vom 03-07-96 | S. 148 |
| Abb. 84: | Temperaturdiagramm der Messergebnisse des Profils RK3 (Frühsommer, 1996) | S. 149 |
| Abb. 85: | Messergebnisse der emittierten Temperatur für das Profil RK4 vom 05-07-96 | S. 150 |
| Abb. 86: | Temperaturmessergebnisse des Profils RK4 (Frühsommer, 1996) | S. 151 |
| Abb. 87: | Temperaturergebnisse des Profils RK5 (Herbst, 1996) | S. 151 |
| Abb. 88: | Messergebnisse der emittierten Temperatur des Profils RK5 vom 03-10-96 | S. 152 |
| Abb. 89: | Lokalitäten und Nummern der für die Sedimentanalysen (RDA, RFA und DTA) genommenen Proben | S. 153 |
| Abb. 90: | Probe P1-85/100 mit der dritten DTA Untersuchungsmethode | S. 154 |
| Abb. 91: | Probe P1-85/100 mit der zweiten DTA Untersuchungsmethode | S. 155 |
| Abb. 92: | Probe P2-00/15 mit der zweiten DTA Untersuchungsmethode | S. 155 |
| Abb. 93: | Links Probe P2-50/65 und rechts Probe P2-85/100, Untersuchungsmethode 2, DTA | S. 156 |
| Abb. 94: | Links Probe P3-00/15 und rechts Probe P3-50/65, Untersuchungsmethode 2, DTA | S. 156 |
| Abb. 95: | Probe P3-75/95, Untersuchungsmethode 1, DTA | S. 157 |
| Abb. 96: | Schwach exotherme Reaktion bei der Probe P3-75/95, Untersuchungsmethode 2, DTA | S. 157 |
| Abb. 97: | Links Probe P4-50/65 und rechts Probe P5-50/65 als Beispiel mit der Untersuchungsmethode 2, DTA, für Wasserevaporation | S. 158 |
| Abb. 98: | Exotherme Reaktion der Probe P3-75/95, Untersuchungsmethode 3, DTA | S. 158 |
| Abb. 99: | Proben P6-85/100 und P7-50/65, ohne Reaktion, Untersuchungsmethode 2, DTA | S. 159 |
| Abb. 100: | Exotherme Reaktion der Probe P6-50/65, Untersuchungsmethode 2, DTA | S. 159 |
| Abb. 101: | Exotherme Reaktion der Probe P7-85/100, Untersuchungsmethode 2, DTA | S. 160 |
| Abb. 102: | Exotherme Reaktion der Probe P10-50/65, Untersuchungsmethode 2, DTA | S. 161 |
| Abb. 103: | Darstellung der pH-Sulfat-Eisen-Verhältnisse | S. 165 |
| Abb. 104: | Konzentrationsverhältniss von Sulfat/Eisen/Kalzium | S. 166 |
| Abb. 105: | Tortendiagramm in meq/l der chemische Analyse der Wasserprobe aus FB 3718 | S. 166 |
| Abb. 106: | Tortendiagramm in meq/l der chemischen Analyse der Wasserprobe aus FB 3130 | S. 167 |
| Abb. 107: | Darstellung der Verhältnisse von pH-Eh-Leitfähigkeit der Vorfeldwasserproben | S. 168 |

| | | |
|-----------|--|--------|
| Abb. 108: | Darstellung der Konzentration von Sulfat zu Eisen in Abhängigkeit vom pH aus Filterbrunnenproben | S. 170 |
| Abb. 109: | Darstellung der Konzentration von Sulfat zu Eisen und Aluminium zu Eisen aus Filterbrunnenproben | S. 170 |
| Abb. 110: | Darstellung der Verhältnisse von pH zu Sulfat und Kalzium in mg/l der Filterbrunnenproben | S. 171 |
| Abb. 111: | Darstellung der Verhältnisse von pH/LF in Filterbrunnenproben | S. 171 |
| Abb. 112: | Korrelationsgerade für Gesamtlösungsinhalt gegen Abdampfdruckstand | S. 172 |
| Abb. 113: | Chemische Zusammensetzung der Wasserprobe aus FB 3677 [meq/l] | S. 173 |
| Abb. 114: | Chemische Zusammensetzung der Wasserprobe des Filterbrunnens FB3017 | S. 174 |
| Abb. 115: | Chemische Zusammensetzung der Wasserprobe aus dem Filterbrunnen FB 4574 [meq/l] | S. 175 |
| Abb. 116: | Verhältnis von pH zu LF aller Wasserproben aus dem Hangaustritt der westlichen Böschung | S. 176 |
| Abb. 117: | Verhältnis zwischen pH, Ca und Sulfat für die Wasserproben des Hangaustritts (HA) | S. 176 |
| Abb. 118: | Verhältniss von pH, Sulfat und Eisen in den Wasserproben des Hangaustrittswassers (HA) | S. 177 |
| Abb. 119: | Verhältnis von pH, Aluminium und Mangan, die in hohen Konzentrationen vorliegen in den Wasserproben der Hangaustrittswässer | S. 178 |
| Abb. 120: | Korrelation zwischen Gesamtlösungsinhalt und Abdampfdruckstand [mg/l] | S. 178 |
| Abb. 121: | Chemische Zusammensetzung der Wasserprobe aus HA07 [meq/l] | S. 179 |
| Abb. 122: | Abb. 122: Chemische Zusammensetzung der Wasserprobe Hangaustrittswasser HA08 | S. 179 |
| Abb. 123: | Chemische Zusammensetzung der Wasserprobe aus dem Hangaustritt HA04 [meq/l] | S. 180 |
| Abb. 124: | Elektrische Leitfähigkeit und pH zeigen im Restlochsee Kahnsdorf eine große Homogenität mit der Tiefe | S. 181 |
| Abb. 125: | Konzentrationsverhältnisse des pH zu Ca und Sulfat für die Seewasserproben (RK) | S. 182 |
| Abb. 126: | Konzentrationen von Eisen und Aluminium in Abhängigkeit vom pH Seewasserproben | S. 182 |
| Abb. 127: | Graphik zeigt die Korrelation zwischen Gesamt Lösungsinhalt und Abdampfdruckstand [mg/l] | S. 183 |
| Abb. 128: | Chemische Zusammensetzung der Wasserprobe RK1 [meq/l] | S. 183 |
| Abb. 129: | Chemische Zusammensetzung der Probe RK8 [meq/l] | S. 184 |
| Abb. 130: | Chemische Zusammensetzung der Probe RK5 [meq/l] | S. 185 |
| Abb. 131: | Relativer Anteil der Kationen und Anionen im Piper Diagramm dargestellt | S. 187 |
| Abb. 132: | DAIS 7915: klassifizierte Aufnahme (Maximum-Likelihood-Klassifizierungsergebnis-VIS-SWIR – Kanäle 1 – 32), zeigt das Restlochsee Kahnsdorf im Zentrum, nordwestlich des Speichersees Rötha und östlich des Tagebaus Witznitz | S. 190 |
| Abb. 133: | Korrekturdiagramm für den Reflexionseinfluss auf radiometrische Wasseroberflächentemperaturmessungen nach LORENZ (1973) | S. 192 |
| Abb. 134: | Das Diagramm zeigt die direkte Interpolation der Temperaturen von 16,63° C bis 45,5° C, die mit dem Strahlungsthermometer gemessen | S. 195 |

| | | |
|-----------|--|--------|
| | wurden | |
| Abb. 135: | Diagramm mit dem Pixelverhältnis von entzerrter und nicht entzerrter Aufnahme für die einzelnen Thermalklassen | S. 196 |
| Abb. 136: | Thermalklassifizierung aus der Messungen mit dem Strahlungsthermometer KT 15 (Heimann GmbH) und korrigiert nach LORENZ (1973). Die Messung wurde Gleichzeitig mit der DAIS 7915-Befliegung am 30-05-96 durchgeführt. Hier ist ein entzerrtes Bild zu sehen | S. 197 |
| Abb. 137: | Thermalklassifizierung aus der Messungen mit dem Strahlungsthermometer KT 15 (Heimann GmbH) und korrigiert nach LORENZ (1973). Die Messung wurde Gleichzeitig mit der DAIS 7915-Befliegung am 30-05-96 durchgeführt. Hier ist ein nicht entzerrtes Bild zu sehen | S. 198 |
| Abb. 138: | Histogramme der Thermalklassifizierungsergebnisse mit Hilfe des Strahlungsthermometer KT 15. Thermalklassifizierung für die TIR (Kanal 33 – 8,62 μm) durchgeführt. Die Befliegung fand am 30-05-1996 statt | S. 199 |
| Abb. 139: | Darstellung von Messpunkten und gemessenen Temperaturen für die Thermalkalibrierung | S. 205 |
| Abb. 140: | Pixelvariation der Temperaturintervalle für die entzerrte und nicht entzerrte Aufnahme | S. 208 |
| Abb. 141: | Histogramme der Thermalklassifizierungsergebnisse nach Umsetzung des Planckschen Gesetzes, wobei der benutzt Emissionsgrad ist 0,985. TIR (Kanal 33 – 8,63 μm vom 30-05-1996). Links: nicht entzerrtes Bild und rechts: entzerrtes Bild | S. 209 |
| Abb. 142: | Thermalklassifizierungsergebnisse nach Umsetzung des Planckschen Gesetzes, wobei der benutzt Ermissionsgrad gleich 0,985 ist. TIR (Kanal 33 – 8,62 μm) für 20 Klassen (16 °C bis 61,39°C). Entzerrtes Bild | S. 210 |
| Abb. 143: | Thermalklassifizierungsergebnisse nach Umsetzung des Planckschen Gesetzes, wobei der benutzt Emissionsgrad gleich 0,985 ist. TIR (Kanal 33 – 8,62 μm) für 20 Klassen (16 °C bis 61,39 °C). Nicht entzerrtes Bild | S. 211 |
| Abb. 144: | Wasseroberflächentemperaturen, die mit dem Strahlungsthermometer und dem Sensor DAIS 7915 am 30-05-96 gemessen wurden | S. 212 |
| Abb. 145: | Korrelation der Oberflächentemperaturen, die mit dem Strahlungsthermomter und dem Sensor DAIS 7915 gemessen wurden | S. 213 |
| Abb. 146: | Diagramm der Regressionslinie und dem Korrelationskoeffizient für die Messungen | S. 214 |
| Abb. 147: | Ergebnisse der Messung mittels Strahlungsthermomter KT 15 korrigiert nach LORENZ (1973) für 10 Klassen (16,81 - < 21,27 Strahlungstemperatur) nicht entzerrtes Bild | S. 216 |
| Abb. 148: | Messergebnisse der Bodenoberflächentemperaturen mit dem Strahlungsthermometer und dem DAIS 7915-Sensor, gemessen am 30-05-1996 | S. 217 |
| Abb. 149: | Diagramm der Korrelation zwischen DAIS 7915 und Strahlungsthermomter Bodenoberflächentemperaturen | S. 218 |
| Abb. 150: | Diagramm der Regressionslinie und des Korrelationskoeffizienten für die Messungen | S. 219 |
| Abb. 151: | Übersichtskarte der DTA und RDA Analysenergebnisse | S. 224 |

Tabellenverzeichnis

| | | |
|-------------|---|-------|
| Tabelle 1: | Qualitätsanprüche der werkseigenen Verbraucher: (MBV, 1987) | S. 11 |
| Tabelle 2: | Übersicht der Geologie des Prätertiärs von Mitteldeutschland, nach EISSMANN & LITT (1994) | S. 13 |
| Tabelle 3: | Tabellarischer Übersicht über die Stratigraphie des Untersuchungsortes | S. 15 |
| Tabelle 4: | Darstellung der miozäne Cottbuser Folge (MBV, 1987) | S. 18 |
| Tabelle 5: | Hydrogeologische-geohydraulische Verhältnisse der Grundwasserleiter, nach MBV (1987) | S. 20 |
| Tabelle 6: | Diffusionskoeffizient des Sauerstoffes in verschiedenen Medien (bei 20°C) in: WISOTZKY (1994) | S. 22 |
| Tabelle 7: | <i>Thiobacillus ferrooxidans</i> optimalen Lebensbedingungen in: PREIN (1994) | S. 25 |
| Tabelle 8: | Gehalt an Haupt- und Nebenbestandteilen (Gew.%) von Oberflächenfeststoffproben der Anschüttung III bis zu verschiedenen Expositionszeiten (Fe _T – Gesamteisen; III1:0.Expositionstag; III3:47.Tag; III5: 114.Tag; III6: 170.Tag; III7:247.Tag, III8:332 Tag; III9:441.Tag) in: WISOTZKY (1994) | S. 30 |
| Tabelle 9: | Mögliche Bindungsformen von Metallen in Böden und Sedimenten, sowie entsprechendes Reaktionen nach PICKERING (1981) in DÜES (1988). | S. 38 |
| Tabelle 10: | Grenz-pH-Werte für eine beginnende Schwermetallmobilisierung nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1992) | S. 39 |
| Tabelle 11: | Von Fernerkundungssensoren genutzte Spektralbereiche der elektromagnetischen Strahlung unter Bezugnahme auf eine Einteilung von ERB(1989) in: KÜHN & HÖRIG (1995) | S. 43 |
| Tabelle 12: | Beobachtete Emissionsgradwerte bei der Wellenlänge von 8-14 µm (SOBRINO, et al., 1991) | S. 55 |
| Tabelle 13: | zeigt die Werte einer thermischen isolierten Landwirtschaftsfläche in Valencia (Südspanien). Die Werte wurden mit dem Satelliten HCMM aufgezeichnet. ΔT _a ist die unkorrigierte Temperaturdifferenz zwischen der Stadt und der landwirtschaftlichen Fläche und ΔT zeigt die korrigierten Werte der Emissionsgrad (SOBRINO, et al., 1991) | S. 56 |
| Tabelle 14: | Fehler bei der Temperaturabschätzung ΔT, wenn die Atmosphärenreflexion nicht berücksichtigt wird, für T = 15°C, ε = 0,95 e λ = 11,5 µm | S. 58 |
| Tabelle 15: | Parameter a für die unterschiedlichen Wellenlängen für das Temperaturintervall vor Ort (300° bis 340° K). ΔT ist die Abweichung wenn man vereinfacht L ≈ aT ^b setzt | S. 59 |
| Tabelle 16: | Anfangswerte, die durch eine Radiosonde gemessen wurden (mit * bezeichnet) und die daraus generierten Werte (COLL et al., 1991) | S. 63 |
| Tabelle 17: | Zusammenfassung der am Probenahmeort gemessen Parameter und die dazu verwendeten Geräte | S. 74 |
| Tabelle 18: | IC's Nachweisgrenze [mg/l] | S. 75 |
| Tabelle 19: | AES-ICP's Nachweisgrenze [mg/l] | S. 75 |
| Tabelle 20: | Verteilung der 38 Kanäle des DAIS 7915 bei der Befliegung am 30-05-1996 | S. 78 |
| Tabelle 21: | Charakteristik des Spektrometers des DAIS 7915 | S. 80 |
| Tabelle 22: | Radiometrische Parameter des DAIS 7915 | S. 81 |
| Tabelle 23: | Geometrische Parameter des DAIS 7915 | S. 81 |

| | | |
|-------------|---|--------|
| Tabelle 24: | Natürliche Konzentration für folgender Parameter | S. 165 |
| Tabelle 25: | Durchschnittliche chemische Analysenergebnisse aus den Tagebaus Witznitz | S. 165 |
| Tabelle 26: | Lineare Korrelationsmatrix der Wasserinhaltsstoffe des FB 3718. Berechnet mit den absoluten Gehalten im mg/l | S. 167 |
| Tabelle 27: | Konzentrationsmatrix für die Probe FB3130 | S. 168 |
| Tabelle 28: | Korrelationsmatrix des FB 3677, berechnet mit den absoluten Gehalten in [mg/l] für lineare Korrelation | S. 173 |
| Tabelle 29: | Korrelationsmatrix der FB 3017 Wasserinhaltsstoffe, berechnet mit den absoluten Gehalten in mg/l. Die Tabelle stellt eine lineare Korrelations dar | S. 174 |
| Tabelle 30: | Lineare Korrelationsmatrix für die Probe FB 4576 | S. 175 |
| Tabelle 31: | Lineare Korrelationsmatrix für die Probe HA07 | S. 179 |
| Tabelle 32: | Lineare Korrelationsmatrix für die Probe HA 04 | S. 180 |
| Tabelle 33: | Lineare Korrelationsmatrix für die Probe RK1 | S. 184 |
| Tabelle 34: | : Lineare Korrelationsmatrix für die Probe RK8 | S. 185 |
| Tabelle 35: | Auflistung der Messstellen der gemessenen Oberflächenwassertemperaturen, die für die wahre Lufttemperatur von 25,5 °C um 12:30 Uhr entsprechend korrigiert sind | S. 193 |
| Tabelle 36: | Strahlungstemperaturen [°C] für die Thermalklassification des Gebietes um Witznitz | S. 194 |
| Tabelle 37: | RAD (L) für die gemessene Temperaturen | S. 194 |
| Tabelle 38: | Klasseneinteilung und Temperaturintervalle für die Thermalklassifizierung | S. 195 |
| Tabelle 39: | Fluxes Paramater for the calculation | S. 201 |
| Tabelle 40: | Uhrzeit und Messdaten für die Thermalkalibrierung | S. 204 |
| Tabelle 41: | Die Wasseroberflächentemperaturen DAIS 7915 [°C] auf dem RL Kahnsdorf | S. 206 |
| Tabelle 42: | Geringste und höchste Temperatur [°C] der DAIS 7915-Aufnahme | S. 207 |
| Tabelle 43: | Temperaturen, Klasseinteilung und deren Variation für die nicht entzerrte Aufnahme | S. 207 |
| Tabelle 44: | Temperaturen, Klasseinteilung und deren Variation für die entzerrte Aufnahme | S. 207 |
| Tabelle 45: | Wasseroberflächentemperaturen [°C] gemessen mit dem Strahlungsthermometer und mit dem Sensor DAIS 7915 | S. 213 |
| Tabelle 46: | Darstellung der Korrelationswerte für jeden einzelnen Messpunkt | S. 214 |
| Tabelle 47: | Bodenoberflächentemperaturen [°C] gemessen mit DAIS 7915 und dem Strahlungsthermometer am 30.05.1996 | S. 218 |
| Tabelle 48: | Korrelationswert für jeden einzeln Punkte | S. 219 |
| Tabelle 49: | DAIS- und Strahlungstemperaturen der Oberfläche der Probennahmepunkte | S. 221 |

INHALTSVERZEICHNIS

| | |
|---|----|
| 1 Einleitung | 1 |
| 1.1 Problemstellung | 2 |
| 1.2 Zielsetzung | 3 |
| 2 Grundlagen | 4 |
| 2.1 Lage des Untersuchungsstandortes | 4 |
| 2.2 Allgemeine Informationen über den Untersuchungsort | 4 |
| 2.3 Klima | 8 |
| 2.4 Morphologie | 9 |
| 2.5 Allgemeines zur Lagerstätte Witznitz | 9 |
| 2.6 Tektonischer-, geologischer- und stratigraphischer Überblick | 11 |
| 2.7 Tektonik des Tagebaus Witznitz | 14 |
| 2.8 Geologie und Hydrogeologie des Tagebaus Witznitz | 14 |
| 2.8.1 Stratigraphie | 14 |
| 2.8.1.1 Tertiär | 14 |
| 2.8.1.2 Quartär | 19 |
| 2.9 Hydrogeologische-geohydraulische Verhältnisse im Tagebau Witznitz | 20 |
| 2.10 Kenntnisstand zum Eisendissulfidverwitterungsprozeß | 21 |
| 2.10.1 Genese der Eisensulfide | 21 |
| 2.10.2 Kenntnisstand zur Pyritoxidation | 21 |
| 2.10.3 Einfluß des Sauerstoffs und der Sauerstoffnachlieferungsprozesse | 22 |
| 2.10.4 Gasaustausch zwischen Luft und Wasser | 24 |
| 2.10.5 Einfluß der Mikroorganismen bedingten Milieufaktoren und Nährstoffe | 24 |
| 2.10.6 Abschätzung der Wärmeentwicklung durch die bakteriellen Umsetzungen | 26 |
| 2.10.7 Pyritoxidation und geochemische Veränderungen versus Expositionszeit. | 27 |
| 2.10.8 Pyritoxidation und Geochemische Veränderungen versus Tiefe | 30 |
| 2.10.9 Einfluß des Eisenhydroxids und des Eisenpufferbereichs | 32 |
| 2.10.10 Temperaturveränderung im Sickerwasser | 32 |
| 2.10.11 Verlauf der Disulfidverwitterung im Bereich des anstehenden Gebirges und der Kippen | 33 |
| 2.10.12 Einfluß der Pufferung und des Kationenaustausches | 34 |
| 2.10.13 Zusammenfassung der möglichen Veränderung im Chemismus der Grund- und Oberflächernwässer in vom Braunkohlenbergbau beeinflussten Gebieten | 36 |
| 2.10.14 Zusammenfassung der geochemischen Entwicklung der Braunkohlenebengesteine bei deren oxidativer Verwitterung | 40 |
| 2.10.15 Pyritoxidation in aquatischen Systemen bei niedrigen Temperaturen | 41 |
| 2.11 Bestimmung der Oberflächentemperaturen mittels Fernerkundungsmethoden | 43 |
| 2.11.1 Bestimmung der Landoberflächentemperaturen | 43 |
| 2.11.2 Algorithmen zur Bestimmung der Landoberflächentemperaturen | 48 |
| 2.11.3 Räumlich-zeitliche Extrapolation | 53 |
| 2.11.4 Emissionskorrektur von Oberflächen im thermischen Spektren. | 54 |
| 2.11.5 Die Atmosphärenkorrektur im Thermalspektrum | 60 |
| 2.11.6 Einfluss des Bodens und des Vegetationsindexes. | 64 |
| 2.11.7 Entzerrung, Korrektur und Resampling | 65 |
| 2.12 Grundlage der Differentialthermoanalyse (DTA). | 67 |
| 2.12.1 Differential Scanning Kalorimeter (DSC) Typen | 67 |
| 2.12.2 Der Energie-Kompensations DSC | 68 |
| 2.12.3 Kalibrierung | 70 |
| 2.12.4 Beeinflussung der Parameter für die Kalibrierung | 70 |

| | |
|---|-----|
| 3 Untersuchungsmethoden, Analytik und Meßgeräte | 72 |
| 3.1 Hydrogeochemische Untersuchungen | 72 |
| 3.1.1 Probennahme und Parameter | 72 |
| 3.1.1.1 Beprobungsschema der Grund- und Oberflächenwässer | 72 |
| 3.1.1.1.1 Oberflächenwässer | 73 |
| 3.1.1.1.2 Grundwasser | 73 |
| 3.1.2 Analysengeräte für die Chemische und Physikalische Analyse | 74 |
| 3.2 Profilaufnahme mit dem Strahlungsthermometer | 75 |
| 3.3 Differentialthermoanalyse – DTA | 76 |
| 3.4 RFA – Röntgen Fluoreszenz Analyse | 77 |
| 3.5 RDA – Röntgendiffraktometrie Analyse | 77 |
| 3.6 DAIS 7915 - Digital Airborne Imaging System | 77 |
| 3.7 Lokalisierung der Meßstellen | 82 |
| 4 Ergebnisse | 83 |
| 4.1 Hydrogeochemische Ergebnisse | 83 |
| 4.1.1 Physikochemische Parameter | 83 |
| 4.1.1.1 pH-Wert | 83 |
| 4.1.1.2 Eh-Wert (Redoxpotential) | 85 |
| 4.1.1.3 Leitfähigkeit | 87 |
| 4.1.1.4 Temperatur | 89 |
| 4.1.2 Chemische Parameter | 91 |
| 4.1.2.1 Hauptanionen und -kationen | 91 |
| 4.1.2.2 Nährstoffe | 107 |
| 4.1.2.3 Konzentrationen der Spurenelemente und des Eisens | 110 |
| 4.2 Gemessene Oberflächentemperaturen mit dem Strahlungsthermometer | 117 |
| 4.2.1 Gemessene Strahlungstemperatur der Sedimente | 118 |
| 4.2.2 Oberflächentemperaturen des Wassers | 147 |
| 4.3 Differentialthermoanalyse -DTA | 153 |
| 4.4 Röntgen Fluoreszenz Analyse – RFA | 162 |
| 5. Auswertung und Interpretation der Untersuchungsergebnisse | 163 |
| 5.1 Hydrogeochemische Auswertung | 163 |
| 5.1.1 Ionenbilanz | 163 |
| 5.1.2 Wasserbeschaffenheit des Tagebau-Vorfeldes | 165 |
| 5.1.3 Wasserbeschaffenheit des Tagebaus | 170 |
| 5.1.4 Wasserbeschaffenheit des Hangaustrittsbereichs | 176 |
| 5.1.5 Wasserqualität der Tagebaurestlochseen | 181 |
| 5.1.6 Relativer Anteil der Kationen und Anionen am Lösungsinhalt | 186 |
| 5.2 Auswertung der DAIS 7915 Aufnahme | 188 |
| 5.2.1 Klassifizierungsverfahren | 188 |
| 5.2.2 Entzerrungsverfahren | 189 |
| 5.3 Auswertung der Thermal Daten | 191 |
| 5.3.1 Korrektur des Reflexionseinflusses der Strahlungsthermometerdaten | 191 |
| 5.3.2 Bestimmung der Oberflächentemperaturen mit Hilfe des Strahlungsthermometers | 194 |

| | |
|--|------------|
| 5.3.3 Korrektur des atmosphärischen Absorptions- und Emissionskoeffizienten der DAIS 7915 Aufnahme | 199 |
| 5.3.4 Bestimmung der Oberflächentemperaturen mit Hilfe des Sensors DAIS 7915 | 203 |
| 5.4 Korrelation der Wasseroberflächentemperaturen der DAIS 7915 Thermaldaten und des Strahlungsthermometers | 210 |
| 5.5 Korrelation der Bodenoberflächentemperaturen der DAIS 7915 Thermaldaten und des Strahlungsthermometers | 215 |
| 5.6 Verhältnis der DTA und Thermalklassifizierung der Sedimentproben | 220 |
| 5.7 Verhältnis der DTA und RDA/RFA-Ergebnisse der Sedimentproben | 223 |
| 5.8 Verhältnis der Thermalklassifizierungsdaten und der chemischen Parameter des Restlochsees Kahnsdorf | 225 |
| 6. Diskussion der Ergebnisse bzw. Methoden | 226 |
| 6.1 Hydrogeochemie Ergebnisse | 227 |
| 6.2 Differentialthermoanalyse (DTA) | 231 |
| 6.3 Röntgendiffraktometrie Analyse (RDA). | 234 |
| 6.4 Ergebnisse der Messung mit dem Strahlungsthermometer | 235 |
| 6.5 Ergebnisse der Messung mit dem DAIS 7915 Fernerkundungssensor | 238 |
| 7 Literaturverzeichnis | 242 |
| 8 Anhang | 248 |
| Anhang A: Beschreibung der verwendeten Analysengeräte | 249 |
| Anhang B: Tabellen | 253 |
| Anhang C: Karten | 290 |
| Anhang D: Physikalische-chemische Diagramme | 293 |
| Anlage 1: Meßstellen und Meßprobenname | 247 |

1 Einleitung

Die starke Versauerung von Braunkohlehaldenabflüssen in der Region von Criciúma im Bundesstaat Santa Catarina in Brasilien und ähnliche Verhältnisse in den Ost- und Mitteldeutschen Braunkohletagebauen mit ihren großen Umweltverschmutzungen machten eine Erkundungsstrategie notwendig, die ungefährlichere, bereits sulfidfreie von potentiell stark reaktiven Breichen trennt. Ein hydrogeochemischer Vergleich der Gebiete, die in Sanierungskonzepte einbezogen werden sollten, war deshalb die ursprüngliche Thematik der Dissertation. Zur besseren Bestimmung der hydrogeochemischen Abläufe in den Halden, wurden weitere Methoden gesucht, die eine schnelle Vorerkundung sichern. Dies führte schließlich zu der Idee, auch andere Methoden einzusetzen. Da es sich bei den Umsetzungsprozessen um exotherme Vorgänge handelte, lag der Gedanke nahe, eine Temperatureaufnahme von der Oberfläche vorzunehmen.

Wollte man den Gedanken einer Methode aufgreifen, die auch in schlecht zugänglichen Gegenden Anwendung finden kann, so ist die Fernerkundung für diesen Zweck das einzige geeignete Werkzeug. Dies gilt um so mehr, als die Halden häufig nicht gesichert sind, was das Betreten schwierig gestaltet. Natürlich bot sich auch die reine Thermographie mit einem Strahlungsthermometer an. Die mineralogische Analyse sollte ebenfalls herangezogen werden, da somit eine Identifikation der sulfidischen Komponenten gegeben war. Erst nach Abschluss der Geländetätigkeiten wurde versucht, auch noch die exothermen Vorgänge mit einer Differentialthermoanalyse nachzuweisen.

Die Wahl fiel auf die Technische Universität Berlin, da ein Abkommen des Fachgebietes Hydrogeologie mit dem Conselho Nacional do Desenvolvimento Tecnológico e Pesquisa (CNPq) und dem Instituto Brasileiro de Meio Ambiente (IBAMA) unterzeichnet worden war, was aber dann nicht eingehalten wurde. Aus diesem Grunde konzentriert sich diese Arbeit nur auf die Braunkohlengrube Witznitz, südlich von Leipzig, wo die Forschungsarbeit durchgeführt wurde. Die Erkenntnisse sind jedoch von allgemeiner Bedeutung und können durchaus auf andere Gebiete mit ähnlichen Problemen extrapoliert werden.

Die Wahl, eine recht kleine Kohlengrube zu bearbeiten, wurde vor allen Dingen deshalb getroffen, weil es sich um eines der wenigen Tagebaulöcher handelte, in denen kein Sondermüll deponiert wurde. Somit konnte mit einer natürlichen Hydrogeochemie gerechnet werden, die nur durch den Haldenverwitterungsprozess gekennzeichnet war. Nur so konnte auch davon ausgegangen werden, dass die Messergebnisse nicht nur eine lokale Bedeutung haben.

Unveröffentlichte Diplomarbeiten unterschiedlicher Thematik begleiteten die Arbeiten und konnten entsprechend der Fragestellung angeleitet werden. Die Ergebnisse der folgenden Arbeiten wurden gemeinsam erarbeitet und die wesentlichen Erkenntnisse finden sich modifiziert in dieser Arbeit wieder:

- „Modellierung des Sulfattransportes im 2-D-Vertikalschnitt am Beispiel des Braunkohlentagebaus Witznitz“ (Claudia Kücklich)
- „Ökotoxikologische Untersuchungen des Grundwassers um den Tagebau Witznitz“ (Nobert Stoltmann)
- „Hydrogeochemische Istzustandsanalyse der Grund- und Oberflächenwässer um den Tagebau Witznitz“ (Barbra Vögele)
- „Untersuchungen der Böschungswässer im Kippenbereich des stillgelegten Braunkohletagebaus Witznitz – Sachsen“ (Winfried Reul)

Es soll an dieser Stelle erwähnt werden, dass die Anzahl der Flüge mit dem Hyperspektralscanner DAIS nicht in der gewünschten Anzahl unternommen wurden. Vielmehr konnten die Daten

ausschließlich eines Fluges verwendet werden, da das Gerät bis zu Abschluss der Geländearbeiten trotz großer Bemühungen der DLR nicht öfter einsatzfähig war.

1.1 Problemstellung

Hohe Produktionskosten, niedrige Energieausbeute, schwierige Abbaubedingungen und ein stark gestiegenes Umweltbewusstsein haben weltweit zur Stilllegung von Kohlebergbaubetrieben geführt. Die starke Beeinträchtigung des Ökosystems, wobei besonders die Verschlechterung der Oberflächen- und Grundwassersituation zu nennen sind, machte Renaturierungsmaßnahmen erforderlich, die in der devastierten Landschaft nur durch hohen finanziellen Aufwand zu leisten sind. Der Braunkohletagebau Witznitz wurde deshalb, wie andere Betriebe im Mitteldeutschen Revier und in der Lausitz eingestellt. Auch die Braunkohlenbergwerke in Santa Catarina (Südostbrasilien) sind ebenfalls aus diesem Grunde eingestellt worden. Die Problematik ist der im Mitteldeutschen Revier, im Bezug auf Grund- und Oberflächenwasserkontamination, wie eine eigene Studie zeigt, sehr ähnlich.

Neben der möglichen Deponierung von Abfall ist besonders der Abraum in den Tagebaurestlöchern und auf Halden ein Problem, da die Belastung des Wassers auf diese zurückgeführt werden muss. In dem aufgelockerten Material zirkuliert das Niederschlagswasser und kommt mit den feinverteilten Sulfiden in Kontakt, wobei Sulfite und Sulfate gebildet werden, die das Wasser qualitativ stark verändern. Die geochemischen und hydrochemischen Prozesse sind exotherm und bewirken eine erhebliche Temperaturerhöhung. Mit der Auslaugung der Sulfide klingt die exotherme Reaktion langsam ab, so dass altes Haldenmaterial sich in seiner Wärmestrahlung erheblich von jungen Material unterscheidet.

Die unterschiedliche Wärmestrahlung der Halden kann somit als Maß für die noch aktive oder bereits weitestgehend abgeschlossene Sulfidverwitterung gewertet werden und gibt Aufschluss über die potentielle Kontamination, die für das Wasser von der Halde ausgeht. Eine Kartierung der unterschiedlichen Erwärmung der Oberflächen der Halden kann am einfachsten mit einem Thermalsensor, z.B. einem Strahlungsthermometer erfolgen. Da die Flächen jedoch sehr groß sind, bietet sich die Fernerkundung als effektivste Methode an, sofern ein Sensor mit genügend hoher Auflösung zur Verfügung steht. Die Auflösung der satellitengestützten Systeme ist für diese Art der Kartierung zu gering, so dass nur ein flugzeuggestütztes System genutzt werden kann. Der hyperspektral arbeitende DAIS 7915 mit seinen 79 Kanälen, wovon sechs im thermalen Infrarot aufzeichnen, hat eine ausreichende Auflösung, um eine Differenzierung der prozessbedingten Reaktionen im Wasser und im Boden zu ermöglichen und somit eine Kartierung der Wärmeanomalien zu gestatten.

1.2 Zielsetzung

1. Durchführung einer hydrogeochemischen Zustandsbeschreibung des Grund- und Oberflächenwassers, um festzustellen, ob sich der Austrag der Eisendisulfidverwitterung nachweisen lässt und in welchem Maße dies die Wasserqualität beeinträchtigt.
2. Durchführung von kalorimetrischen Analysen mit der Differentialthermoanalyse (DTA) um an Sedimentproben des Untersuchungsgebietes exotherme Reaktionen aufzuzeichnen, die bei positiven Ergebnissen zur Korrelation der noch möglichen Eisendisulfidverwitterungsprozesse genutzt werden sollen.
3. Aufnahme des Mineralbestandes und Analyse der chemischen Komponenten des Sediments mit Röntgendiffraktometrischen Analysen (RDA) und Röntgenfluoreszenzanalysen (RFA) zur Beurteilung der Eisendisulfidgehalte und der nach der Oxidation der Sulfide erhaltenen Mineralneubildungen.
4. Aufnahme der Oberflächentemperaturen verschiedener Profile des Bodens sowie des Wassers mit einem Strahlungsthermometer zu unterschiedlichen Tages-, Nacht und Jahreszeiten um eine Korrelation zu den exothermen Vorgängen der Eisendisulfidverwitterung festzustellen.
5. Nutzung von Fernerkundungsmethoden (DAIS 7915) zur Aufnahme der Oberflächentemperaturen des Bodens und des Wassers um über mögliche Temperaturanomalien eine Verbindung zu den Eisendisulfidverwitterungsprozessen herzustellen.
6. Abschätzung der ablaufenden und möglichen exothermen Reaktionen mit ihrer Beziehung zur Eisendisulfidverwitterung unter Nutzung bzw. Kombination aller durchgeführten Methoden, um eine Methode oder Methodenkombination zur Prognose von Kontaminationen durch Kippen des Braunkohlebergbaus zu finden.

2 GRUNDLAGEN

2.1 Lage des Untersuchungsstandortes

Der untersuchte Tagebau befindet sich ungefähr 18 km südlich von Leipzig, im Bundesland Sachsen, im östlichen Teil der Leipziger Tieflandsbucht, im Grenzbereich zwischen Nordwest-sächsischer Hoch- und Tiefscholle (Abb. 1).

Der Tagebau Witznitz umfaßt zirka 15 km² und liegt südlich der Stadt Rötha und nördlich der Stadt Borna. Seine Ostgrenze ist die Bundesstraße 95, im Süden wird der Tagebau von dem Fluß Eula und im Westen von der kanalisierten Pleiße begrenzt.

Wie Abbildung 2 darstellt, liegt der Tagebau Witznitz II im Norden, der Tagebau Espenhain im Süden, der ehemalige Tagebau Witznitz I, heutige Speicher Witznitz im Osten der Tagebau Borna-Ost und die Tagebaue Schleenhain und Peres im Westen. Die Ortschaften Espenhain und Rötha liegen am Rand des Untersuchungsgebietes während Gaulis, Großzössen und Kahnsdorf sich innerhalb des Gebietes befinden.

2.2 Allgemeine Informationen über den Untersuchungsort

Die frühesten Bohrungen, die im Zuge einer Prospektion der Lagestätte Witznitz niedergebracht wurden, sind auf das Jahr 1897 datiert (MBV, 1987).

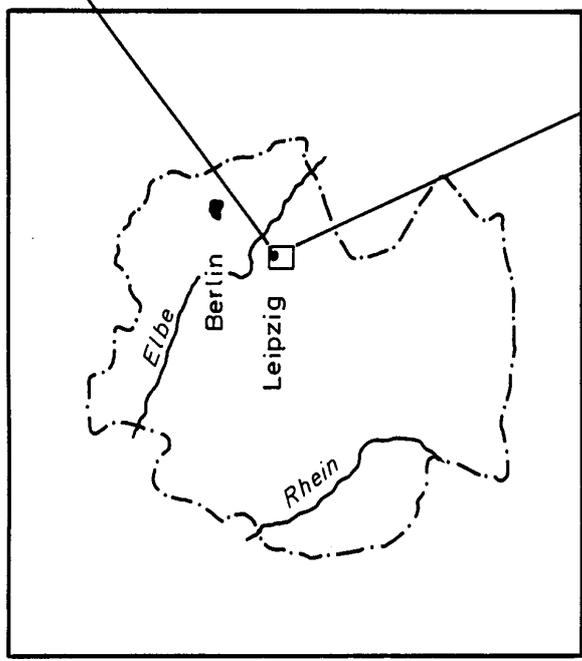
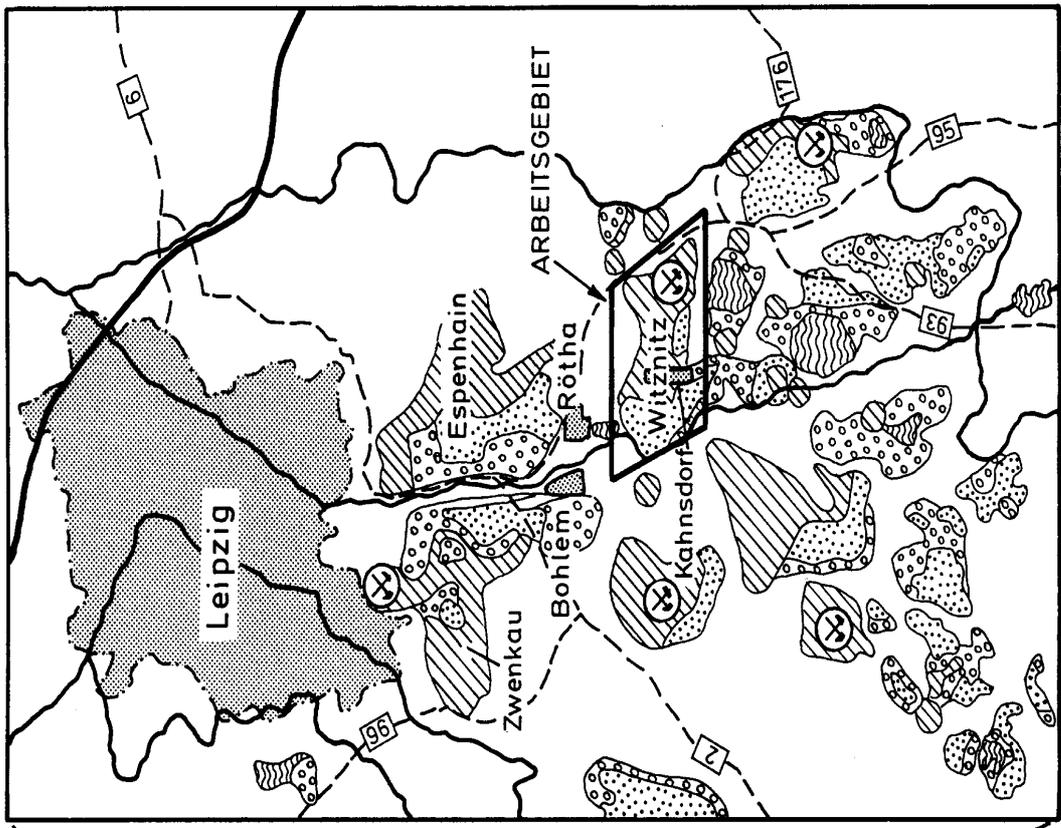
Im Jahr 1903 wurde der Tiefbau "Margarethe" südlich der Ortschaft Espenhain in Betrieb genommen, in dem das Flöz 4 in einer Teufe von 44-59 m abgebaut wurde. Über den Zeitpunkt des Abbaus dieses Bergbaus liegen unterschiedliche Angaben vor (1914 bzw. 1916). Vor dem zweiten Weltkrieg wurde aus den Tagebauen Dora-Helene (von 1907 bis zum Jahr 1942/43) und Witznitz I (wurde 1949 aufgegeben und dient heute als Speicherbecken) Braunkohle gefördert (Abb. 3).

Seit 1948 erfolgte der Abbau im Tagebau Witznitz, dem eigentlichen Untersuchungsgebiet, südwestlich von Kahnsdorf das Baufeld I lag. Es gab mehrere Drehpunkte (Abb.4) und seit 1982 wurde das "Nordfeld", südlich Espenhain, abgebaut. Aus ökonomischen Gründen wurde der Abbau Ende 1993 eingestellt. Seitdem befinden sich die Betriebs-, Tagebau- und Gleisanlagen im Rückbau. Ebenfalls wurden Sicherheitsmaßnahmen im Rahmen der Sanierung und Sicherung der Böschungssysteme in Hinsicht auf die geplante Flutung des Tagebaus getroffen.

Als natürlich fließendes Gewässer ist die Pleiße am bedeutendsten, die nur im Norden und Süden des Tagebaus Witznitz in ihrem natürlichen Bett fließt. Im Zuge des Abbaus wurde ihr Lauf 1965 nach Westen verlegt und kanalisiert. In die Pleiße münden westlich von Großzössen, aus östlicher Richtung kommend, die Eula und aus südlicher Richtung die Whyra, die ebenfalls stellenweise umgelegt und kanalisiert wurden.

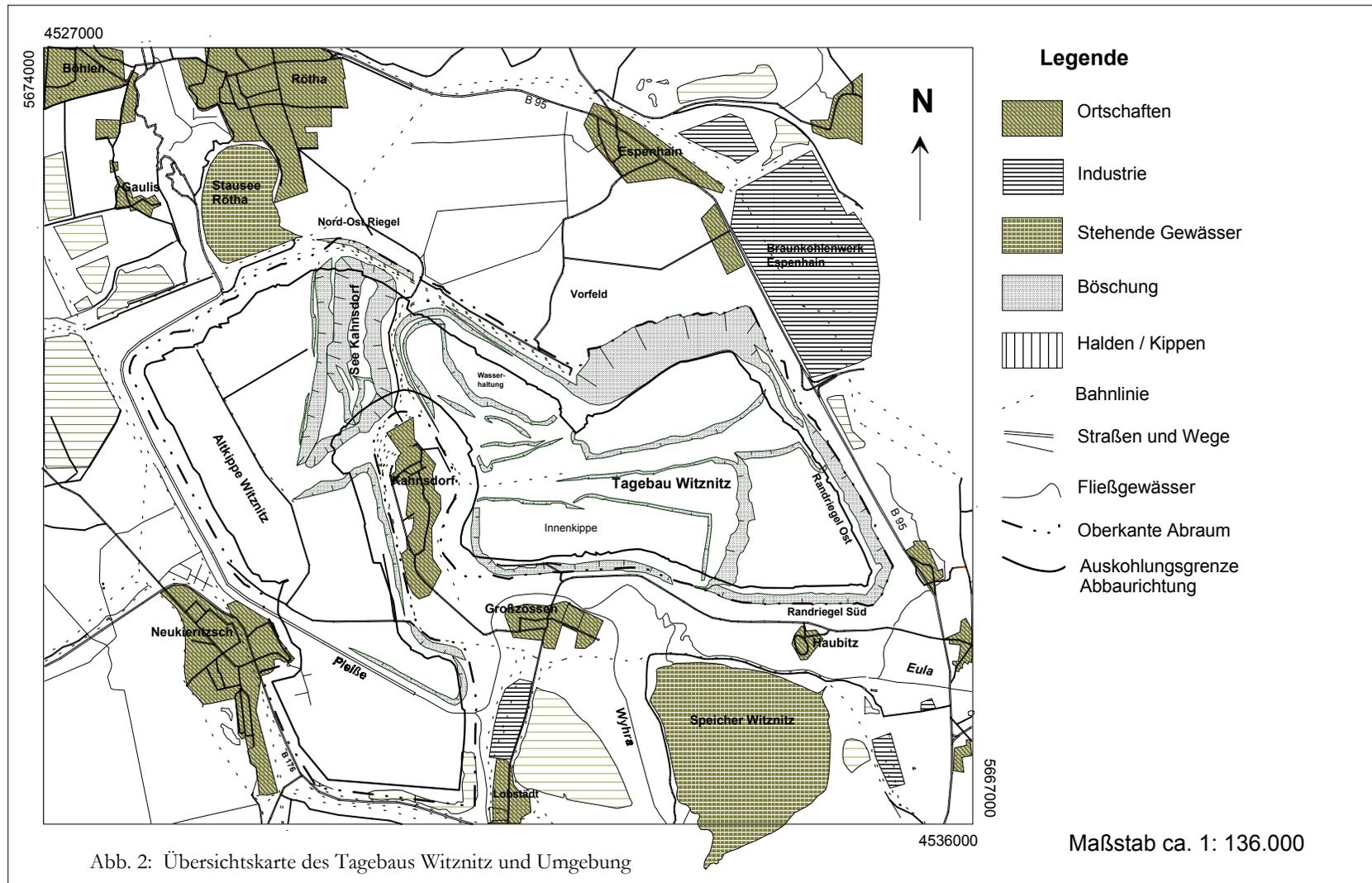
Die Eula besitzt eine mittlere Abflussmenge von 0,42 m³/s entsprechend einer Abflussspende von 2,4 l/s km². Die Whyra führt vor dem Zusammenfluss mit der Eula eine mittlere Abflussmenge von 0,91 m³/s (Abflussspende = 3,63 l/s/km²), so dass die vereinigte Eula und Whyra der Pleiße einen Zufluss von 1,33 m³/s bringen. Der mittlere Abfluss der Pleiße unterhalb des Whyraeinlaufes, also im zu betrachtenden Teil, erreichte 4,41 m³/s bei einem Einzugsgebiet von rund 1250 km². Daraus errechnet sich eine mittlere Abflussspende von 3,6 l/s km² (MBV, 1987).

Als stehende Gewässer sind der Speicher Witznitz, der vor etwa 50 Jahren geflutete Tagebau, der von der Whyra gespeist wird, der Stausee Rötha und der Tagebaurestsee im Restloch Kahnsdorf zu nennen. Der Stausee Rötha befindet sich im Norden des Gebiets und umfaßt eine Fläche von



-  Tagebau-Betriebs / Sanierungsfläche
 -  wieder nutzbar gemachte Fläche-Forstwirtschaft
 -  Landwirtschaft
 -  Tagebau stillgelegt / in Sanierung
 -  Gewässer / gefluteter Tagebau
 -  Autobahn
 -  Bundesstraße
 -  Fluß
 -  Ländergrenze
- 5 km

Abb. 1: Untersuchungsgebiet



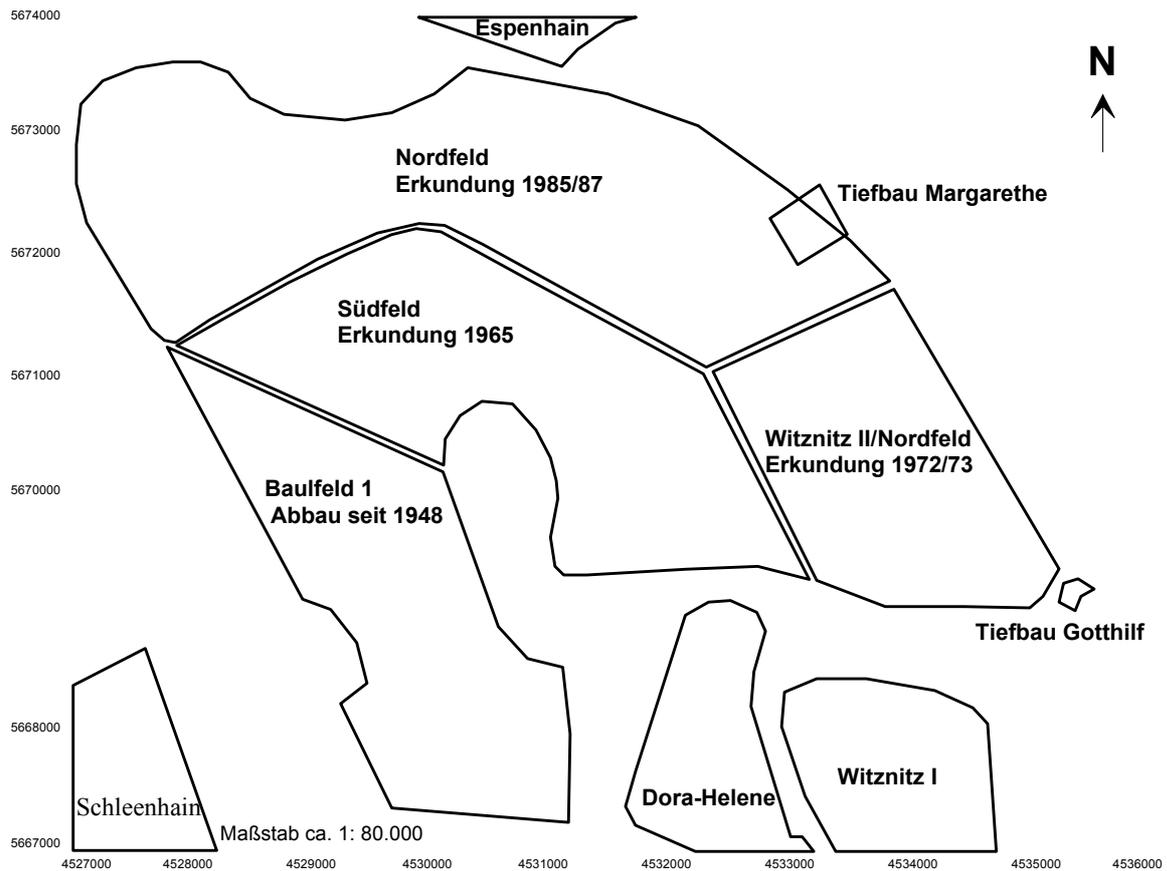


Abb. 3: Übersichtskarte der ehemaligen Baufelder des Tagebaus Witznitz, aus MBV (1987)

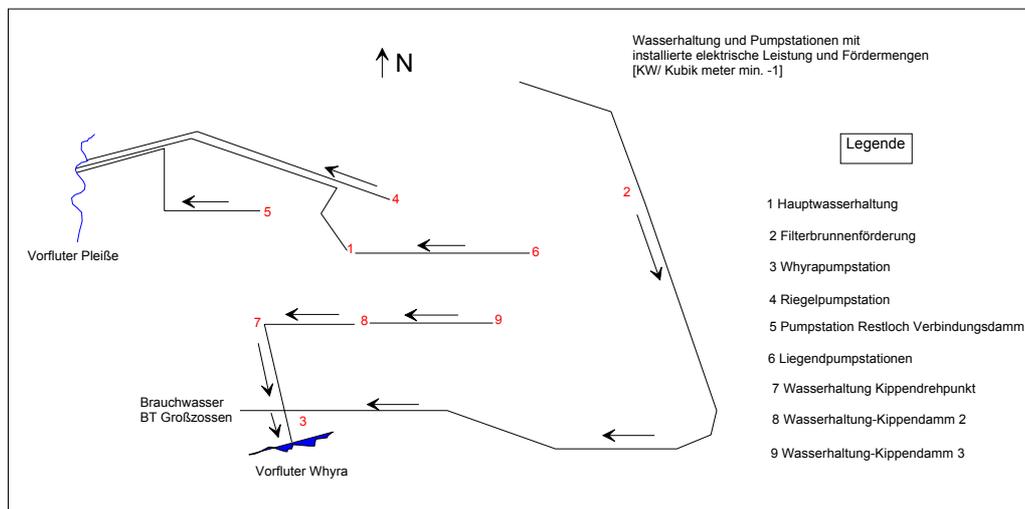


Abb. 6: Wasserflußbild des Tagebaurestloch Witznitz, vereinfacht nach MBV(1987)-Grundriß ohne Maßstab

etwa 0,7 km² und eine durchschnittliche Tiefe von ungefähr 4 m (interne Berichte der MBV, 1987). Er dient der Pleiße, die früher viel Schwebefracht aus anderen, südlicher gelegenen Tagebauen mit sich führte, als Sedimentationsbecken, wodurch die 1,5 m mächtige Schlammsschicht im Stausee begründet ist.

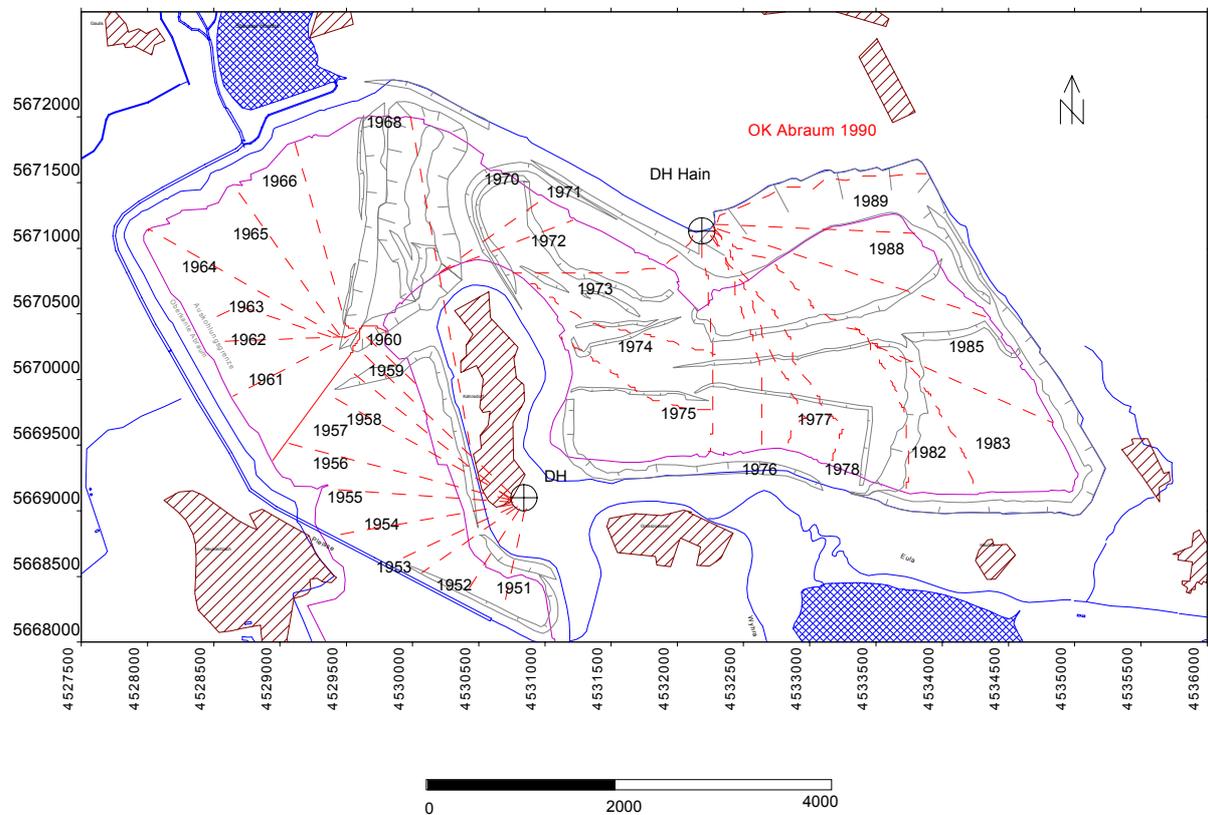


Abb. 4: Drehpunkte des Tagebaues Witznitz, modifiziert nach internen Berichten der MBV (1987)

Der Tagebaurestsee Kahnsdorf befindet sich nördlich von Kahnsdorf und ist durch den Ort Kahnsdorf und den Kippendamm vom Tagebau Witznitz II getrennt. Er hat eine N-S Erstreckung von 2 km Länge und eine Breite von 0,5 km. Im Jahre 1994 wurde ein Wassertiefenprofil aufgenommen, das Tiefen von 1m und 13 m ergab. Eine Durchschnittstiefe wurde nicht berechnet. Außer einem kleinen Bereich am nördlichen Ende besteht das Ufer aus Kippenmaterial.

Die unverritzten, d.h. nicht überbaggerten Flächen, aber auch die der schon rekultivierten Kippenbereiche werden zum größten Teil landwirtschaftlich, aber auch forstwirtschaftlich genutzt. Rund um das Untersuchungsgebiet befinden sich mehrere Kraftwerke und kohleverarbeitende Betriebe.

2.3 Klima

Die folgenden Angaben wurden dem internen MBV-Ergebnisbericht (1986) entnommen und stammen vom Meteorologischen Dienst der DDR. Die mittlere jährliche Gebietsniederschlagsmenge liegt bei 572 mm, wobei die monatlichen Niederschlagssummen von Jahr zu Jahr erheblich schwanken, mit einem jährlichen Maximum für den Zeitraum 1951-1985 von 798 mm in 1981 (137% der mittleren Jahressumme), einem monatlichen Maximum von 223 mm im Juli 1954 (314% des Julimittels). Das Jahresmittel der Lufttemperatur wird aus verschiedenen Meßreihen mit 8,6 - 9,1°C angegeben.

2.4 Morphologie

Die Morphologie der Umgebung des Tagebaus Witznitz wurde durch den Abbau- bzw. Verkipfungsbetrieb geprägt. Die Basis des Tagebaus befindet sich bei etwa 90 mu. NN. Die Kippenbereiche im offenen Tagebau sind terrassenförmig angelegt. Die schon rekultivierten Bereiche gliedern sich morphologisch der natürlichen Landschaft übergangslos an. Die höchsten Erhebungen im Untersuchungsgebiet liegen bei 166 mu. NN im Bereich südöstlich Espenhains. Von daraus fällt das Gelände nach Süden, Westen und Norden ab und erreicht (der topographischen Karte nach) in der Pleißeau mit 125 mu. NN die geringste natürliche Höhe (siehe Abb. 5).

Die weitere Umgebung der Grube Witznitz ist gewellt und stark anthropogen geprägt. Die Veränderungen stehen jedoch nicht im Gegensatz zur der ursprünglich glazial geformten Landschaft. Anders verhält sich dies, wenn man in die Tagebaue hineinschaut, wo der Abraum eine Landschaft hinterlassen hat, die an eine Mondlandschaft erinnert.

2.5 Allgemeines zur Lagerstätte Witznitz

Das Braunkohlenfeld Witznitz-Gaulis ist eine Lagerstätte mit relativ übersichtlichen Lagerungsverhältnissen, die tektonisch und glazial nur wenig gestört sind, im Bereich des Feldes Witznitz jedoch durch einzelne Klippen und Verwerfungen in seinen Lagerungsverhältnisse nicht immer ganz einfach sind. Die Abnehmer der Kohle aus dem Tagebau Witznitz sind die umliegenden Brikettfabriken und Kraftwerke. Die Kesselkohle zur Beheizung der Kraftwerke wurde vorzugsweise von dem Tagebau Witznitz geliefert. Schwelereien wurden von Tagebau Witznitz II nicht beliefert. Alle Angaben zur Lagerstätte wurden, wenn nicht anders zitiert, den Berichten der MBV (1987) entnommen.

Die Braunkohlenflöze des Bezirkes insgesamt sind meist autochthoner Entstehung. Die Kohle ist erdig, seltener stückig. Die mitteloligozäne bis eozäne Kohle ist durch wechselnden Pyropisstitgehalt häufig deutlich gebändert und relativ bitumenreich. Die jüngere Kohle ist oft unrein und führt reichlich Holz. Der mittlere untere Heizwert der bauwürdigen Kohle im Bezirk schwankt zwischen rund 5300 und 6000 kcal./kg, der mittlere Aschegehalt zwischen rund 11 und 18% (bezogen auf wasserfreie Kohle). Der Braunkohlenwassergehalt liegt zwischen 52 und 56% (EISSMANN, 1970). Die größten Anteile bestehen aus bituminöser und dunkler Normalkohle. Im Flöz IV und III herrscht die dunkle Normalkohle vor, während des Bornaer Hauptflöz vorzugsweise aus bituminöser Normalkohle besteht

Die ewigen Sicherheitspfeiler befinden sich unter der Bahnlinie und der Straße Böhlen – Espenhain, der Bundesstraße 95, den Ortsrandlagen Böhlen, Rötha, Espenhain und Kahnsdorf. Das Whyrabecken, das bebaut ist, kann nicht trockengelegt werden und bleibt somit vom Abbau verschont und verstärkt den Sicherheitspfeiler erheblich.

Nennenswert ist der Pödelwitzer Sand, der Schwefelverbindungen enthält und deshalb nicht als Formsand genutzt werden kann. Die Hasselbacher Tone, die zwischen den Flözen IV und III liegen, enthalten zuviel Sandanteile, wodurch eine wirtschaftliche Nutzung zur Ziegelherstellung ausscheidet.

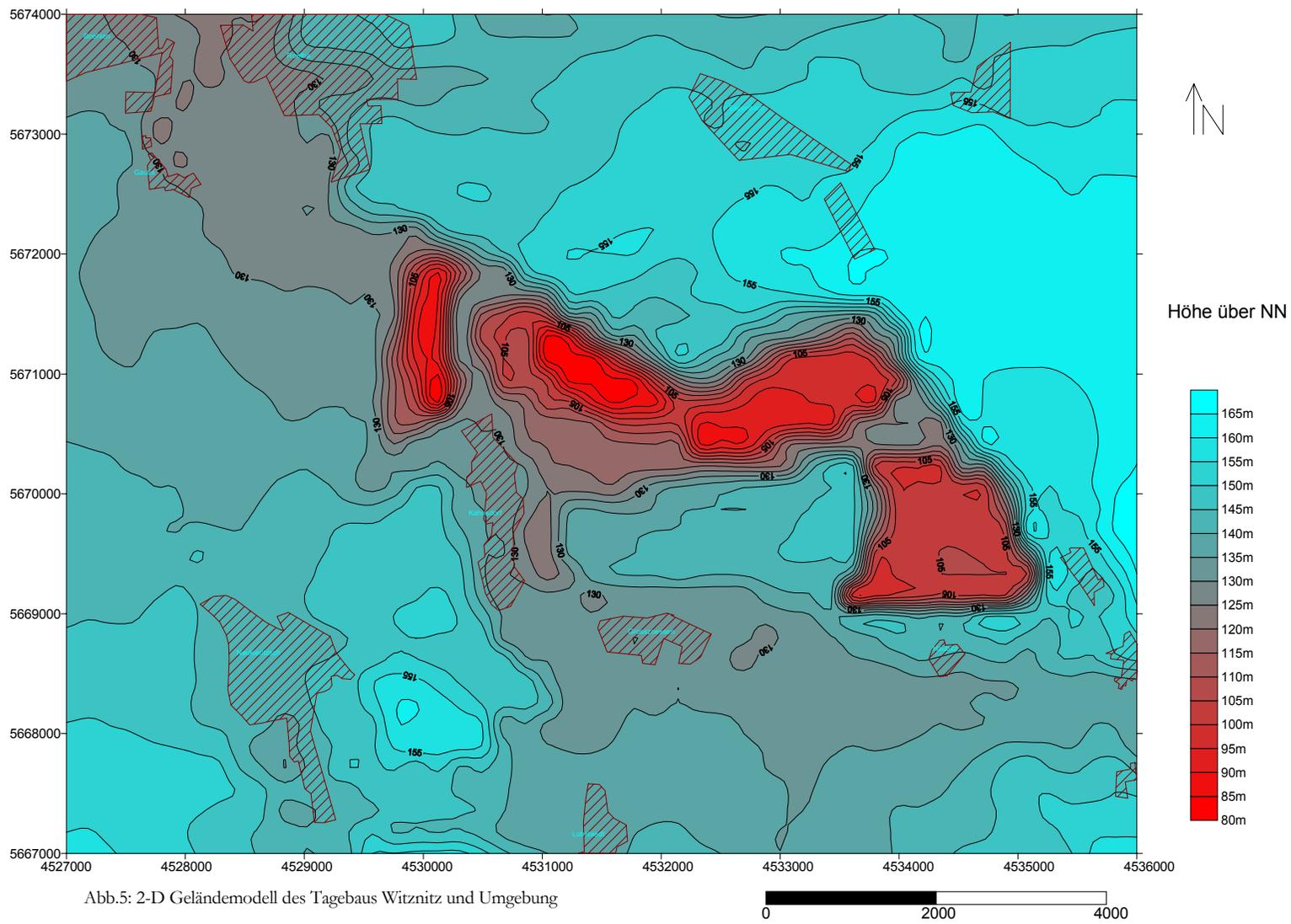


Abb.5: 2-D Geländemodell des Tagebaus Witznitz und Umgebung

Die jährliche Förderung wurde für 1963 mit 7,4 Mio. t und für 1980 mit 9,0 Mio. t angegeben. Die Qualitätsansprüche der werkseigenen Verbraucher hatten die in Tabelle 1 (Seite 11) angegebenen Werte.

Tabelle 1: Qualitätsansprüche der werkseigenen Verbraucher (MBV, 1987)

| Abnehmer | Hu(gf) Kcal/kg | H ₂ O (%) | Asche (wf) | Ascheschmelzpunkt (°C) |
|-----------------------|-------------------|----------------------|------------|------------------------|
| Bf und KW Witznitz | 2.000 | 55,7 | 8,5 | >1.150 |

Die störenden Komponenten in der Kohle sind die Mitteleinlagerung in den Flözen, speziell in Flöz II, das das Hauptgewinnungsflöz des Tagebaues Witznitz II war. Seine Mächtigkeit liegt bei 12m. Im Flöz IV treten Xylitanteile auf, die bei der Brikettierung nachteilig auswirken.

Das Flöz III besitzt eine Mächtigkeit zwischen 3-5m und wird Zwischenlagen mit bis zu 4m Mächtigkeit vom Flöz II in westlichen Teil getrennt. Die Mächtigkeit des Flözes IV liegt im Süden bei 5-7m und im Norden zwischen 7-8m. Die Lagerung ist generell als flachwellig anzusehen und das Flöz IV erstreckt sich über das gesamte Untersuchungsgebiet.

Die ältesten, tertiären Ablagerungen, die Schichtenfolge mit dem Flöz I - Komplex, sind nur in einzelnen Bohrungen angetroffen worden. Von wirtschaftlicher Bedeutung für den Bergbau sind die Sedimentationskomplexe mit den Flözen II/III bzw. Flöz IV gewesen. Örtlich können die Flöze durch eingeschaltete tonige, seltener sandige Zwischenmittel in Teilbänke aufgespalten sein. Nach der Bildung des Flözes II/III setzte eine schluffige bis sandige Sedimentation ein, in deren Folge der Grundwasserleiter 3.5 und der Haselbacher Ton (Liegendton Flöz IV) zur Ablagerung kamen. Das Flöz IV ist weiträumig durch einen Hangendschluff überlagert.

Die Entwässerung des Tagebaus erfolgt durch zahlreiche Filterbrunnen, die sich in den Randriegeln und im Vorfeld befinden. Die Wasserhaltung wird an der Basis des Tagebaus zusammengeführt und wie die Wässer aus den Filterbrunnen in die Vorfluter Pleiße und Whyra geleitet. Abbildung 6 (Seite 7) zeigt eine schematische Darstellung der Wasserführung im Bereich der Grube Witznitz.

Besondere Beachtung im Rahmen der Zielstellung dieser Arbeit, verdient die Tatsache, dass das Tagebaurestloch zu keinem Zeitpunkt zur Deponierung von Müll oder anderen Stoffen genutzt wurde. Hierdurch unterscheidet sich die Grube erheblich von den anderen Tagebaurestlöchern der Umgebung.

2.6 Tektonischer-, geologischer- und stratigraphischer Überblick

Tektonischer Überblick

Das Gebiet um Leipzig liegt im Scheitel der Saxothuringisch-Sudetischen Zone des Varistischen Gebirges. Am Großfaltenbau der Saxothuringischen Zone haben die Granulitgebirgsantiklinale, der Ostthüringisch-Nordsächsischen Mulde und der Schwarzburg-Nordsächsischen Sattel einen Anteil (EISSMANN, 1970).

Innerhalb des aufsteigenden Varistischen Faltengebirges entstanden mehrere Intramontansenken. Die älteste, die Delitzscher Intramontansenke ist mit unterkarbonischen Frühmolassesedimenten gefüllt und entstand vermutlich kurz vor oder noch während der Sudetischen Gebirgsbildungsphase in Sachsen (EISSMANN, 1970).

Die jüngste tektonische Einheit ist die Leipziger Bucht, ein Ausläufer der känozoischen Norddeutschen Senke, die zwischen Saale und Mulde bis in die Gegend von Zeitz-Altenburg nach Süden verspringt und ihre Entstehung weitspannigen, epirogenen Bewegungen mit sehr geringer Amplitude verdankt. Während der mitteloligozänen Meerestransgression erhielt die Leipziger Bucht bereits nahezu ihre heutige Form (EISSMANN, 1970).

Geologischer Überblick

Nach EISSMANN (1970) läßt sich die geologische Abfolge der Leipziger Tieflandsbucht dreifach untergliedern. Dem gefalteten paläozoischen Grundgebirge lagert das Deckgebirge auf, das wiederum in das untere (mesozoischen) und das obere (känozoische) Deckgebirgsstockwerk unterteilt werden kann.

Im unteren Teilstockwerk herrschen halbverfestigte sandig-tonige Sedimente wie Schiefertone, Ton- und Schluffsteine sowie Mergel vor. Das obere Deckgebirgsstockwerk setzt sich aus Sanden, Tonen und Braunkohlenflözen des Tertiärs und Grundmoränen, Schmelzwasserbildungen, Flußschottern und Lößen des Quartärs zusammen und verhüllt mehr als drei Viertel des präkänozoischen Gebirges (EISSMANN, 1970).

Stratigraphischer Überblick

Prätertiär

Das Grundgebirge Nordwestsachsens besteht aus einer wechselhaften Gesteinsfolge, die von Tonschiefern, Grauwacken, Quartziten, Konglomeraten und Kalksteinen aufgebaut wird. Paläontologisch gesichert sind bisher Kambrium, Silur, Devon und Unterkarbon. Ein erheblicher Teil des Unterbaues wird von präkambrischen Ablagerungen gebildet, so die Kerne des Nordsächsischen Sattels und der Granulitgebirgsantiklinale (EISSMANN, 1970). Die Tabelle 2 stellt eine Übersicht der Geologie des Prätertiärs von Mitteldeutschland dar.

Tertiär

Lithostratigraphisch läßt sich das durchschnittlich 50 bis 75 m, maximal 150 m mächtige Tertiär der Leipziger Tieflandsbucht in eine vorwiegend terrestrische Ältere Flözfolge (Bornaer Schichten), eine marine bis ästuarine Grünsand-Formsand-Folge (Böhlener Schichten) und eine terrestrische bis marin-brackische Jüngere Flözfolge (Bitterfelder Schichten) untergliedern (EISSMANN, 1970).

Die **Bornaer Schichten**, die sich in die Folgen A, B und C untergliedern lassen, liegen über einer 15 bis maximal 85 m mächtigen kaolintischen Versatzzone des präkänozoischen Untergrundes mit vorwiegend groben Kiesen und Sanden. In die Liegendkiese ist ein geringmächtiges Braunkohlenflöz (Flöz X Meiers) mit obereozänem Sporenbild eingeschaltet (EISSMANN, 1970).

Die mitteloligozän **Böhlener Schichten** sind ein meist kohlehaltiger, graubrauner Schluff oder Ton mit vereinzelt, z.T. geringmächtigen, Sandlinsen (MBV, 1987). Während sie auf der Nordwestsächsischen Hochscholle einen einheitlichen Körper bilden, der von Süden her bis in die Gegend von Leipzig an Mächtigkeit zunimmt, spalten sie sich sowohl auf der Nordwestsächsischen Tiefscholle wie auch zwischen Schkeuditz und Halle in zwei bzw. drei Horizonte auf. Sie besitzen in der zentralen Leipziger Bucht mit rund 35 - 40 m die größte Mächtigkeit und nehmen, nach Norden zu, rasch ab (5-10m). Für sie kennzeichnend sind marine Glaukonitsande und Schluffe mit einer relativ reichen Molluskenfauna (EISSMANN, 1970).

Tabelle 2: Übersicht der Geologie des Prätertiärs von Mitteldeutschland, nach EISSMANN & LITT (1994)

| | |
|------------------------------------|---|
| KREIDE | Ober- und Unterkreide: Sandstein, Tonstein, Mergel (Pläner) |
| JURA | Malm, Dogger, Lias: Sandstein, Tonstein, Kalkstein, Mergel |
| TRIAS | Keuper, Muschelkalk, Buntsandstein: Sandstein, Tonstein, Kalkstein, Anhydrit (Gips), Steinsalz |
| PERM | Zechstein: Aller-, Leine-, Staßfurt-, Werra-Serie: Ton- und Schluffstein, Kalisalz, Steinsalz, Anhydrit, Kalkstein, Dolomit, Kupferschiefer, Konglomerat. Rotliegendes: Konglomerat, Sandstein, Tonstein, Steinkohle; Vulkanite (Quarzporphyr, Porphyrit, Melaphyr und ihre Tufe), jüngste Tiefengesteine |
| KARBON | Stefan, Westfal, Namur: Konglomerat, Sandstein, Tonstein, Steinkohle; Vulkanite (Melaphyr, Quarzporphyr), jüngere Tiefengesteine (Granodiorit, Granit, Syenit) Oberstes Visé: Konglomerat, Sandstein, Tonstein, Anthrazit ~~~~~ sudetische Faltung ~~~~~ Visé, Tournai: Tonschiefer, Kieselschiefer, Grauwacken, Konglomerat, Anthrazit, Kalkstein (Kohlenkalk); selten Vulkanite (Keratophyr) |
| DEVON | Ober-, Mittel- und Unterdevon: Tonschiefer, Quarzit, Kieselschiefer, Grauwacke, Konglomerat, Kalkstein (auch Riffkalk); Vulkanite (oberdevonischer Diabas, Diabastuff, Keratophyr) |
| SILUR | Tonschiefer (Alaunschiefer), Kalkstein (Ockerkalk), Dolomit, Quarzit, Kieselschiefer; selten Vulkanite (Diabas, Diabastuff) |
| ORDOVI-ZIUM | Lederschiefer, Hauptquarzit, Griffelschiefer, Phykodenquarzit, Phykodenschiefer, Frauenbachquarzite, Konglomerat und entsprechende Metamorphite; porphyrtartige saure Magmatite (Granit) |
| KAMBRIUM | Schiefer, Quarzit, Dolomit, Kalkstein und entsprechende Metamorphite: auf Nordsächsischem Block: Tonstein, Sandstein, Glaukonitsandstein, Dolomit; Vulkanite (Diabas) und Tiefengesteine (Granodiorit) ~~~~~ jungassynische Faltung ~~~~~ |
| PROTEROZOIKUM (PRÄKAMBRIUM) | Grauwacke, Konglomerat, Quarzit, Tonschiefer, Kieselschiefer und entsprechende Metamorphite wie Phyllit, Glimmerschiefer, Gneis. Edukte (Grauwacke, Schiefer, saure Vulkanite) des Granulits; Metabasite |

Die **Bitterfelder Glimmersande** entsprechen den Cottbuser Schichten der Lausitz. Im Hangenden folgen Bitterfelder Unter- und Hauptflöz, die sich im Norden regional vereinigen. Darüber ist der Bitterfelder Decktonkomplex entwickelt, der mit den Spremberger Schichten der Lausitz identisch ist. Charakteristisch sind helle, oft reine, fette Tone, die in einem großen, gut durchlüfteten Binnensee entstanden sind. Von Süden schieben sich zwischen die Tone gelegentlich mächtige Sand- und Kiesbänke. Typisch ist auch ein hoher Sulfatgehalt der Kohle und Tone ("Alauntone") die früher bei Schwemsal nordwestlich von Bad Dübren zur Alaungewinnung abgebaut worden sind (EISSMANN, 1970).

2.7 Tektonik des Tagebaus Witznitz

Die Lagerungsverhältnisse im Untersuchungsort sind sowohl tektonisch als auch glazigen kaum gestört. Das einzige tektonische Element ist die "Röthaer Störung", die den prätertiären Untergrund in die Nordwestsächsische Hochscholle und die Nordwestsächsische Tiefscholle teilt und die nach EISSMANN (1970) und PIETZSCH (1962) das Teilfeld Gaulis quert und südlich des Vorfelds des Tagebaus Witznitz entlang zieht (VÖGELE, 1995).

2.8 Geologie und Hydrogeologie des Tagebaus Witznitz

2.8.1 Stratigraphie

Die folgende Beschreibung der lithologischen Einheiten basiert, ohne dass Veränderungen vorgenommen wurden, auf der Nomenklatur der MBV Erkundungs- und Ergebnisberichte (1987).

Die Nummerierung der Abfolgen erfolgt aufsteigend vom Älteren zum Jüngeren. Die Bezeichnung der Flöze erfolgt analog dem entsprechenden Flöz-Komplex. Um verschiedene Bänke zu unterscheiden, sind durch die folgenden Buchstaben "U" für Unterbank bzw. "O" für Oberbank gekennzeichnet wie beispielsweise F :1 U.

Bei den Grundwasserleitern bezeichnet die erste Ziffer das Grundwasserstockwerk, die weitere Ziffer steht für die verschiedenen grundwasserführenden Schichten innerhalb dieses Stockwerkes. Aufgrund der lückenhaften Ausbildung ist für manche Grundwasserstauer eine Unterscheidung der einzelnen Grundwasserleiter nicht immer möglich und in diesen Fällen werden die betreffenden Grundwasserleiter unter einem Kürzel zusammengezogen. Bei Nichtvorhandensein z.B. des Flözes Y zwischen den Grundwasserleitern 27 und 26 werden diese zum Grundwasserleiter 2726 zusammengefasst. Tabelle 4 stellt eine Übersicht über die Stratigraphie des Untersuchungsortes, die repräsentativen Schichten und ihre Mächtigkeit sowie die einzelnen Grundwasserleiter dar.

2.8.1.1 Tertiär

Nach dem Idealprofil (MBV, 1987) des Tagebaus Witznitz (Abb. 7) ist die **Bornaer Folge A** die älteste tertiäre Schicht. Es handelt sich um einen hellgraubraunen feinsandigen Schluff im Liegenden des Grundwasserleiters 61 (**GWL 61**), die Mächtigkeit beträgt 1,0 m. Der tiefste tertiäre Grundwasserleiter 61 besteht aus schluffigen z.T. mittelsandigen Feinsanden, in denen vereinzelt Pyrit auftritt. Der Liegendton des **Flözes 1U** bildet den Abschluß der Bornaer Folge A und ist gleichzeitig Übergang zum Flöz-I-Komplex. Er besteht aus einem ungeschichteten, hellbraunen, schluffigen Ton mit zahlreichen Pyritkonzentrationen. Seine Mächtigkeit beträgt 0,6-1,2 m (Ø 0,9m).

Tabelle 3: Tabellarischer Übersicht über die Stratigraphie des Untersuchungsortes simplifiziert nach MBV (1987)

| Stratigraphie | | | Repräsentative Schichten | GWL/Flöz-Schlüssel | Mächtigkeiten [m] $x_{(m)} / x_{(min)} / x_{(max)}$ | DSE-Schlüssel | Kombinations-Nummern | |
|---------------------|------------------------------|------------------------|--------------------------|-------------------------|--|---------------------|----------------------|-----------------|
| Holozän | | | Mutterboden | | 0,4 / 0,1 / 1,0 | 1010 | | |
| | | | Auffüllung, Kippe | | 2,4 / 0,2 / 18,0 | 1020 | | |
| | | | Faulschlamm | | -0,1 | 1030 | | |
| | | | Auelehm | | 2,1 / 0,4 / 5,5 | 1040 | | |
| | | | Auekies | G: 10 | 3,6 / 0,6 / 9,2 | 1050 | | |
| Pleistozän | Weichselkaltzeit | | Schluff | | 1,0 / 0,3 / 2,4 | 1960 | | |
| | Saale I - Kaltzeit | Untere Leipziger Phase | 2. Saale Grundmoräne | | 2,8 / 0,4 / 10,0 | 2310 | | |
| | | | Bruckdorfer Bänderton | | 0,8 / 0,2 / 1,5 | 2320 | | |
| | | Zeitzer Phase | Schmelzwassersande | G: 14 U | 1,3 / 0,1 / 3,7 | 2360 | | |
| | | | 1. Saale Grundmoräne | | 3,2 / 0,2 / 12,5 | 2410 | | |
| | | | | | 6,1 / 0,8 / 13,7 | 2411 | 2310+2410 | |
| | Elster II - Kaltzeit | Markranstädter Phase | Böhlener Bänderton | | 0,7 / 0,1 / 1,7 | 2420 | | |
| | | | Terrassenschotter | G: 15 | 3,4 / 1,0 / 7,1 | 2430 | | |
| | | | Rinnensedimente | G: 16 O | 1,7 / 0,2 / 7,7 | 2460 | | |
| | | | Elster-II-Grundmoräne | | 3,5 / 0,4 / 9,0 | 2510 | | |
| | | | | | | 2511 | 2410+2510 | |
| | Elster I - Kaltzeit | Zwickauer Phase | | | | 2512 | 2310+2410+2510 | |
| | | | Miltzitzer Bänderton | | 0,7 / 0,3 / 2,0 | 2540 | | |
| | | | Rinnensedimente | G: 17 U | 1,6 / 0,3 / 6,4 | 2570 | | |
| | | | Elster-I-Grundmoräne | | 4,8 / 0,5 / 13,1 | 2610 | | |
| | | | | 8,4 / 0,7 / 15,7 | 2611 | 2510+2610 | | |
| | | | | | 2612 | 2410+2510+2610 | | |
| | | | | | 2613 | 2310+2410+2510+2610 | | |
| Leipziger Bänderton | | | | 0,5 / 0,1 / 1,7 | 2640 | | | |
| Terrassenschotter | | | G: 18 | 3,3 / 0,7 / 9,8 | 2660 | | | |
| Miozän | | | Unter | Cottbuser Folge | Thierbacher Schichten | G: 22 | -4,6 | 5450 |
| | Glimmersande | G: 221 | | | 1,8 / 0,3 / 5,5 | 5500 | | |
| | Ob. Thierbacher Tonhorizont | | | | 1,9 / 0,2 / 7,0 | 5541 | | |
| | Glimmersande | G: 222 | | | 2,6 / 0,4 / 8,4 | 5550 | | |
| | | G: 2221 | | | | 5551 | 5500+5550 | |
| | Unt. Thierbacher Tonhorizont | | | | 1,4 / 0,1 / 5,7 | 5581 | | |
| | | | | | 4,1 / 2,1 / 5,2 | 5583 | 5541+5581 | |
| | Glimmersande | G: 223 | | | 2,4 / 0,2 / 9,7 | 5600 | | |
| | | G: 2232 | | | | 5601 | 5550+5600 | |
| | | G: 2231 | | | 9,9 / 8,2 / 11,0 | 5602 | 5500+5550+5600 | |
| Oligozän | Ober | | | | | 6000 | | |
| | | | | | | 6120 | | |
| | | | | G: 2524 | 6,0 / 1,6 / 11,7 | 6121 | 6000+6121 | |
| | | | Pöderwitzer Sande | G: 24 | | 6130 | | |
| | | | Muschelsand | G: 25 | | 6140 | | |
| | | | | G: 26 | 7,1 / 0,5 / 15,7 | 6140 | | |
| | Mittel | Böhlener Folge | Rupelschluff / Formsand | | 4,1 / 0,2 / 11,0 | 6130 | | |
| | | | Grauer Sand | G: 26 | | 6140 | | |
| | | | Flöz Y | F: Y | 1,0 / 0,2 / 2,8 | 6240 | | |
| | | | Brauner Sand | G: 27 | 7,4 / 0,7 / 15,4 | 6270 | | |
| | | | | G: 2726 | 13,3 / 4,2 / 21,9 | 6271 | 6140+6270 | |
| | | | Deckton | | 1,6 / 0,1 / 7,2 | 6280 | | |
| Eozän | Ober | Bornaer Folge C | Hasselbacher Tonhorizont | | 1,8 / 0,1 / 6,3 | 6551 | | |
| | | | Sande (Hainer Sande) | G: 35 | 1,4 / 0,1 / 6,6 | 6820 | | |
| | | | Ton / Schluff | | 4,3 / 0,2 / 20,6 | 6830 | | |
| | | Flöz 2/3 - Komplex | | | | 4,1 / 1,9 / 7,0 | 6832 | 6551+6830 |
| | | | | Flöz 23 Oberbank | F: 23 O | 3,6 / 0,6 / 7,0 | 7151 | |
| | | | | Mittel (Gauliser Gabel) | | 2,0 / 0,2 / 7,2 | 7181 | |
| | | | | Flöz 23 Unterbank 2 | F: 23 U 2 | 4,6 / 0,6 / 11,3 | 7210 | |
| | | | | Mittel | | 0,9 / 0,2 / 3,8 | 7241 | |
| | | | | Flöz 23 Unterbank 1 | F: 23 U 1 | 4,3 / 1,2 / 9,9 | 7250 | |
| | Bornaer Folge B | | | | 6,8 / 0,6 / 13,5 | 7251 | 7210+7250 | |
| | | | | | 7,6 / 0,6 / 16,3 | 7253 | 7151+7210+7250 | |
| | | | Liegendton | | 1,0 / 0,1 / 6,5 | 7260 | | |
| | | | Flußsande | G: 51 | 1,4 / 0,1 / 7,2 | 7320 | | |
| | | | Tone / Schluffe | | 2,1 / 0,1 / 9,3 | 7351 | | |
| | | | Flußsande | G: 52 | 1,6 / 0,1 / 7,9 | 7360 | | |
| | | | | G: 5251 | 3,1 / 0,5 / 6,3 | 7361 | 7320+7360 | |
| | | | Deckton | | 0,9 / 0,7 / 1,0 | 7380 | | |
| | | | Mittel | Flöz 1 - Komplex | | Flöz 1 Oberbank 2 | F: 1 O 2 | 1,3 / 0,6 / 1,9 |
| Mittel | | 4,8 / 4,2 / 5,6 | | | | 7441 | | |
| Flöz 1 Oberbank 1 | F: 1 O 1 | 1,8 / 1,5 / 2,4 | | | | 7450 | | |
| Mittel | | 6,3 / 5,0 / 7,0 | | | | 7481 | | |
| Flöz 1 Unterbank | F: 1 U | 1,8 / 1,0 / 2,6 | | | | 7531 | | |
| Liegendton | | 0,9 / 0,5 / 1,2 | | | | 7540 | | |
| Bornaer Folge A | | | | | | 7542 | 7441+7481+7540 | |
| | | | | | 3,1 / 1,1 / 7,2 | 7543 | 7380+7441+7481+7540 | |
| | | Sande | | G: 61 | 2,4 / 0,5 / 7,4 | 7560 | | |
| | | Ton / Schluff | | | 1,0 / 1,0 / 1,0 | 7580 | | |
| | | Sande | | G: 62 | 2,0 / 0,5 / 4,1 | 7590 | | |
| | | | | | | 9000 | | |
| Prätertiär | ungegliedert | | | | | 9300 | | |
| | | | Trias | | | 9400 | | |
| | | | Perm | | | 9400 | | |
| | | | ungegliedert | | | 9990 | | |

2 Grundlagen des Untersuchungsortes

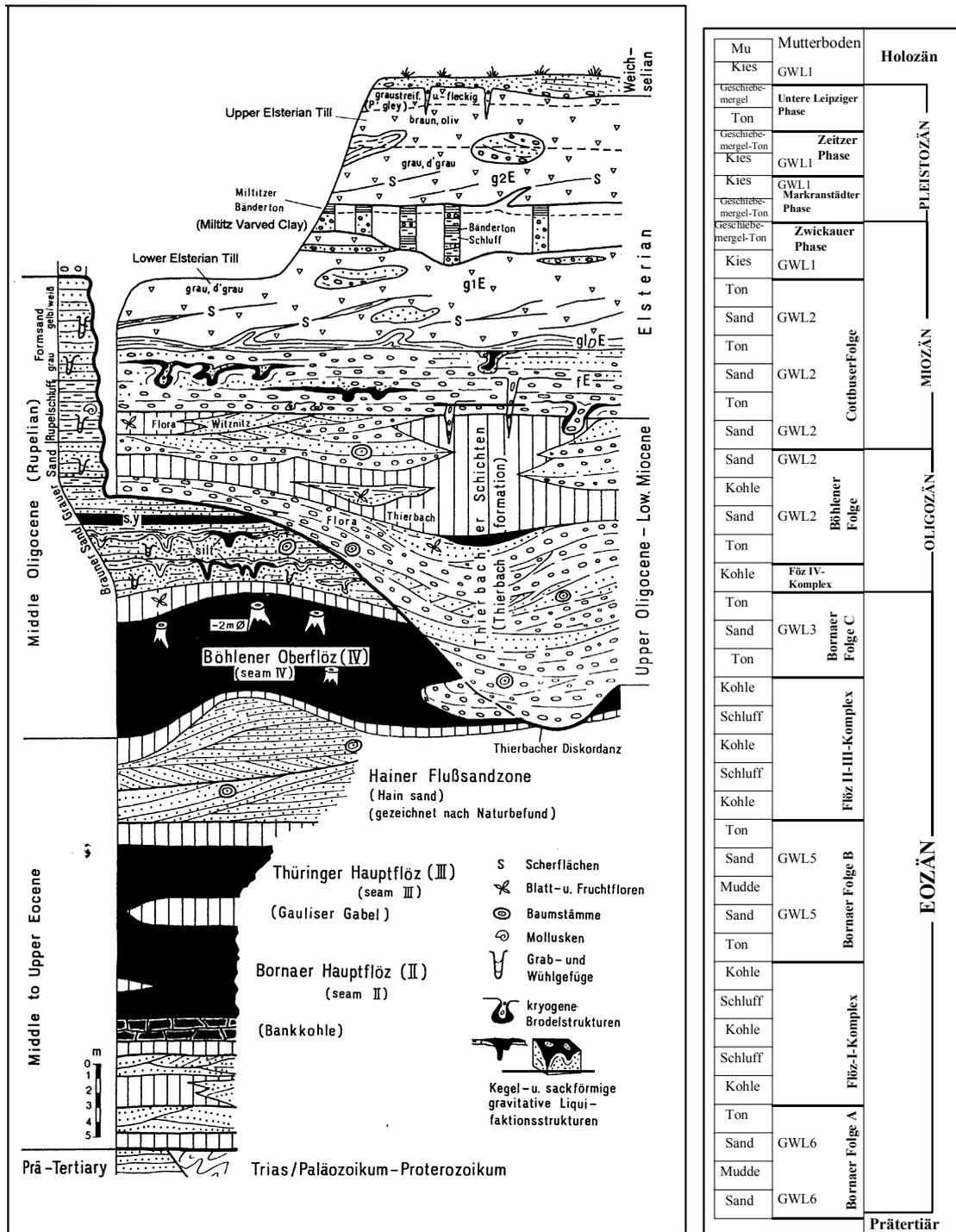


Abb. 7: Geologisches Profil des Tagebaus Witznitz nach EISMANN (1994), rechts: Schematisches Idealprofil des Tagebaus Witznitz, simplifiziert nach MBV (1987)

Die Sedimentation des **Flöz-I-Komplexes** beginnt mit der **Unterbank Flöz 1 (1U)** und besteht aus maximal drei Kohlenbänken, die durch zwei Ton-Schluffmittel deutlich getrennt sind. Die Mächtigkeit der Unterbank beträgt 1,0-2,6 m (\varnothing 1,8m) und die Kohle dieser Bank ist meist grobstückig und hat eine hellgelbe-hellbraune Farbe. Die darüber abgelagerte **Oberbank 1 des Flözes 1 (101)** erreicht eine Mächtigkeit von 1,5-2,4 m (\varnothing 1,8 m) und besteht aus einer braunen Kohle mit einem Aschegehalt von 20%. Der **Oberbank 1** folgt ein weiteres schluffig-sandiges Tonmittel mit vereinzelt Kohlelagen bis 0,2m. Den Abschluss des Komplexes bildet die **Oberbank 2 des Flözes 1 (102)** mit einer Mächtigkeit von 1,2-1,9 m (\varnothing 1,6m), die Kohle dieser Bank ist eine braune, ungeschichtete, schwach vergelte Braunkohle mit Xyliteinlagerungen.

Die **Bornaer Folge B**, ein als sandiger Schluff ausgebildeter Horizont, beginnt mit dem Deckton des Flözes 1. Die darüber zur Ablagerung gelangten „**Älteren Flusssande**“ bilden entsprechend der „Unteren Folge“ den Grundwasserleiter 52 (**GWL 52**) bzw. der „oberen Folge“ den Grundwasserleiter 51 (**GWL 51**). Die Mächtigkeit des GWL 51 beträgt 0,1-7,2m (\varnothing 1,9m), die Mächtigkeit des GWL 52 beträgt 0,1-6,6m (\varnothing 1,6m). Rechnet man die geringmächtigen Schlufflinsen im GWL 52 hinzu so erhöht sich die maximale Mächtigkeit auf 7,9 m. Den Abschluß der Bornaer Folge B bildet der Liegendton des Flözes 23, der gleichzeitig den Übergang zum Flöz-II/III-Komplex darstellt. Es ist ein feinsandiger, toniger Schluff-schluffiger Ton mit Kohlelinsen und geringmächtigen Sandeinlagerungen.

Die Mächtigkeit des produktiven **Flözes 23 des Flöz-II/III-Komplexes** beträgt 0,6-16,3m (\varnothing 7,5m). Das Flöz 23 wurde in die Unterbank (23U) und die Oberbank (23O) geteilt und die Unterbank (23U) spaltet sich in die Unterbank 1 (23U1) und Unterbank 2 (23U2) auf. Die **Unterbank 1 des Flözes 23 (23U1)** hat eine Mächtigkeit von 1,2-9,9 m (\varnothing 4,3m). Die Kohle ist ungeschichtet, braungelb und ist nur schwach vergelt. Das **Mittel im Flöz 23U** besteht überwiegend aus meist kohlehaltigen Tönen bzw. Schluffen, in Ausnahmefällen aus Sand. Die **Unterbank 2 des Flözes 23 (23U2)** besteht aus ungeschichteten braunen, häufig gelben Kohlen. Sie hat eine durchschnittliche Mächtigkeit von 4,5 m (min. 0,6; max. 11,3 m). Vergelungsgrad und Xylitgehalt sind sehr gering und die Beeinflussung durch anorganische Einlagerungen ist unwesentlich. Das **Mittel zwischen Unterbank und Oberbank Fl. 23 (23U/23O)** wird offiziell als „Gauliser Gabel“ bezeichnet und erreicht eine durchschnittliche Mächtigkeit von 2,0 m (0,2-7,2 m). Es handelt sich um ein grau-dunkelbraunen schluffigen Ton bzw. toniger Schluff mit lokalen, geringmächtigen Sand- und Kohlelinsen. Die **Oberbank des Flözes 23 (23O)** erreicht eine durchschnittliche Mächtigkeit von 3,6 m (0,6-7,0 m), die aus einer braunen, selten gelben Kohle mit einem geringen Vergelungsgrad und minimalen Xylitgehalt besteht.

Die **Bornaer Folge C** beginnt mit dem Hangend-Schluff des Flözes 23. In kleineren Bereichen wurde er durch den Grundwasserleiter 3 (**GWL35**) erodiert. Es ist meist ein toniger, schluffiger kohlehaltiger Ton, der eine durchschnittliche Mächtigkeit von 1,4m (0,1-6,6 m) erreicht. Sporadisch treten geringmächtige Sandlinsen und maximal 0,3 m mächtige Kohlelinsen auf. Er bildet zusammen mit dem Grundwasserleiter 35 und dem nicht trennbaren Unteren- und Oberen Hasselbacher Ton, das Mittel zwischen den produktiven Flözen 23 und 4. Der Grundwasserleiter 35 (**GWL35**), auch als „Hainer Sande“ bezeichnet besteht aus grauen bis braungrauen feinsandigen-Grobsanden, die partienweise Feinkiese enthalten. Den Abschluß bildet der **Hasselbacher Ton**, der die Ausgangsbasis für eine erneute Kohlebildung darstellt. Es ist ein schluffiger, teilweise kohlehaltiger Ton oder ein toniger Schluff von grauer-dunkelgrauer Farbe. Vereinzelt sind geringmächtige sandig oder schluffig tonige Kohlelinsen eingelagert. Die Mächtigkeit schwankt zwischen 0,1-1,3 m (\varnothing 0,4m).

Auf den Hasselbacher Ton folgt im Mitteloligozän das **Flöz 4 des Flöz-IV-Komplexes**, dem kohlehaltige Tone oder Schluffmittel zwischengeschaltet sind. Es zeigt eine homogene Lagerung

und deshalb wurde die Trennung in einzelne Bänke nicht möglich. Es hat eine Mächtigkeit von 2,3-11,3 m., wobei das Mittel 7,7 m beträgt.

Die **Böhlener Folge** setzt sich aus marinen Sedimenten zusammen, die in Küstennähe abgelagert wurden. Der zur Ablagerung gelangte überwiegend schluffige Sand erreicht Mächtigkeiten bis zu maximal 5,0 m, im Mittel 1,5 m, und steht mit dem Grundwasserleiter 27 (**GWL 27**) in hydraulischer Verbindung. Im Verlaufe der geologischen Entwicklung durch den Grundwasserleiter 27 wurde der Deckton des Flözes 4 an mehreren Stellen erodiert. In diesen Fällen liegt der Grundwasserleiter 27 bzw. 2726 direkt auf dem Flöz 4. Der im Hangenden liegende Schluff besteht vorrangig aus dunkelbraunen, vereinzelt auch graubraunen bis grauen Sedimenten, die häufig feinsandig sowie schwach tonig bis tonig und schwach kohlehaltig sind. Der Grundwasserleiter 2726 (**GWL 2726**) ist eine küstennahe Bildung, in der sich fluviatile Ablagerungen mit marinen Ablagerungen verzahnen und erreicht eine durchschnittliche Mächtigkeit von 13,7 m, zwischen 1,1-22,5 m schwankend. Das trennende **Flöz Y** kam vermutlich in weiten Bereichen des Teilfeldes Witznitz zur Ablagerung, wurde aber durch die erneute Transgression der Sedimente des GWL 26 teilweise erodiert. Die Mächtigkeiten liegen meist zwischen 1-2 m. Das Flöz Y ist nur selten als Kohle ausgebildet. Meist handelt es sich um ein sandig-tonigen, teilweise kohlenhaltigen Schluff. Über dem GWL 26 bzw. GWL 2726 kam es zur Ablagerung des **Formsandes**, dem faziellen Vertreter des Muschelschluffes. Das Auftreten des "Formsandes" ist für die gesamte Lagerstätte typisch. Es ist ein graunrüner bis dunkelgrauer, glimmerhaltiger, stark schluffiger Feinsand mit feinsten Pyriteinlagerungen. Den Abschluß bilden Muschelsande und Pödelwitzer Sande, die sich infolge des fehlenden Grundwasserstauers nicht trennen lassen. Sie wurden unter dem Begriff "**Pödelwitzer Schichten**" zum Grundwasserleiter 2524 (**GWL 2524**) zusammengefaßt.

Die **Cottbuser Folge** wird in diesem Bereich der Leipziger Bucht durch den Thierbacher Schichten Komplex, der sich aus den in Tabelle 3 dargestellten Einzelgliedern zusammensetzt, aufgebaut.

Tabelle 4: Darstellung der miozänen Cottbuser Folge (MBV, 1987)

| Schichtbezeichnung | GWL- und Mächtigkeit | Schichtbeschreibung | Mächtigkeit |
|--------------------------------|--|---|-------------------------------------|
| Thierbacher Schichten | | Schluff, toniger Ton schluffig, dunkelgrau-braungrau | nimmt von E nach W ungleichmäßig ab |
| Glimmersande | GWL 221 Ø 1,8 m (0,3-5,5m) | Kiesige Sande mit Schluff und Ton ockergelb-graugelb | Ø 1,4 m |
| Oberer Thierbacher Tonhorizont | | Schluffiger Ton, toniger Schluff, z.T. sandig, dunkelbraun-grau | Ø 1,9m (min.0,2m - max. 7,0 m) |
| Mittel, rollig | GWL 222 Ø 2,6 m (0,4-8,4m) | Kiesige Sande, braungelb-graugelb | Ø 3,0 m |
| Untere Thierbacher Tonhorizont | | Schluffiger Ton, toniger Schluff, z.T. undeutlich geschichtet, grau-graubraun | Ø 1,0 m |
| Glimmersande | GWL 223 Ø 2,4 m (max. bis zu 9,7 m) | Kiesiger Sandkies mit verzahnten Schlufflagen, grau-dunkelgrau | Ø 2,7 m |

2.8.1.2 Quartär

Die ältesten quartären Ablagerungen sind die frühlsterkaltzeitlichen Terrassenschotter der Pleiße und der Whyra mit unterschiedlicher Mächtigkeit. Die **Elstereiszeit** wurde durch zwei Vereisungsphasen geprägt, wobei während der älteren oder **Zwickauer Phase** das Inlandeis seine maximale Ausdehnung erreicht. Während der zweiten oder **Markranstädter Phase** schob sich das Eis wiederum über das Leipziger Tiefland.

Elster-Komplex

Die Ablagerung des **Elster-Komplexes** bilden den Hauptteil des quartären Deckgebirges. Die frühlsterzeitlichen **Terrassenschotter der Pleiße (GWL 18)** stellen die ältesten quartären Bildungen dar. Es handelt sich um graue bis dunkelgraue Sande und Kiese, deren Hauptkomponenten Quarze, Quarzite, Kieselschiefer, Flint und andere Sedimente aus Nordeuropa sind.

Der Leipziger Bänderton besteht aus einer Wechsellagerung von dunklen Ton- und seltener Schlufflagen mit hellen Schluff- oder Feinsandlagen und erreicht Mächtigkeiten von 0,1 bis maximal 1,7 m (Ø 0,5m).

Die **Elstergrundmoräne** setzt sich aus der Elster-I und der Elster-II-Grundmoräne zusammen. Die Moränen sind aus Geschiebmergel, seltener Geschiebelehm aufgebaut, die oft relativ sandig ausgebildet sind. Der Geschiebmergel der Elstermoräne ist dem der Saalemoräne ähnlich, Xylit- und Kohlereste treten häufiger auf. Die durchschnittliche Mächtigkeit der Gesamtmoräne beträgt 8,4 m, die Maximalmächtigkeit 15,7 m. Der Grundwasserleiter 17 (**GWL 17U**) tritt im Erkundungsgebiet nur in Linsen in Erscheinung.

Die **Elster-II-Kaltzeit** beginnt mit dem **Miltitzer Bänderton**, der für die Lagerstätte keine nennenswerte Bedeutung hat. Den Abschluss bilden die Sedimente des Grundwasserleiters 16 (**GWL 16O**). Es sind Sande und Kiese mit gelegentlichen Stein- und Schluffeinlagerungen, die eine durchschnittliche Mächtigkeit von 1,7 m (im Schwankungsbereich von 0,2 m - 7,7m) erreichen.

Saale-Komplex

Die **Saale-I-Kaltzeit** beginnt mit der **Zeitzer Phase**, der die Sande und Kiese (Terrassenschotter der Pleiße) des Grundwasserleiters 15 (**GWL 15**) zugeordnet werden. Seine Mächtigkeit beträgt im Durchschnitt 3,4 m und schwankt im Bereich von 1,0 - 7,1 m. Es sind bunte, kiesige Sande bis Kiese, die zur Ablagerung gelangten.

Der **Böhlener Bänderton** ist z.T. seltener Bänderschlufl. Er besteht aus einer typischen Wechsellagerung von dunklen Ton- bzw. Schlufflagen mit hellen Schluff- oder Feinsandlagen. Die durchschnittliche Mächtigkeit beträgt 0,7 m und schwankt von 0,1-1,7m.

Die den Böhlener Bänderton überlagernden Sedimente der **1. und 2. Saale-Grundmoräne** werden der Zeitzer bzw. der unteren Leipziger Phase zugerechnet. Eine echte Trennung ist nur möglich, wenn zwischen den beiden saalezeitlichen Vorstößen die Schmelzwassersande des GWL 14 (**GWL 14U**) oder der Brückdorfer Bänderton zur Ablagerung gelangten. Das Material der 1. Saale-Grundmoräne besteht aus einem gelb-braun-braunen und auch grauem Geschiebmergel, seltener Geschiebelehm, der relativ geschiebearm ist. Die 2. Saale-Grundmoräne besteht aus einem ebenfalls geschiebearmen, gelbbraunen bis braunen, teilweise olivfarbenen sandigen bis kiesigen Geschiebmergel. Die durchschnittliche Mächtigkeit beider Moränen beträgt 6,1m und schwankt von 0,8 m bis maximal 13,7 m.

Der **Bruckdorfer Bänderton** liegt etwa im Niveau des GWL 14U und ist nur ganz lokal ausgebildet. Er hat deshalb für den Tagebau keine weitere Bedeutung. In der folgenden geologischen Entwicklung kam während der Weichsel-Kaltzeit lokal **Lößlehm** zur Ablagerung. Es ist ein okkerfarbener, feinsandiger, teilweise toniger Schluff mit FeOOH-Konkretionen, der eine Mächtigkeit von 0,3m - 2,4 m (im Mittel 1,0 m) erreicht.

Holozän

Als älteste holozäne Ablagerung wurde im Untersuchungsgebiet der Grundwasserleiter 10 (**GWL 10**), ein Auekies angetroffen. Der GWL 10 hat teilweise die Grundwasserleiter 2524, den Formsand und den GWL 26 erodiert. Damit ist anzunehmen, dass eine hydraulische Verbindung zwischen dem tertiären und dem holozänen Grundwasserleiter besteht. Die Materialzusammensetzung schwankt zwischen kiesigem Sand und sandigem Kies. Die Mächtigkeit beträgt 0,6 m - 9,2 m, im Durchschnitt 3,6 m. Der **Mutterboden** als jüngste holozäne Bildung ist fast im gesamten Untersuchungsgebiet vorhanden. Ausnahmen bilden Auffüllungen und die durch die Bergbauaktivitäten veränderten Gebiete.

2.9 Hydrogeologische-geohydraulische Verhältnisse im Tagebau Witznitz

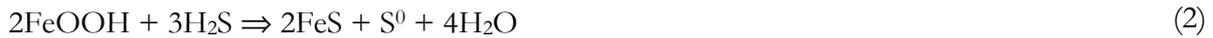
Tabelle 5: Hydrogeologisch-geohydraulisch Verhältnisse der Grundwasserleiter nach MBV (1987)

| GWL | k_f Werte | Bemerkung |
|--|---|---|
| GWL 5 (Flußsande) | $k_f=1*10^{-5} - 1*10^{-7}$ m/s | - es steigt in seiner Höhenlage kontinuierlich von N (+70 m NN) nach S (+90 m NN) - es besteht keine hydraulische Verbindung zu anderen GWL |
| GWL 35 (Hainer Sande) | $k_f=1*10^{-4} - 1*10^{-5}$ m/s | -generell steigende Tendenz von N nach S -teilweise oder völlig trockengefallen infolge der Entwässerungsmaßnahmen -auftretende Verschluffungen und kohlige Einlagerungen besitzen keine hydraulische Bedeutung |
| GWL2 (Sande der Böhlener Folge und des Thierbacher Komplexes) | $k_f=1*10^{-4} - 1*10^{-5}$ m/s | -die GWL 2726, 2524, 223, 222, 221 und 22 werden trotz ihrer unterschiedlichen Genese zusammengefasst: intensive hydraulische Verbindung wegen fehlender stauender Horizonte |
| GWL 1 (Pleistozäner Grundwasserleiter) | $k_f=1*10^{-3} - 1*10^{-4}$ m/s für GWL 18 $k_f=1*10^{-4}$ m/s für Sande und Kiese | -GWL 17U, 16O und 14U : inselartig als kiesige Sandeinlagerungen innerhalb des Geschiebemergels auftreten und von der Entwässerung kaum betroffen sind -GWL 18 (Flußschottern der Pleiße und Whyra) kann in Erosionsrinnen mit allen GWL des GWL 2 in hydraulischer Verbindung stehen -GWL 15 (Terrassenschotter der Pleiße können mit dem GWL 18 und dem GWL 2524 hydraulisch verbunden sein |
| Kippengrundwasserleiter | Als gering durchlässig bezeichnet, ohne k_f -Wert Information | -künstliche geschaffene Grundwasserleiter -ohne stockwerkstrennende Horizonte -es steht in hydraulischer Verbindung mit den angeschnittenen GWL 2 und 35. Die Altkippe Witznitz, deren Entwässerung eingestellt wurde, paßt sich dem Regime dieser beiden GWL relativ gut an. |

2.10 Kenntnisstand zum Eisendisulfidverwitterungsprozeß

2.10.1 Genese der Eisendisulfide

Das geologische Material des Tertiärs enthält -diagenetisch bedingt- Eisensulfide und andere reduzierte Schwefelverbindungen. Die Eisensulfide haben sich im Laufe der Sedimentation und Diagenese durch Sulfatreduktion gebildet. Die Sulfatreduktion findet unter anoxischen Verhältnissen und insbesondere in an organischer Materie reichen (kohlehaltigen) Sedimenten statt. Die Sulfatreduktion ist ein biologisch katalytischer Prozeß, der in mehreren Schritten und auf verschiedenen Wegen ablaufen kann. Die elementaren Reaktionsschritte sind:



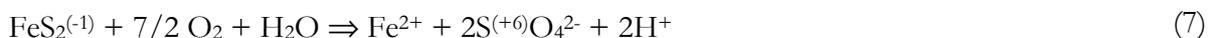
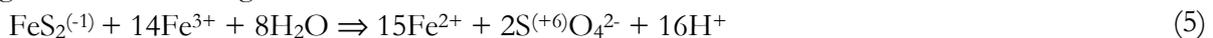
Als Bruttoreaktion der Eisensulfidentstehung kann geschrieben werden:



Im Ergebnis der Sulfatreduktion in Sedimenten können folgende Schwefelverbindungen entstehen: elementarer Schwefel (S; S₈), Eisenmonosulfide (Mackinawit Fe_{1+x}S, Pyrrhotit FeS_{1.1}, Greigit Fe₃S₄) und Eisendisulfide (Pyrit, Markasit: FeS₂). Während der Diagenese sulfidischer Sedimente wandeln sich die metastabilen Eisenmonosulfide in den thermodynamischen stabileren Markasit/Pyrit um (LANDESUMWELT BRANDENBURG, 1995).

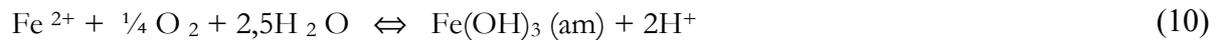
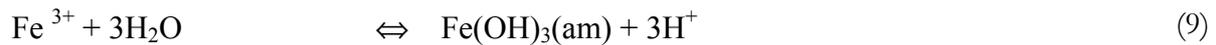
2.10.2 Kenntnisstand zur Pyritoxidation

Unter dem Einfluß von Sauerstoff und Wasser werden die eisensulfidhaltigen Sedimente oxydisch verwittert (LANDESUMWELT BRANDENBURG, 1995). Pyrit (FeS₂) besitzt eine kubische Kristallstruktur mit einem dem NaCl vergleichbaren Kristallgitter und ist das am weitesten verbreitete Sulfidmineral. Die thermodynamische Stabilität von Pyrit ist auf stark reduzierende Bedingungen beschränkt, da er in Sauerstoffgegenwart der Verwitterung unterliegt (WISOTZKY, 1994). Eine Oxidation des Pyritschwefels erfolgt nach der von SINGER & STUMM (1970) aufgestellten Gleichung:



Nach WISOTZKY (1994) führt die Pyritoxidation, unabhängig von der Art des Oxidationsmittels, solange noch Sulfide vorhanden sind, zur Freisetzung von Fe²⁺, Sulfationen und Protonen (Säure). Die Reaktionen, die den Gleichungen (5) und (6) entsprechen, beinhalten intermediäre Schritte und werden letztlich durch die Verfügbarkeit des Sauerstoffs als Oxidationsmittel begrenzt.

Solange noch Pyrit im Sediment vorhanden ist, wird das durch den Kontakt mit Luftsauerstoff gebildete Eisen (III) bei der Oxidation der Sulfide reduziert (Gleichung 5). Erst wenn keine reaktiven Sulfide mehr zur Verfügung stehen, kann das freigesetzte zweiwertige Eisen vollständig zum dreiwertigen Eisen oxidiert und eventuell in Form von amorphen Eisenhydroxid ausgefällt werden (WISOTZKY, 1994).



MAC KIBBEN & BARNES(1986) so wie MOSES et al. (1987) in: PREIN (1994) führten Laborexperimente sowohl mit Eisen(III)- als auch sauerstoffgesättigten Lösungen zur Pyritoxidation durch. Aus diesen Laborexperimenten ist bekannt, dass die Pyritoxidationsgeschwindigkeit sowohl abhängig von der Oberflächengröße der imprägnierten Pyrite (LOWSEN, 1982) als auch von der Konzentration der benutzten oxidierenden Reagenzien ist.

Nach VAN BREMEN (1972), NORDSTROM (1982), LOWSEN (1982) und SCHUBERT & MILLER (1982) in PREIN (1994) haben in der natürlichen Umwelt eine Vielzahl von Faktoren Einfluß auf die Pyritverwitterung. Neben der Sauerstoffkonzentration und der Pyritoberflächengröße werden pH-Wert, die Konzentration von gelöstem dreiwertigen Eisenionen sowie die Temperatur und die Anwesenheit von acidophilen Bakterien genannt.

2.10.3 Einfluß des Sauerstoffs und der Sauerstoffnachlieferungsprozesse

Die Mechanismen des Sauerstofftransportes erfolgt durch die Reaktion der Pyritkristalle mit dem von außen aus der Atmosphäre durch die Sedimentoberfläche eindringenden Luftsauerstoff indem sich eine Pyritoxidationszone ausbildet. Zur Pyritoxidation steht in der gesättigten Zone des Untergrundes, nur der im Wasser gelöste Sauerstoff, zur Verfügung. Nach WISOTZKY's Untersuchungen in Braunkohleabraumkippen erfolgt die Sauerstoffnachlieferung aus der Atmosphäre in der wässrigen Phase durch rein diffusive Prozesse und zwar Gasdiffusions- und Gaskonvektionsprozesse. Der Diffusionskoeffizient von Sauerstoff in Luft ist etwa vier Zehnerpotenzen größer als der im Wasser.

Tabelle 6: Diffusionskoeffizient des Sauerstoffes in verschiedenen Medien (bei 20°C) in: WISOTZKY (1994)

| Medium | Diffusionskoeffizient (cm ² /s) | Autor |
|--------------|--|--------------|
| Luft | 2,0 x 10 ⁻¹ | WEAST (1990) |
| Wasser | 2,1 x 10 ⁻⁵ | WEAST (1990) |
| Festsubstanz | ca. 10 ⁻¹¹ | FREDE (1986) |

Außerdem ist die Sauerstoffkonzentration in Luft (ca. 300 mg/l) ca. 30 mal größer als die maximal mögliche in Wasser (ca. 10 mg/l). Diese Daten zeigen, daß der Sauerstoffeintrag mit dem Sickerwasser in die ungesättigte Zone gegenüber dem Sauerstoffeintrag über die Gasphase zu vernachlässigen ist.

Sowohl PREIN (1994) als auch WISOTZKY (1994) bestätigen die Sauerstoffzufuhr als limitierender Faktor für die Pyritverwitterung. Aber bei unbegrenztem Sauerstoffangebot ist im Bereich der Erdoberfläche bzw. der Grenzfläche Atmosphäre/Sediment die Reaktionskinetik für eine Limitierung der Pyritoxidation verantwortlich und die Sauerstoffnachlieferung in die Grundluft ist in diesem Fall größer als die maximal mögliche Pyritoxidationsrate und stellt nicht den, für den Fortgang der Oxidation begrenzenden Faktor dar. Mit zunehmender Tiefe erlangt jedoch die Sauerstoffnachlieferung aus der Atmosphäre in die Sedimente an Bedeutung. In tieferen Sedimentbereichen ist die maximal mögliche Pyritoxidationsrate größer als die Sauerstoffnachlieferung (WISOTZKY, 1994).

WISOTZKY (1994) stellt fest, dass neben einer Veränderung von chemischen Parametern auch die Änderung von physikalischen Sedimentparametern auf die Intensität der Pyritoxidation Auswirkungen haben kann. Unabhängig vom Transportmechanismus in der ungesättigten Zone steht für den gasförmigen Sauerstoff nur der Teil des Gesamtporenvolumens (n_{gesamt}) zur Verfügung, der nicht mit Haft- oder Sickerwasser (n_{Wasser}) gefüllt ist und als gasgefüllte Porosität (n_{Gas}) bezeichnet wird:

$$n_{\text{Gas}} = n_{\text{gesamt}} - n_{\text{Wasser}} \quad (11)$$

Im Durchschnitt beträgt die gasgefüllte Porosität in Abhängigkeit von der Lagerungsdichte für Sandböden 0,3-0,4 für Schluff- und Lehm Böden 0,1-0,25 und für Tonböden 0,005-0,10 und weniger (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1992, in WISOTZKY, 1994). In WISOTZKY (1994) sind zwei Transportmechanismen für eine Nachlieferung des Sauerstoffes aus der Atmosphäre in den gasgefüllten Porenraum der Sedimente ausführlich beschrieben: molekulare Diffusion und Konvektion. Die molekulare Diffusion findet immer statt, wenn die räumliche Verteilung der Moleküle einer Substanz von Ort zu Ort verschieden ist, wobei sie eine Folge der molekularen Wärmebewegung ist. Ursache dafür sind Konzentrations- bzw. Partialdruckunterschiede.

Konvektion als Transportmechanismus kann auch als Massenstrom bezeichnet werden. Er findet statt, wenn innerhalb eines zusammenhängenden Gasvolumens Gesamtdruckunterschiede auftreten. Druckunterschiede können durch eine Volumen- oder Temperaturänderung, durch Luftdruckschwankungen, Windeinwirkung, Verdrängung der Gasphase bei Infiltrationsprozessen (HARTKE & HORN, 1991, GILHAM et al., 1989, in WISOTZKY, 1994) sowie eine Überführung einer Gaskomponente in die Fest- oder Flüssigphase (bzw. umgekehrt) entstehen. Die folgende schematische Darstellung zeigt nach PREIN (1994) die Phasengrenzflächen und Transportvorgänge im Ablauf der Pyritverwitterung.

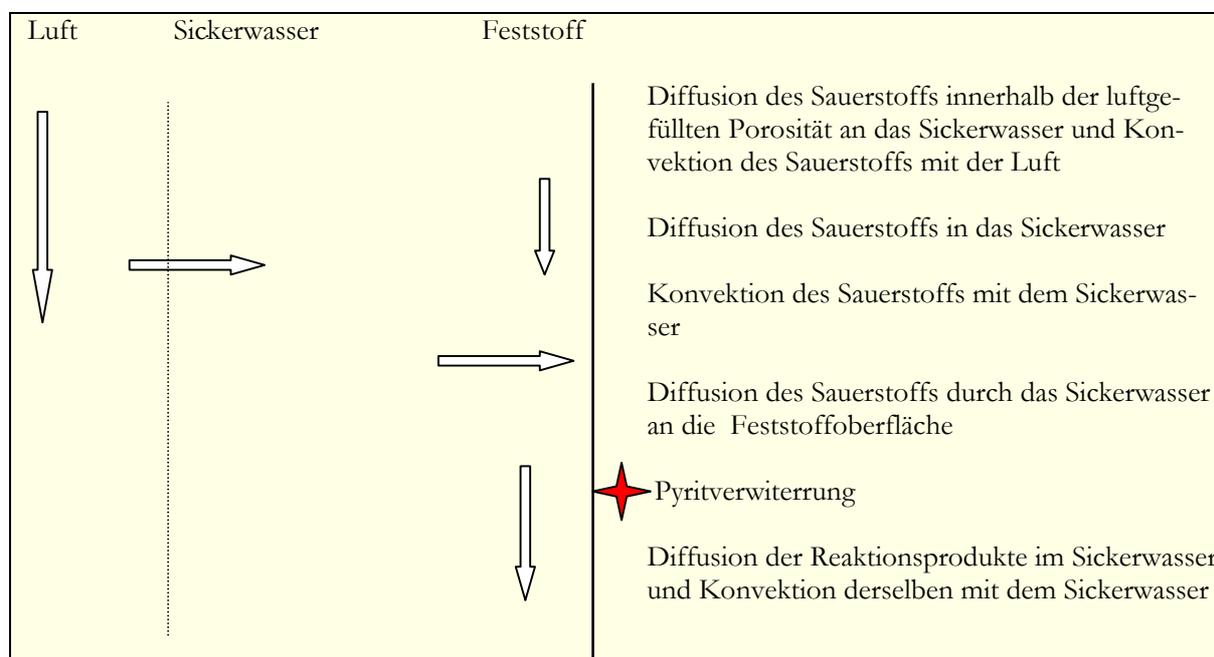


Abb. 8: Phasengrenzflächen und Transportvorgänge im Ablauf der Pyritverwitterung in: PREIN (1994)

In die Tiefe werden für das Fortschreiten der Pyritoxidationszone immer längere Zeiträume erforderlich, da der zunehmend mächtigere Bereich oberhalb der Oxidationszone die Diffusion bzw. Konvektion zunehmend behindert (WISOTZKY, 1994).

2.10.4 Gasaustausch zwischen Luft und Wasser

Unter Gasaustausch nach PREIN (1994) versteht man den Transport eines in der Gasphase vorliegenden Stoffes in einem Wasserkörper, in dem diese Substanz durch physikalische Lösung (reversibel) oder chemische Reaktion (irreversibel) gebunden wird.

In der Vergangenheit wurde die Zwei-Film-Theorie um zur Beschreibung des Transports eines Stoffes von einer Phase zur anderen entwickelt. Nach dieser Theorie (PREIN, 1994) bildet sich auf beiden Seiten der Phasengrenzfläche eine laminare Grenzschicht aus, in der die Molekülbewegung durch Diffusion erfolgt, während in dem sich anschließenden Gas- bzw. Flüssigkeitsraum turbulente Bewegung stattfindet. Die Diffusionsbewegung durch die Grenzschicht wird durch einen Partialdruckgradienten in der gasseitigen Grenzschicht bzw. durch ein Konzentrationsgefälle in der flüssigkeitsseitigen Grenzschicht bewirkt.

Die zur Verfügung stehende Fläche der Grenzschicht zwischen Gas- und Wasserphase hat keinen Einfluß auf die Geschwindigkeit des Gasaustauschs (PREIN, 1994). Die Diffusion des Sauerstoffs aus der Luft in das Wasser bzw. umgekehrt wird somit als ratenlimitierender Schritt innerhalb der Transportvorgänge, die eine Sauerstoffnachlieferung an den Reaktionsort bewirken, ausgeschlossen.

2.10.5 Einfluß der Mikroorganismen bedingten Milieufaktoren und Nährstoffe

Für die Beschleunigung der Pyritverwitterung sind die Eisenbakterien *Thiobacillus ferrooxidans* und die von ihnen dominierten Mischpopulationen verantwortlich (PREIN, 1994). Diese Bakterien sind bezüglich auf das chemo-lithotrophe Milieu anspruchslos und deshalb besiedeln sie Lebensräume, in denen andere Bodenorganismen nicht existieren können. *Thiobacillus ferrooxidans* oxidiert Fe^{2+} zu Fe^{3+} . Die Umsetzungen bezüglich der Wasserstoff- und Eisenionen lassen sich in folgendem Blockdiagramm darstellen:

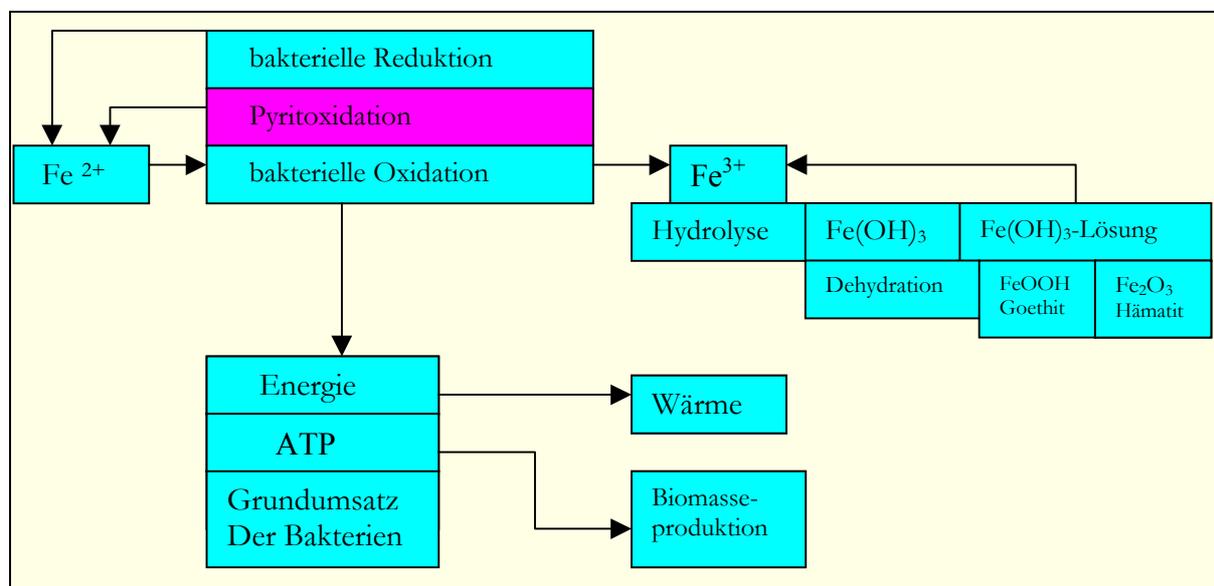


Abb. 9: Pyritoxidation unter Teilnahme von *Thiobacillus ferrooxidans*, schematisch nach KARAVAIKO(1988) in: PREIN (1994).

Nach NORDSTROM(1982) in: PREIN (1994) wird darauf hingewiesen, daß *Thiobacillus ferrooxidans* fakultativ auch die Reduktion von Fe^{3+} zu Fe^{2+} unter anaeroben Bedingungen als Energiequelle nutzen kann. Es wird somit nicht ausgeschlossen, daß diese Bakterien, die in der Natur als

Mischkultur mit *Thiobacillus thiooxidans* und *Sulfolobus acidocaldarius* vorkommen, auch im Wassergesättigten Bereich mit äußerst geringen Mengen an Sauerstoff oder auch bei kurzzeitigem Sauerstoffmangel in der Lage sind, die Pyritoxidation durchzuführen.

Es gibt Eisenbakterien, die acidophil leben und Arten, die einen pH um 7 bevorzugen. Die Art *Thiobacillus ferrooxidans* zählt zu den acidophilen. In der Literatur sind viele zum Teil voneinander abweichende Angaben zu den optimalen Lebensbedingungen der *Thiobacillus ferrooxidans* zu finden. So werden in PREIN (1994) als optimale Lebensbedingungen angegeben:

Tabelle 7: *Thiobacillus ferrooxidans* optimalen Lebensbedingungen in: PREIN (1994)

| |
|---|
| (KÖLLING,1990) einem pH – Wert von 2,5 bis 5,8 – Temperaturbereich von 15-20° C |
| (LEROUX et al. In BRIERLEY, 1978) einen pH-Wert von 1,1 bis 2,6-Temperatur um 25° C |
| (SCHNAITMAN et al. In BRIERLEY, 1978) einen pH-Wert von 2,4 bis 3,6 |
| (BODO & LUNDGREN, 1974) einen pH – Wert von 2 |
| (MAC DONALD, 1970) einen pH-Wert von 2,5 bei 33° C |

Nach BRIERLEY (1978) in: PREIN (1994) kann i.a. bei einem pH-Wert kleiner als 3 kein Wachstum von *Thiobacillus ferrooxidans* beginnen. Wenn das Wachstum jedoch einmal begonnen hat und der pH sehr weit abgesunken ist, kann er zum Beispiel durch äußere Einflüsse wieder bis auf etwa 3,4 ansteigen, ohne daß die Wachstumshemmung eintritt.

GLATHE (1972) in: PREIN (1994) nennt als ökologische Bedingung für das Auftreten von Eisenbakterien außer dem reichlichen Vorhandensein von Fe²⁺-Verbindungen und Sauerstoff die Dunkelheit. Experimentelle Untersuchungen (LEROUX, 1980 in: PREIN, 1994) ergaben, daß Licht das Wachstum der Bakterien hemmt und die Phase des logarithmischen Wachstums der Zellzahl sehr verlängern kann.

In den natürlichen Lebensräumen der *Thiobacillus ferrooxidans* ist die Konzentration von organischem Material und damit die Produktion von Kohlendioxid im allgemeinen niedrig (TUOVINEN & KELLY, 1972 in: PREIN, 1994). Sie stellten fest, daß beim Einbringen von organischem Material in den Lebensraum dieser Bakterien nur ein Teil in der Lage war, sich anzupassen.

Kohlendioxid wird wie auch Sauerstoff diffusiv und konvektiv über die Luft- und Wasserphase nachgeführt, aber nicht im gleichen Maße wie Sauerstoff verbraucht. Die Pyritverwitterung ist auch noch bei geringen Sauerstoffkonzentrationen durch die Bakterien weiterführbar. Bei fehlendem Sauerstoff kommt sie zum Erliegen, da die Oxidation des Fe²⁺ zum Fe³⁺, aus der sie die zum Aufbau der Biomasse notwendige Energie beziehen, direkt vom Angebot an Sauerstoff abhängt (PREIN, 1994). Eine etwa zwanzigfache Sulfatkonzentration in der Lösung verdoppelt die Fe²⁺ Oxidationsrate (SCHNAITMAN et al., in: PREIN, 1994).

Die zum Wachstum weiterhin erforderlich Nährstoffe Ammonium, Magnesium und Phosphat sind für *Thiobacillus ferrooxidans* nicht wachstumslimitierend, weil sie schon in extrem geringen Konzentrationen ausreichend für ein Wachstum sind. In der Literatur findet sich der Hinweis, daß sich *Thiobacillus ferrooxidans* sogar in Abwesenheit der Stickstoff – Komponente vermehren kann und es wird vermutet, daß die Bakterien Stickstoff aus der Atmosphäre aufzunehmen vermögen (TUOVINEN & KELLY, 1973, in: PREIN, 1994).

2.10.6 Abschätzung der Wärmeentwicklung durch die bakteriellen Umsetzungen

EHRlich (1990) in: PREIN (1994) gibt unter Berücksichtigung der pH-Abhängigkeit und der Löslichkeit des Fe^{3+} zur Berechnung der Differenz der freien molaren Energie ΔG für pH 1,5 bis 3,0 folgende Gleichung an:

$$\Delta G = \Delta E * n * F \quad (12)$$

mit ΔG = Differenz der freien molaren Energie
 ΔE = Potentialdifferenz zweier Redoxpaare (V)
 n = Zahl der transportierten Elektronen
 F = Faraday – Konstante (96,5 kJ)

So:

$$\Delta G = -1,3 \cdot (7,7 - \text{pH} - 0,17) \quad (13)$$

und erhält damit für pH 1,5: $-32,8 \text{ kJ mol}^{-1}$ und pH 3,0: $-24,8 \text{ kJ mol}^{-1}$.

Entsprechend Gl.(12) werden bei der Oxidation von 1 mol Fe^{2+} nach Gl.(8) und einem pH von 1,5 $32,8 \text{ kJ mol}^{-1}$ frei. Maximal 60% werden als Wärme an die Umgebung abgegeben. Um ein mol Pyrit der Gl.(5) folgend umzusetzen, muß die Reaktion nach Gl.(8) vierzehnmal stattfinden, das heißt, bei der Umsetzung von ein mol Pyrit können 276 kJ als Wärme freigesetzt werden (PREIN, 1994).

Wenn ein Pyritgehalt von 2 Gew.-% angenommen wird, ergeben sich 33.000 gm^{-3} bei einem Mittelsand mit Ton- und Schluffanteilen und einer mittleren Dichte von $1,65 \text{ gcm}^{-3}$ Pyrit, also 275 mol Pyrit pro m^3 . Das heißt, würde die Umsetzung innerhalb einer Sekunde erfolgen, könnten 75.900 kJ innerhalb des betrachteten Kubikmeters in der Halde frei werden.

Betrachtet man jedoch die Zeitabhängigkeit dieser Reaktion, so wird deutlich, daß man zur Abschätzung der Wärmeentwicklung nicht von dem potentiell zu Verfügung stehenden umsetzbaren Material ausgehen kann, sondern den durch die Gl.(13) beschriebenen Zusammenhang verwenden muß.

Danach ergibt sich, daß bei Annahme

- eines Bereichs von 10 cm, in dem die Pyritverwitterung sich hauptsächlich vollzieht,
- einer in diesem Bereich vorhandenen Fe^{2+} - Menge von 13,5 g (entspricht 1000 gm^{-3}),
- eines Sauerstoffpartialdrucks von 81,1 hPa,
- einer durch die Bakterien verursachten Beschleunigung der in Gl.(13) beschriebenen Reaktion um den Faktor 10^5 ,
- einer wassergefüllten Porosität von 0,135 und einen pH 1,5

nach

$$K * f_{\text{bio}} * m_{\text{Fe}^{2+}} * p_{\text{O}_2} * t = m_{\text{Fe}^{2+}} \text{ (umgesetzt)} \quad (14)$$

| | | | |
|-----|---|---|---|
| mit | k | = | Reaktionskonstante (abiotisch) in $(1013,25 \text{ hPa} \cdot \text{s})^{-1}$ |
| | f_{bio} | = | Beschleunigungsfaktor (bakteriell) |
| | $m_{\text{Fe}^{2+}}$ | = | vorhandene Fe^{2+} -Masse in g |
| | p_{O_2} | = | Partialdruck des Sauerstoffs in hPa |
| | t | = | Zeit in s |
| | $m_{\text{Fe}^{2+}} (\text{umgesetzt})$ | = | umgesetzt Fe^{2+} - Masse in g |

pro Sekunde $3,23 \cdot 10^{-6} \text{ mol Fe}^{2+}$ umgesetzt werden, was einer Wärmemenge von 0,106 J entspricht.

Nach

$$Q = \lambda * \frac{A * t * \Delta T}{l} \quad (15)$$

| | |
|---|--|
| mit Q = Wärmemenge (J) | λ = Wärmeleitfähigkeit ($\text{J s}^{-1} \text{ m}^{-1} \text{ K}^{-1}$) |
| A = Querschnittsfläche (m^2) | t = Zeit (s) |
| T = Temperatur ($^{\circ}\text{C}$) | l = Schichtdicke (m) |

kann die Temperaturerhöhung innerhalb der Pyritverwitterungsschicht berechnet werden, die sich ergibt, wenn eine Wärmeableitung in eine andere Richtung bei konstanter Temperatur erfolgt (PREIN, 1994).

Die Wärmeleitfähigkeit wurde entsprechend der Volumenanteile des Kippenmaterials mit $1 = 0,56 \text{ J s}^{-1} \text{ m}^{-1} \text{ K}^{-1}$ ermittelt (PREIN, 1994) für eine Querschnittsfläche auf 1 m^2 bezogen. Unter der Annahme, daß die 0,1 m dicke Pyritverwitterungsschicht 1m (l_1) unter der Geländeoberfläche und 60 m (l_2) über der Grundwasseroberfläche liegt und dort jeweils konstant 10°C herrschen, ergibt sich nach PREIN (1994) eine Temperatur in der Pyritverwitterungsschicht von $10,19^{\circ}\text{C}$. Ein Anstieg der Temperatur von $0,19^{\circ}\text{C}$ reicht aus, um die freiwerdende Wärme abzuleiten. Dieser Temperaturanstieg hat keinen Einfluss auf biochemische Prozesse (PREIN, 1994).

Die Temperaturverwitterungsschicht verlagert sich im Lauf der Zeit in die Tiefe. Entsprechend dem sich einstellenden Partialdruckgradienten für Sauerstoff in der Gasphase steht in größeren Tiefen weniger Sauerstoff zum Umsatz zur Verfügung. Mit der Verlagerung der Pyritverwitterungszone in die Tiefe wird demnach die Wärmemenge, die durch die Reaktion entsteht, geringer. Da die Abführung der entstandenen Wärmemenge aufgrund des größeren Temperaturgradienten zwischen Verwitterungsschicht und Kippenoberfläche vorrangig von dieser Schichtdicke abhängt, kann die Wärmemenge in größeren Tiefen aber schlechter abgeleitet werden. Für das angegebene Beispiel bedeutet dies, daß die Pyritverwitterungsschicht sich um weitere $0,11^{\circ}\text{C}$ erwärmt, wenn sie sich in eine Tiefe von 4 m verlagert hat.

2.10.7 Pyritoxidation und geochemische Veränderungen versus Expositionszeit

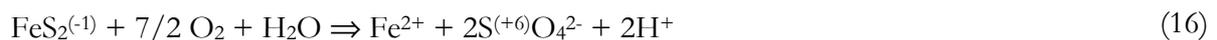
Disulfidschwefel

Die direkte Exposition der im anoxisch-sulfidischen Milieu gebildeten Disulfide gegenüber der Atmosphäre verursacht eine Abnahme der Pyritschwefelgehalte der Sedimente durch die Pyritoxidation. Die Entwicklung der Pyritschwefelgehalte der Sedimente bei unbegrenztem Sauerstoffangebot in der Grundluft wurde an den Oberflächenproben ($<10 \text{ cm}$ Entnahmetiefe) über eine Expositionszeit von 560 Tagen (WISOTZKY, 1994) beschrieben. Danach nimmt der Pyritschwefelgehalt deutlich mit zunehmender Expositionszeit bei den primär Pyrit enthaltenden Se-

dimenten der Versuchanschüttungen I (Pyrit-S-Gehalt = 0,195 Gew.%; Gesamt-S-Gehalt = 0,304 Gew.%; pH Boden = 6,38), Versuchanschüttungen II (Gesamt-S-Gehalt = 0,111¹ Gew.%; Pyrit-S-Gehalt = 0,056 und Boden-pH-Wert = 3,371) bis Versuchanschüttungen III (Gesamt-S-Gehalt = 0,722 Gew.%; Pyrit-S-Gehalt = 0,581 Gew.%; Boden pH-Wert = 5,91) ab.

Dabei ist mit zunehmender Expositionszeit besonders bei den pyritreichen Sedimente der Anschüttung III eine Abnahme des Pyritschwefelumsatzes erkennbar (1 Expositionstag = 0,6 Disulfid-S (Gew.%), 600 Expositionstage = >0,1 Disulfid-S (Gew.%). Ob dies gleichzeitig mit einer Verringerung der Pyritoxidationsrate verbunden ist, kann nicht erfaßt werden, da diese auch von der spezifischen Oberfläche der Pyrite abhängig ist. Da die Pyritoxidation mit einer Verringerung der mittleren Pyritkorngröße und einem Aufbrauch der kleinsten Pyritkörner gekoppelt ist, muß neben der spezifischen Oberfläche der unverwitterten Pyrite, die jeweils aktuelle Oberfläche nach unterschiedlicher Expositionszeit bekannt sein, um daraus die Oxidationsrate zu berechnen, was nur bei Laborexperimenten erfolgt, und nicht aber bei Untersuchungen an Realsedimenten möglich ist.

WISOTZKY (1994) hat dargestellt, dass die Abnahme des Pyritschwefelumsatzes mit zunehmender Expositionszeit und auch die freigesetzte Summe der Oxidationsprodukte (in mmol pro kg Sediment) Eisen, Sulfat und Säure der Oberflächenproben der Anschüttung III (pyritreich) stattfindet. Dabei wurde aus der gemessenen Pyritschwefelabnahme die freigesetzte Menge an Sulfat, Eisen und Protonen (Säure) entsprechend der folgenden Gleichung (16) berechnet.



pH-Wert

Das freigesetzte zweiwertige Eisen wird dabei unter oxidierenden Bedingungen langfristig vollständig zum dreiwertigen Eisen aufoxidiert und zumindest bei einem pH-Wert-Anstieg in Form von Eisenhydroxid ausgefällt. Dabei werden die zuvor gebundenen 2 Mol Protonen erneut freigesetzt (WISOTZKY, 1994).

Nach WISOTZKY's Untersuchungen (1994) zeigt die zeitliche Entwicklung der Boden pH-Werte von Oberflächenproben der Anschüttungen I und II eine drastische pH-Wert Abnahme (Versauerung) von ursprünglich neutralen pH-Werten auf Werte zwischen pH 2 bis pH 3. Bereits nach 45 Expositionstagen erreichten die Boden pH-Werte der Anschüttungen I bis III, ausgelöst durch die Sulfidoxidation, pH-Werte unter 3,5. Besonders betroffen von einer intensiven Versauerung waren die Sedimente der Anschüttung II mit den primär höchsten Pyritschwefelgehalten. Die Boden pH-Werte der pyritfreien Sedimente verblieben im neutralen pH-Wertebereich.

Die Boden pH-Wertentwicklung an den mit Sedimentgemischten befüllten Anschüttungen I und II zeigt die bei einer Exposition prinzipiell mögliche Versauerung der Kippen aus den tertiären Nebengesteinen. Der nach 114 Expositionstagen beobachtete pH-Wert Anstieg resultiert aus Silikatpufferung und der Auswaschung der Pyritoxidationsprodukte (WISOTZKY, 1994). WISOTZKY's Untersuchungsergebnisse haben deutlich gezeigt, dass das Zusammenspiel von Pyritoxidation und dem geringen säurepuffernden Potential der tertiären Nebengesteine zu einer drastischen Boden pH-Wert Abnahme bei einer Exposition der pyrithaltigen Sedimente führt. Bei einer längeren Expositionszeit ermöglicht die Messung des Boden-pH-Wertes von Sedimen-

¹ Meßwerte der ersten Beprobung der Anschüttung II am 30.04.90 nach WISOTZKY (1994)

ten mit geringem säurepuffernden Potential eine Unterscheidung der primär deutlich pyrithaltigen Sedimente von pyritfreien Sedimenten.

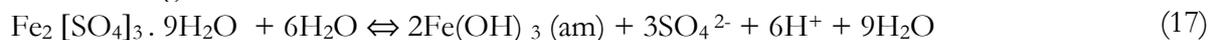
elektrischen Boden-Leitfähigkeiten

Neben der Säurefreisetzung verursacht die Oxidation der Eisendisulfide eine Freisetzung von Eisen- und Sulfationen und führt damit zu einer Aufmineralisation des Eluatwassers. Meßbar wird dies durch die Bestimmung der elektrischen Boden-Leitfähigkeit einer Bodensuspension.

Die zu Beginn gemessenen geringen elektrischen Boden-Leitfähigkeiten $< 300 \mu\text{S}/\text{cm}$ steigen bei den von einer Sulfidoxidation betroffenen Sedimenten der Anschüttungen I bis III innerhalb von 100 Expositionstagen auf Werte bis zu $3600 \mu\text{S}/\text{cm}$ an. Die Maximalwerte wurden dabei am 100. Expositionstag ermittelt. Die elektrischen Boden-Leitfähigkeiten der pyritfreien Sedimente der Anschüttung IV verbleiben über die gesamte Expositionszeit bei Werten $< 50 \mu\text{S}/\text{cm}$. (WISOTZKY, 1994).

Die innerhalb von 100 Expositionstagen ermittelte Abnahme der Boden-pH-Werte, die mit einer Zunahme der Boden-Leitfähigkeit in den Anschüttungen I bis III verbunden ist, deutet in den Abraumsedimenten auf eine Speicherung der Oxidationsprodukte hin. In Kontakt mit Wasser setzen die gespeicherten Oxidationsprodukte spontan Protonen und andere Ionen frei, die für eine Erhöhung der Boden-Leitfähigkeit verantwortlich sind. Diese Speicherung der Pyritoxidationsprodukte erfolgt sowohl im Porenwasser der Sedimente als auch in Form von sekundären Mineralphasen (WISOTZKY, 1994).

Eine am 114. Expositionstag, an der Oberfläche der Anschüttung III entnommene Sedimentprobe enthielt das sekundär gebildete Mineral Coquimbit ($\text{Fe}_2 [\text{SO}_4]_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$). Dieses Eisen-III-Sulfat reagiert mit Wasser unter Freisetzung von Protonen und Sulfat z.B. entsprechend folgender Gleichung:



Neben der Messung des Boden-pH-Wertes ermöglicht die gleichzeitig durchführbare Messung der Boden-Leitfähigkeit, eine Pyritoxidation zu erkennen. Eine besonders an Oberflächenproben der Anschüttungen I und II ermittelte Verringerung der elektrischen Boden-Leitfähigkeit ab dem 114. Expositionstag resultiert aus der durch Niederschläge verursachten Sickerwasserbewegung. Der Sickerwassertransport in den Versuchsanschüttungen führt zu einer Verlagerung der leicht wasserlöslichen und damit mobilen Pyritoxidationsprodukte in tiefere Bereiche (WISOTZKY, 1994).

Haupt- und Nebenbestandteile

Die Überführung von Bestandteilen aus der Festphase in eine wasserlösliche Phase wird, ausgelöst durch die Sickerwasserbewegung, durch eine Abreicherung in den Feststoffproben erkennbar.

Die folgende Tabelle läßt im Laufe der Exposition eine Abreicherung der Sedimente der Anschüttung III an Eisen und Calcium erkennen, die durch die Pyritoxidation aus dem Feststoff in eine wasserlösliche Form überführt und mit dem Sickerwasser verfrachtet werden.

Tabelle 8: Gehalt an Haupt- und Nebenbestandteilen (Gew.%) von Oberflächenfeststoffproben der Anschüttung III bis zu verschiedenen Expositionszeiten (Fe_T – Gesamteisen; III1:0.Expositionstag; III3:47.Tag; III5: 114.Tag; III6: 170.Tag; III7:247.Tag, III8:332 Tag; III9:441.Tag), in: WISOTZKY (1994)

| Probe | SiO ₂ | TiO ₂ | Al ₂ O ₃ | Fe _T | MnO | MgO | CaO | Na ₂ O | K ₂ O | P ₂ O ₅ |
|-------|------------------|------------------|--------------------------------|-----------------|------|------|------|-------------------|------------------|-------------------------------|
| III1 | 89,1 | 0,31 | 4,45 | 1,06 | n.n. | 0,23 | 0,17 | 0,16 | 1,19 | 0,02 |
| III3 | 89,8 | 0,29 | 4,03 | 0,92 | n.n. | 0,20 | 0,17 | 0,16 | 1,06 | 0,02 |
| III5 | 88,5 | 0,31 | 4,30 | 0,88 | n.n. | 0,21 | 0,16 | 0,17 | 1,09 | 0,02 |
| III6 | 88,5 | 0,32 | 4,36 | 0,93 | n.n. | 0,21 | 0,14 | 0,18 | 1,11 | 0,02 |
| III7 | 89,9 | 0,33 | 4,37 | 0,71 | n.n. | 0,20 | 0,10 | 0,16 | 1,14 | 0,02 |
| III8 | 90,1 | 0,30 | 4,22 | 0,64 | n.n. | 0,20 | 0,08 | 0,17 | 1,09 | 0,02 |
| III9 | 89,4 | 0,33 | 4,59 | 0,68 | n.n. | 0,21 | 0,08 | 0,17 | 1,16 | 0,02 |

Eisengesamt- und Pyritschwefelgehalte

Die Daten beziehen sich auf die Entwicklung der Eisengesamtgehalte sowie der Pyritgehalte von Oberflächenproben der Anschüttung III. Die Eisengesamtgehalte wurden zu Messungsbeginn (keine Exposition) = < 200 mmol/Kg und nach 450 Expositionstagen = 120mmol/kg festgestellt, während der Pyritschwefelgehalt zu Messbeginn = >80 mmol/kg und nach 450 Expositionstagen = >40mmol/kg betrug (WISOTZKY, 1994). Neben dem am Pyritschwefel gebundenen Eisen muß der überwiegende Anteil in anderen Bindungsformen (z.B. Silikaten) vorliegen.

Spurenelementegehalte

WISOTZKY (1994) konnte bei Spurenelementgehaltuntersuchungen (Cr, Co, Ba, V, Ni, Cu, Zn, Rb, Sr, Y, Zr und Nb) bei den Elementen Kobalt, Nickel und Zink eine Abreicherung während des Pyritoxidationsprozesses aus den Sedimentproben beobachten. Zu Messbeginn sind die Co-Gehalte mit < 40 ppm und nach 250 Expositionstage mit >10 ppm und nach 450 Expositionstagen mit >20 ppm gemessen worden. Die Nickelgehalte variieren von Messbeginn = >20 ppm, über <30ppm am 50. Expositionstag und < 10 ppm am 450. Expositionstag. Die Zinkgehalte wurden am Messbeginn mit 10 ppm, am 120. Expositionstag mit 5 ppm, am 330. Expositionstag mit 0 ppm und am 450. Expositionstag mit < 10 ppm bestimmt. Diese Spurenelemente wurden zum Teil in eine wasserlösliche Form überführt und mit dem Sickerwasser ausgetragen.

2.10.8 Pyritoxidation und geochemische Veränderungen mit der Tiefe

Pyrit-Schwefel

Bei den Untersuchungen von WISOTZKY (1994) erfolgte ab dem 72. Expositionstag auch eine Probenahme über die Tiefe. Gegenüber den Ausgangspyritschwefelgehalten der Anschüttung III von 0,581 Gew.% sind die Pyritschwefelgehalte bis in eine Tiefe von 110 bis 130 cm deutlich verringert. Dies entspricht der Tiefenlage der Pyritoxidationszone am 72. Expositionstag in den Sedimenten der Anschüttung III. Eine Abnahme der Pyritschwefelgehalte erfolgte dabei um so deutlicher, je näher die Sedimentproben der Oberfläche entnommen werden.

Insgesamt ist ein Vordringen der Pyritoxidation von außen nach innen in die Versuchsskippen nachzuweisen (WISOTZKY, 1994), wobei die Eindringtiefe in Abhängigkeit von der Expositionszeit tendenziell mit zunehmendem Pyritgehalt abnimmt. Für die Tagebaukippen ist folglich

mit einer Pyritoxidation zu rechnen, die ebenfalls die oberen Meter der exponierten Kippenflächen betrifft.

An drei weiteren Zeitpunkten wurden Sedimentproben aus definierten Tiefen der Versuchsanschüttungen entnommen und die Pyritschwefelgehalte gemessen. Während der Oxidationsprozess im oberflächennahen Sedimentbereich nicht durch die Sauerstoffnachlieferung begrenzt wird, limitiert die ungenügende Sauerstoffnachlieferung in tiefere Grundluftbereiche hinein die Pyritoxidation. Diese Limitierung wird durch eine Verringerung des Pyritschwefelumsatzes zumindest bis zum 170. Expositionstag mit zunehmender Tiefe deutlich. Während die Tiefenlage der Oxidationsfront am 72. Expositionstag zwischen 110 und 130 cm liegt, verschiebt sie sich bis zum 114. Expositionstag bis in ca. 160 cm Tiefe, um am 170. Expositionstag ca. 200 cm zu erreichen. Bis zum 332. Expositionstag ist der Pyritschwefel bis zur maximalen Entnahmetiefe von 130 cm (gesättigter Bereich ab 140 cm) nahezu vollständig oxidiert (WISOTZKY, 1994).

Boden-pH und elektrische Leitfähigkeit

Die ursprünglich neutralen Boden-pH-Werte sind bei den pyrithaltigen Sedimenten der Anschüttungen I bis III über die Tiefe zu sauren Boden-pH-Werten verändert (am 72. Expositionstag beprobt). Dieser Trend, der an den Sedimenten der Anschüttung I ebenfalls ab einer Tiefe von ca. 130 cm zu erkennen ist, konnte an den Sedimenten der Anschüttung II nicht beobachtet werden. Ursache ist die oben bereits geschilderte Tiefenverteilung des Pyritumsatzes in den verschiedenen Versuchsanschüttungen (WISOTZKY, 1994).

Deutlicher, als der logarithmische Boden-pH-Wert zeigt, läßt sich die unterschiedlich fortschreitende Pyritoxidation an den Anschüttungen I bis III durch die elektrische Boden-Leitfähigkeit erkennen. Dieser Trend, der an der Anschüttung I ab einer Tiefe > 130 cm ebenfalls zu beobachten ist, wurde an der Anschüttung II nicht gemessen (WISOTZKY, 1994).

Die Verlagerung der Pyritoxidationszone und der Sickerwassertransport führen zu einer Verschiebung des gemessenen Leitfähigkeitsmaximums in den Sedimenten der Anschüttung III. Während sich das Leitfähigkeitsmaximum am 72. Expositionstag in 10 bis 30 cm Tiefe befindet, verlagert es sich bis zum 114. Expositionstag in 30 bis 50 cm Tiefe. Am 332. Expositionstag tritt das Maximum in 110 bis 130 cm Tiefe auf, wobei die Leitfähigkeitsmesswerte oberhalb des Maximums bereits durch eine deutliche Auswaschung gekennzeichnet sind.

Oxidationsgrad

Die Zunahme des Oxidationsgrades (Quotient, aus umgesetztem Pyritschwefelgehalt/Ausgangspyritschwefelgehalt) über die Tiefe erfolgt nicht kontinuierlich. Während am 72. Expositionstag die Oberflächenproben den höchsten Oxidationszustand aufweisen und dieser in der Regel von oben nach unten abnimmt, sind es im weiteren Verlauf die Sedimente in 10 bis 30 cm Tiefe, die am schnellsten oxidieren (WISOTZKY, 1994). Als Ursache kann eine Austrocknung und eine eventuell dadurch ausgelöste Ausfällung und Umkrustung von Pyritkörnern durch Sekundärminerale an den Oberflächenproben genannt werden, die zu einer Verlangsamung der Pyritoxidation führen.

Eine Verringerung des Pyritschwefelumsatzes bei den oberflächennahen Proben führt, verbunden mit dem verringerten Sauerstoffverbrauch, zu einer Beschleunigung des Pyritumsatzes auch in größeren Tiefen mit zunehmender Expositionszeit. Die Verlagerung der Pyritoxidationszone mit zunehmender Expositionszeit in größere Tiefen wird von einer Verfrachtung u.a. der Oxidationsprodukte Eisen, Sulfat und Säure mit dem Sickerwasser begleitet (WISOTZKY, 1994).

2.10.9 Einfluß des Eisenhydroxids und des Eisenpufferbereichs

Nach OBERMANN(1991) in: PREIN (1994) ist im Abraum des Braunkohlenbergbaus im allgemeinen ein gewisses karbonatisches Säurepufferpotential vorhanden, das durch den Kohlenstoff verursacht wird. Eine Pufferung des durch die Pyritverwitterung absinkenden pH-Wertes ist dennoch im Eisen-Pufferbereich bei pH 1,6 bis 1,7 möglich und wird an Bergahlede auch beobachtet (WISOTZKY, mündl. Mitt. in: PREIN, 1994).

Diese Eisenhydroxide können sich innerhalb des Porenkanals an Stellen angelagert haben, wo eine Alterung, das heißt die Abspaltung von Wasser stattfand. Dadurch ist die Löslichkeit dieser so entstandenen Eisenminerale geringer als von Eisenhydroxid und zudem je nach Alterungsstufe verschieden. Dass, dieses Wechselspiel zwischen Bildung und Lösung der Eisenhydroxide und der durch Alterung der Eisenhydroxide entstandenen Eisenminerale zur Stabilisierung des pH-Wertes führt, ist sicher auch vom Wechsel von Regenerereignissen und Trockenperioden abhängig. In Trockenperioden wird die Bildung von Eisenmineralen, durch den geringer werdenden Wassergehalt und die damit mögliche „Ausblühung“ möglich (PREIN, 1994).

Am stärksten wirkt sich der Wechsel von Nass- und Trockenperioden im Bereich weniger Dezimeter unterhalb der Geländeoberfläche aus. In Regenperioden wird Sickerwasser mit einem pH größer als 3 zugeführt. In Bereichen, in denen der Pyrit bereits umgesetzt ist und keine Säureproduktion mehr erfolgt, können noch nicht ausgespülte Fe^{2+} - und Fe^{3+} -Ionen hydrolysiert werden. Diese Eisenhydroxide können in tiefere noch pyrithaltige Schichten mit geringerem pH-Wert des Sickerwassers transportiert und dort gelöst werden. Dabei werden Wasserstoff-Ionen verbraucht und eine Pufferung erreicht (PREIN, 1994).

2.10.10 Temperaturveränderung im Sickerwasser

Als exotherme Reaktion setzt eine ablaufende Pyritoxidation Wärme frei, die die Temperaturen der gesammelten Sickerwasserqualität beeinflussen kann. So beobachtete VAN BERK(1987, in WISOTZKY, 1994) im Unterstrom einer pyrithaltigen Steinkohlenbergehalde eine im Vergleich zum Grundwasser Oberstrom deutliche Grundwassertemperaturerhöhung (ca. 6°C). Als Ursache der Temperaturerhöhung nennt VAN BERK exothermen Reaktionen, z.B. Pyritoxidation, Wirkung der Bergehalde als „schwarzer Wärmekollektor“, freiwerdende Reaktionswärme im Grundwasser sowie einen möglichen Wärmedämmeffekt des Haldenkörpers.

Als Bezugskurve der Temperaturentwicklung eignet sich die Anschüttung IV mit pyritfreien Sedimenten. Diese Bezugskurve ermöglicht es, eine durch Pyritoxidation ausgelöste Temperaturveränderung in den Versuchsanschüttungen von äußeren Randbedingungen zu trennen und damit die durch Pyritoxidation verursachte Temperaturerhöhung in den Versuchskippen I bis III zu quantifizieren.

Die mittlere Temperaturdifferenz zwischen den Versuchskippen I bis III mit pyrithaltigen Sedimenten und der Anschüttung IV zeigt bei allen Meßwertdifferenzkurven eine vergleichbare Entwicklung. Bis zum 114. Expositionstag betragen die Temperaturdifferenzen der gesammelten Sickerwasserproben ca. 2°C, die bereits einen deutlichen Einfluß der Pyritoxidation auf die gemessenen Wassertemperaturen erkennen lassen. Am 170. Expositionstag wurden gleichzeitig mit einem deutlichen Anstieg der Wasserstände maximale Temperaturdifferenzen von 5°C bis 6,3°C gemessen. Nach dem 170. Expositionstag kommt es durch ein Abklingen der Pyritoxidation zu einer näherungsweise asymptotischen Verringerung der Temperaturdifferenzen der gesammelten Sickerwasserproben (WISOTZKY, 1994).

Da die Pyritoxidation pro Mol umgesetzten Sauerstoffs 410 KkJ Wärme freisetzt (HARRIES & RITCHIE, 1985, in: WISOTZKY, 1994), sollten die gemessenen Temperaturdifferenzen mit steigenden Pyritgehalten der Sedimente zunehmen. Die maximal auftretenden Temperaturdifferenzen lassen sich entsprechend dem abnehmenden Pyritgehalt der Sedimente einstufen.

2.10.11 Verlauf der Disulfidverwitterung im Bereich des anstehenden Gebirges und der Kippen

Unter Annahme, dass das hydrogeologische und das hydrogeochemische Regime nicht verändert wird oder wurde, kommt es im nicht entwässerten Gebirge nicht zur Oxidation der Disulfide und der damit verbundenen Freisetzung der dabei entstehenden Produkte. Im teilentwässerten Gebirge, etwa im Bereich des Vorfeldes oder der Sumpfbunnen, ist grundsätzlich das Einsetzen der Disulfidoxidation möglich. Sie beschränkt sich allerdings hauptsächlich auf die obersten, entwässerten Sedimente, da die Sauerstoffzufuhr in tiefere Bereiche durch die Überdeckung unterbunden wird. Im Bereich der Absenkungsbunnen können sich durch Sauerstoffzutritte lokal versauerte Zonen ausbilden, die jedoch langfristig keine Auswirkungen auf die Zusammensetzung der Grundwässer haben.

Erfolgte eine vollständige Entwässerung und Exponierung des Gebirges, so kommen die Disulfidhaltigen Sedimente vor allem an den temporären Oberflächen im Bereich der Abbau- und der Kippenseite mit Luftsauerstoff in Kontakt. In Abraumkippen sind in der Regel versauerte neben nicht versauerten Bereichen anzutreffen. Begründet liegt dies darin, daß „frischer“ Abraum, der in der kurzen Zeit zwischen Abbau und Verkippung, in der er der Atmosphäre ausgesetzt war, nicht versauert zur Ablagerung kam. Im Gegensatz dazu werden allerdings auch Sedimente abgelagert, die schon vorher an Tagebauabbauböschungen der Versauerung unterlagen (WISOTZKY, 1994).

Außer einer primären Disulfidoxidation an den temporären Oberflächen findet eine sekundäre Disulfidoxidation in den oberen Metern der ungesättigten Zone der Kippe statt. Diese wird durch die ungenügende Sauerstoffzufuhr limitiert und nimmt in ihrer Bedeutung mit wachsender Kippenmächtigkeit und zunehmender Zeit ab. Der bei der Verkippung mit eingelagerte Sauerstoff ist bald verbraucht und trägt nur minimal zur Versauerung der Kippe bei. Langfristig ist durch die Wechselwirkung der versauerten mit den nicht versauerten Kippenbereichen über das zugeführte Sicker- oder Grundwasser mit einer Überprägung der gesamten Kippe zu rechnen (WISOTZKY, 1994).

Mineralneubildungen in den versauerten Braunkohlennebenengesteinen

Werden die mobilisierten Bestandteile nicht mit dem Sickerwasser abtransportiert, so kann es vor allem bei einer zunehmenden Anreicherung zu einem Überschreiten der Löslichkeitsprodukte sekundärer Mineralphasen kommen. Als Folge wird eine Ausfällung von Sekundärmineralen im Porenraum beobachtet. Bei den Mineralneubildungen handelt es sich meist um leicht wasserlösliche, also hydrogene Mineralphasen. An Böschungsoberflächen pyrithaltigen Sedimente des Tagebaus werden, bedingt durch Verdunstung und kapillaren Aufstieg, diese Mineralneubildungen als sogenannte „Ausblühungen“ verstärkt vorgefunden (WISOTZKY, 1994).

Die folgenden sekundären Mineralphasen bei Pyritoxidation wurden in Rheinischen Braunkohlenrevier (OBERMANN et al. 1990, REICHEL, 1991, BRINKMANN, 1976, in: WISOTZKY, 1994) nachgewiesen:

| | |
|-----------------------------|---|
| Eisensulfate: | Melanterit: $\text{Fe}^{2+} [\text{SO}_4] \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ Rozenit: $\text{Fe}^{2+} [\text{SO}_4] \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ Coquimbite: $\text{Fe}^{3+} [\text{SO}_4]_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ |
| Eisenhydroxosulfate: | Copiapit: $\text{Fe}^{2+}\text{Fe}^{3+}4[\text{OH}/(\text{SO}_4)_3] \cdot 20\text{H}_2\text{O}$ Hydronium-Jarosit: $\text{HFe}^{3+}_3[(\text{OH})_6/(\text{SO}_4)_2]$ |
| Calciumsulfat: | Gips: $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ |
| Aluminiumsulfat: | Apjohnit: $\text{MnAl}_2 (\text{SO}_4)_4 \cdot 22\text{H}_2\text{O}$ |
| Eisenhydroxid: | $\text{Fe}^{3+}(\text{OH})_3$ (am) |

Eine Gipsbildung erfordert die Anwesenheit von Kalziumionen in der wäßrigen Phase. Die Freisetzung des Kalziums erfolgt dabei durch die Reaktion der bei der Pyritoxidation freigesetzten Säure mit Calcit (CaCO_3), kalziumhaltigen Feldspäten bzw. Kationenaustausch. Die Menge Gips, die gebildet wird, steht also in einem engen Zusammenhang mit der Säurepufferung an kalziumhaltigen Mineralphasen. Die sulfathaltigen Mineralphasen sind gut wasserlöslich und können damit bei Reaktion mit Sicker- und Grundwässern in die wäßrige Phase überführt werden. Eine Ausfällung dieser Sulfate stellt also eine Aufspeicherung der Pyritoxidationsprodukte in den Sedimenten bis zu einem späteren Kontakt mit Wasser (Sicker- bzw. Grundwasser) dar (WISOTZKY, 1994).

2.10.12 Einfluß der Pufferung und des Kationenaustausches

Das Ausmaß des Versauerungsprozesses hängt unter anderem von den stattfindenden Pufferreaktionen ab. Solche Reaktionen können sowohl in der wässrigen Phase als auch durch Reaktionen mit der Feststoffphase stattfinden. Die Pufferung bei einem pH-Wert um 2 kann zum Teil durch die Bildung von Hydrogensulfat nach folgender Gleichung stattfinden:



Bei $\text{pH} > 2,5$ liegt der größte Teil der Protonen in Form freier H^+ -Ionen vor, unterhalb $\text{pH} 2,5$ sind dagegen mehr an Hydrogensulfat gebundene als freie Protonen vorhanden. Die Feststoffphase bietet aufgrund ihres größeren Anteils (Vol. %) und ihrer höheren Dichte gegenüber der Wasserphase meist ein potentiell größeres Puffervermögen.

Nach ZIECHMANN & MÜLLER-WEGENER (1990) können die folgenden Reaktionen zwischen Wasser- und Feststoffphase unter bestimmten pH Bedingungen zu einer Pufferung führen:

Karbonatpufferung



Pufferung an Austausch (X)



Alumosilikatpufferung



Al-Hydroxid- / Eisenhydroxidpufferung



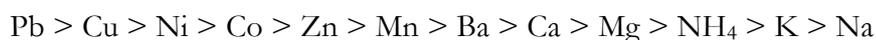
Das Ausmaß der Pufferung wird durch die Menge der Puffersubstanz und deren Reaktionsgeschwindigkeit bestimmt. So erfolgt die Pufferung durch Karbonate und Austausch relativ schnell. Bei der Pufferung an Alumosilikaten, ist mit längeren Reaktionszeiten bis zur Einstellung des Gleichgewichts zu rechnen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1992).

In einem offenen System haben Kalzium- und magnesiumkarbonathaltige Sedimente jedoch eine „echte“ säurepuffernde Wirkung, da das CO_2 entweichen kann. Die Intensität der Pufferung ist vom Verhältnis der freigesetzten Säure und dem primären Karbonatgehalt der Sedimente abhängig. Eisenkarbonate hingegen puffern bei Säureeinwirkung zwar den pH-Wert der wässrigen Lösung, doch wird eine äquivalente Konzentration an Fe^{2+} -Ionen entsprechend der Menge gebundener Protonen frei. In den meisten Sedimenten hat die Gruppe der Silikate die größte Pufferkapazität. Die Verwitterung von Kalifeldspat, die sehr langsam verläuft und kaum ein Gleichgewicht erreicht, ist, sofern das Kalium ausgewaschen wird, irreversibel.

Im Fall der Eisenhydroxide erfolgt eine Pufferung unter Freisetzung einer äquivalenten Menge einer Kationensäure (Fe^{3+}), deren Hydrolyse bei einem pH-Anstieg wiederum die Freisetzung der zuvor gebundenen Protonen bewirkt.

Nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1992) wird die Bindungsintensität der Kationen am Austauscher von folgenden Faktoren bestimmt:

- Wertigkeit und Hydratation der Kationen: Die Haftfestigkeit steigt mit zunehmender Wertigkeit der Kationen (Wertigkeitseffekt) und innerhalb der Alkali- und Erdalkalireihe mit sinkendem Durchmesser in hydratisiertem Zustand (Hydratationseffekt) an.
- Konzentration der Lösung: Mit zunehmender Konzentration der Lösung steigt die Menge der ausgetauschten Kationen; Austauscher im Gleichgewicht mit zwei Kationen unterschiedlicher Wertigkeit bevorzugen das höherwertige Kation, je verdünnter die Lösung ist (Erhöhung des Wertigkeitseffektes).
- Kationenaustausch organischer und anorganischer Substanz: Die organische Substanz besitzt eine hohe Selektivität für zweiwertige gegenüber einwertigen Ionen. Die Bindungsfähigkeit von Schwermetallionen übertrifft die der Erdalkali- und Alkaliionen.



Die Schwermetalle als Gruppe besitzen insgesamt eine höhere Bindungsaffinität als die der Alkali- und Erdalkalireihe. Eine allgemein gültige Reihenfolge für die Bindungsaffinität innerhalb der einzelnen Schwermetalle aufzustellen ist nicht möglich, da neben der Wertigkeit noch andere Faktoren, wie z.B. die Neigung eines bestimmten Schwermetalls zur Bildung von Hydroxyionen

oder seine spezielle geometrische Beziehung zum Kristallgitter des Austauschers eine wichtige Rolle spielen.

2.10.13 Zusammenfassung der möglichen Veränderung im Chemismus der Grund- und Oberflächenwässer in vom Braunkohlenbergbau beeinflussten Gebieten

Hauptinhaltsstoffe

Infolge der primären Disulfidverwitterung kommt es zur Freisetzung von Eisen-, Sulfat- und Wasserstoffionen und somit zur Versauerung des Wassers. Damit verbunden werden Al^{3+} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Mn^{2+} (in ungefährender Reihenfolge der abnehmenden molaren Konzentration) und viele Spurenelemente in die wäßrige Phase eingetragen. Die Konzentration von Eisen- und Sulfationen in der wässrigen Phase ist überwiegend vom Eisendisulfidgehalt der Sedimente abhängig. Existieren keine andere „Quellen“, mussten Schwefel und Eisen im Grund- und Oberflächenwasser, wegen des Molverhältnisses von Pyrit zu Markasit von 2:1 in eben diesem Verhältnis auftreten. Ist dies nicht der Fall, kann dies zu einem in der Mobilisierung dieser Stoffe aus anderen eisen- und/oder sulfathaltigen Mineralen begründet sein, zum anderen darin, daß Eisen und Sulfat unter veränderter pH/Eh-Bedingungen in andere Spezies überführt werden können. Z.B. ist unterhalb pH 7 im reduzierten Bereich dissoziiertes H_2S zu erwarten, während unter oxidierenden Bedingungen bei sauren pH-Werten SO_4^{2-} , S^0 oder HSO_4^- auftreten können (MATTHESS, 1990).

WISOTZKY (1994) beobachtete im Grundwasser der seit etwa 30 Jahren existierenden und rekultivierten Altkippe Berrenrath bei pH-Werten > 6 in der Regel Sulfatkonzentrationen zwischen 30 und 2000 mg/l. Mit abnehmenden pH-Werten steigen die minimalen SO_4^{2-} Konzentrationen auf Werte > 1500 mg/l, bei pH-Werten um 4 wurden Konzentrationen von 2000 bis ca. 70000 mg/l SO_4^{2-} gemessen. Deutlich erkennbar war die Abhängigkeit der Sulfatkonzentrationen im Grundwasser von den Schwefelgehalten der Sedimente.

Die meisten Hydrolyse- oder Oxidationsreaktionen, an denen Eisen beteiligt ist, verlaufen schnell genug, um in natürlichen Wässern, mit Ausnahme solcher mit niedrigen pH-Werten, das Gleichgewicht zu erreichen. Allerdings treten in Gegenwart von CO_2 und von in natürlichen Wässern stabile Schwefel-Spezies sowie Eisenkarbonate und -sulfid auf, die die Löslichkeit des Eisens vermindern. So werden die für Stabilitätsdiagramme zu fordernden Gleichgewichtsbedingungen in natürlichen Wässern wegen der geringen Reaktionsgeschwindigkeit der Schwefel-Spezies oft nicht erreicht.

Ein defizitäres Fe:S Verhältnis im Vergleich zum Disulfid kann in der durch Kontakt zu Luftsauerstoff ausgelösten Oxidation und Hydrolyse des, in sauren Wässern in der reduzierten, zweiwertigen Form vorliegenden Eisen begründet sein. Durch diese Reaktionen kann es z.B. im Bereich von Grundwasseraustritten zur Abnahme der pH-Werte in Abhängigkeit der ursprünglichen Eisenkonzentrationen des Wassers kommen. Nach WISOTZKY (1994) wurden in der Kippe Berrenrath bei pH-Werten von 8 bis 6,3 Eisenkonzentrationen von 1 bis ca. 80 mg/l beobachtet, bei pH-Werten zwischen 6,3 und 5,5 Konzentrationen zwischen ca. 30 und 460 mg/l Fe und bei pH-Werten $< 5,5$ minimale Fe-Konzentrationen von 420 mg/l. Ähnlich den Sulfatkonzentrationen wurden bei pH-Werten um 4 stark unterschiedliche Eisenkonzentration zwischen ca. 400 und 3800 mg/l beobachtet.

Der Eintrag von Kalzium in die wässrige Phase erhöht sich mit sinkenden pH-Werten einhergehend mit der Lösung kalziumhaltiger Mineralphasen und der Erschöpfung der Kalziumkarbona-

tischen Pufferung. Nach MATTHESS(1990) wird der Ca^{2+} -Gehalt wäßriger Lösungen, unter der Voraussetzung, daß die wirksamen H^+ -Ionen im wesentlichen aus freier Schwefelsäure stammen oder Kontakt zu Gips oder Anhydrit besteht, durch das Löslichkeitsgleichgewicht des Gipses bestimmt. Dieses kann unter Berücksichtigung des Löslichkeitsproduktes $[\text{Ca}][\text{SO}_4]$, der Wirkung des Ionenpaares $\text{CaSO}_4(\text{aq})$ und der Wirkung der Ionenstärke berechnet werden. Ohne andere Lösungsgenossen beträgt dann die maximale Konzentration ungefähr 600 mg/l Ca^{2+} (HEM, 1985).

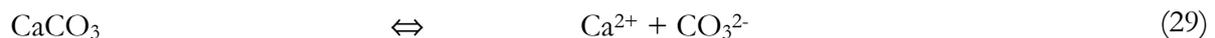
Beim Überschreiten des Löslichkeitsproduktes von Gips in Verbindung mit einer pH-Wert-Erniedrigung durch den Eintrag der Disulfidoxidationsprodukte kann es zur Ausfällung der sekundären Mineralphase Gips kommen. WISOTZKY (1994) beobachtet, daß die Kalzium- und Karbonatkonzentrationen der Wässer im pH-Bereich zwischen 7,5 und 6,3 durch die Gleichgewichtseinstellung mit der Festphase Kalzit kontrolliert werden, zum anderen, daß bei pH-Werten < 6 von einer vollständigen Lösung von CaCO_3 aus den Sedimenten ausgegangen werden kann.

Bezüglich auf die sekundäre Mineralphase Gips ergaben die Berechnungen, daß die Wässer mit pH-Werten > 6 meist an der Mineralphase Gips untersättigt sind. Eine Ausfällung von Gips, die die Sulfatkonzentration limitieren könnte, ist bei diesen Wässern nicht möglich. Da Protonen und Sulfat durch die Disulfidoxidation gleichzeitig in die wässrige Phase eingetragen werden, muß bei diesen Wässern der pH-Wert durch Lösung von Kalziumkarbonat aus der Feststoffphase gepuffert werden. Besitzen die Wässer pH-Werte < 6 sind die an Gips gesättigt, wodurch es bei weiterem Eintrag von Disulfidoxidationsprodukten zur Ausfällung von Gips kommen kann:



Trotz der stark unterschiedlichen Sulfatkonzentrationen ($1500 - 7000 \text{ mg/l SO}_4^{2-}$) bei pH-Werten < 6 das Gleichgewicht zur sekundären Mineralphase gewahrt ist, führt WISOTZKY (1994) auf die Bildung von Sulfatkomplexen sowie auf die Verringerung der Aktivitätskoeffizienten bei zunehmender Mineralisation des Grundwassers zurück. Wichtige Sulfatkomplexe sind CaSO_4^0 , FeSO_4^0 und MgSO_4^0 , die meist zwischen 20% und 40% der Gesamtsulfatkonzentration des Grundwassers beinhalten.

Ein häufig vorkommendes sekundäres Mineral ist der Melanterit ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$). Eine Limitierung der Eisen- und Sulfatkonzentrationen durch die Gleichgewichtseinstellung mit dieser Mineralphase, ist durch deren Untersättigung in den von WISOTZKY (1994) untersuchten Wässern nicht möglich. Eine Verringerung der Eisenkonzentration ist nach WISOTZKY (1994) hingegen durch die Bildung von sideritischen Mischkarbonaten möglich. Denkbar ist sowohl eine direkte Ausfällung aus der Lösung als auch eine Substitution von Eisen in Kalzium- oder Magnesiumkarbonate.



Die Umwandlung von Kalziumkarbonat zu einem eisendominierten Karbonat, hier dargestellt an den reinen Endgliedern Calcit (CaCO_3) und Siderit (FeCO_3), führt auch zu einer Verringerung des kalziumkarbonatischen Puffervermögens. Ist dieses erschöpft, setzt bei weiterem Säureein-

trag eine Pufferung durch Kalziumsiderite ein, die mit der Freisetzung des zuvor gebundenen Eisens gekoppelt ist.



Das bei der Lösung von Kalziumsiderit freiwerdende Kalzium kann mit dem Sulfat der wässrigen Phase wieder als Gips ausgefällt werden.

Ein Anstieg der Magnesiumkonzentrationen der wässrigen Phase kann in Verbindung mit höheren Disulfidgehalten der Sedimente beobachtet werden. Denkbar ist eine Reaktion der kationischen Disulfidoxidationsprodukte (H^+ , Fe^{2+}) mit magnesiumhaltigen Karbonatphasen wie Magnesit (MgCO_3), Dolomit ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$) oder magnesiumhaltigen Mischkarbonaten.

Mit zunehmender Dauer der Säureeinwirkung auf die Sedimente wird die Silikatverwitterung als Pufferprozess wirksam. Infolge dessen kommt es, unter anderem, zum Austrag von Aluminium in die wässrige Phase und mit steigendem Versauerungsgrad des gesamten Milieus verschiebt sich das System in den Bereich des Aluminiumpuffers. WISOTZKY (1994) beobachtete Aluminiumkonzentrationen im Grundwasser der Kippe Berrenrath von bis zu 140 mg/l.

Die Mangankonzentrationen der wässrigen Phase steigen unter sauren Bedingungen wohl infolge der Lösung von Manganoxiden und –hydroxiden und Mangankarbonaten an.

Spurenelemente – Bindungsform und Mobilität von Schwermetallen

Die Mobilität von Schwermetallen wird im wesentlichen durch die Form der Bindung an die feste Phase eines Sediments mitbestimmt. Außerdem ist die bewegliche Metallfraktion von Faktoren wie pH-Wert, Redoxpotential, Humusgehalt, Tongehalt, Gehalt an pedogenen Oxiden etc. abhängig. Die Tabelle 9 gibt einen Überblick über die Bindungsformen von Metallen und Reaktionen, die eine Freisetzung und Überführung dieser in die Lösungsphase bewirken.

Tabelle 9 : Mögliche Bindungsformen von Metallen in Böden und Sedimenten, sowie entsprechenden Reaktionen nach PICKERING (1981) in: DÜES (1988)

| Bindungsformen | Reaktionen |
|--|--|
| Ionogen, austauschbar (gebunden an Tonminerale wie Kaolinit, Illit, Montmorillonit) | $(\text{S})^2\text{-Me}^{2+} + \underline{\text{Me}}^{2+} \Leftrightarrow (\text{S})^2\text{-}\underline{\text{Me}}^{2+} + \text{Me}^{2+}$ |
| Adsorptiv (an Oberflächen z.B. von Fe- und Mn-Oxiden) | $(\text{S})\text{Me}^{2+} \Leftrightarrow (\text{S}) + \text{Me}^{2+}$ |
| Chemisch gebunden (an Substratbestandteile) | $(\text{S})\text{OMe} + (\text{H}^+, \text{OH}^-, \text{L}) \Leftrightarrow \text{Me}^{2+} + \dots$ |
| Schwerlösliche (anorganische) Verbindungen (als Niederschläge oder auch Copräzipitate) | MeCO_3 $\text{MeS} + 2\text{H}^+ \Leftrightarrow \text{Me}^{2+} + \dots$ $\text{Me}(\text{OH})_2$ |
| Gebunden in Kristallgittern (auch in Form von Okklusionen) | $(\text{S}) + \text{HF} \rightarrow \text{Me}^{2+} + \dots$ |
| S: Boden(soil)-, Sedimentbestandteil L:Komplexbildner (Ligand) | |

Allgemein kann die Veränderung des pH-Wertes den stärksten Einfluss auf die Mobilität von Schwermetallen besitzen. Je niedriger der pH-Wert, desto größer ist die Löslichkeit an kationischen Metallverbindungen.

Tabelle 10: Grenz-pH-Werte für eine beginnende Schwermetallmobilisierung nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1992)

| Element | Grenz-pH-Werte |
|---------|----------------|
| Cd | 6,5 |
| Zn | 6 – 5,5 |
| Ni | 5,5 |
| Cu | 4,5 |
| As | 4,5 – 4,0 |
| Cr | 4,5 – 4,0 |
| Pb | 4 |
| Hg | 4 |

Infolge der Versauerung durch die Disulfidoxidation in Abhängigkeit der Sedimentpetrologie kann ein Austrag der verschiedensten Spurenmetalle erfolgen. Je nach herrschenden Bedingungen zum Zeitpunkt der Ablagerung der Sedimente und der geochemischen Verfügbarkeit der Spurenelemente, können diese in verschiedenen Bindungsformen vorliegen, wie in Silikaten (z.B. Fe, Mn, Al), in Karbonaten (z.B. Fe, Mn, Zn, Cu), in Oxiden (z.B. Fe, Mn, Zn) und in Sulfiden (z.B. Fe, Co, Ni, Cu, Zn), die unter Tagebaubedingungen infolge des oben beschriebenen Prozesses zersetzt werden können, wobei die Spurenelemente in die wäßrige Phase überführt werden.

Im System Zn + S + CO₂ (Abb. 10) existieren unter den vorgegebenen Bedingungen drei feste Phasen: das Sulfid, das Karbonat und das Hydroxid. Lösliche Phasen umfassen das Zn²⁺ bei einem pH-Wert < ca. 7,5 sowie Zn(OH)₃⁻ und Zn(OH)₄²⁻ bei sehr hohem pH.

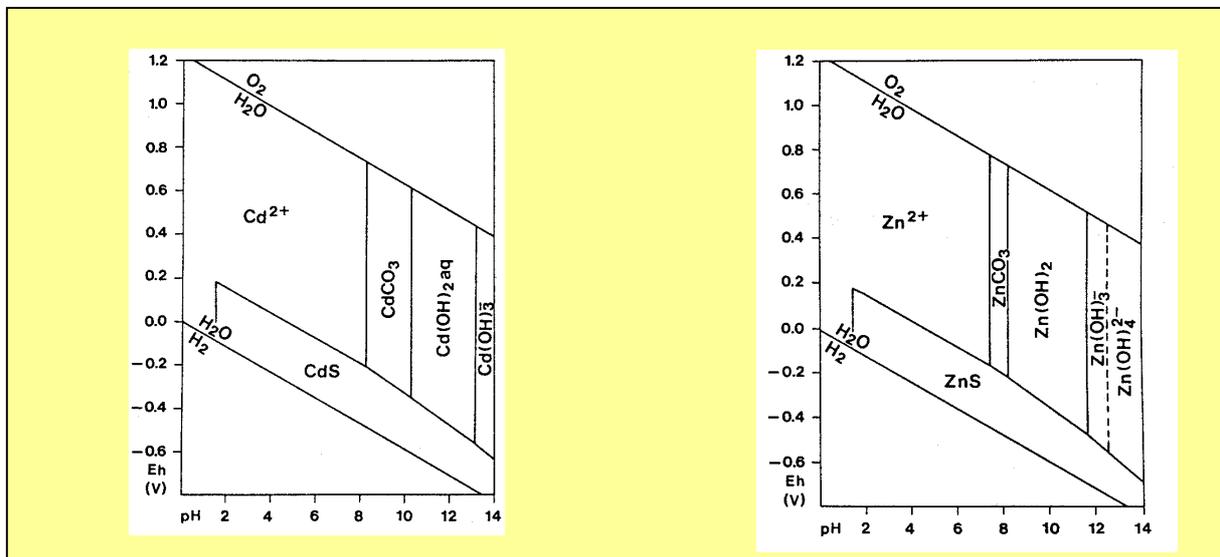


Abb. 10: rechts: Stabilitätsfelder bei 25°C und 101,324 kPa einer Cd²⁺-Aktivität von 10^{-7,05} entsprechend 0,01 mg/l Cd²⁺ sowie CO₂ bzw. S-Aktivitäten von 10⁻³ entsprechend ca. 61 mg/l HCO₃ bzw. ca. 96 mg/l SO₄²⁻. links: Stabilitätsfelder bei 25°C und 101,324 Kpa bei einer Zn²⁺-Aktivität von 10⁻⁵ entsprechend 0,65 mg/l Zn²⁺ sowie CO₂ bzw. S-Aktivitäten von 10⁻³ entsprechend ca. 61 mg/l HCO₃ bzw. ca. 96 mg/l SO₄²⁻. Nach HEM (1972) in: FÖRSTNER & MÜLLER (1974)

Das System $\text{Cd} + \text{S} + \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$ (Abb. 10) hat unter den vorgegebenen Bedingungen nur zwei feste Phasen wie die Stabilitätsfelder zeigen: das Karbonat und das Sulfid, treten als Cd^{2+} bei einem pH-Wert $< \text{ca. } 8$ sowie $\text{Cd}(\text{OH})_3$ bei sehr hohen pH-Werten auf. Im pH-Bereich von ca. 8-13 ist $\text{Cd}(\text{OH})_{2(\text{aq})}$ stabil. Bei höheren Cd-Aktivitäten würde in diesem Feld die feste Phase $\text{Cd}(\text{OH})_2$ liegen.

Die pH/Eh-Diagramme der meisten anderen Schwermetalle sind mit denjenigen des Zinks und des Cadmiums vergleichbar. Unter oxidierenden Bedingungen ist also Fe^{2+} bei einem pH-Wert $< \text{ca. } 7-8$ stabil, mit ansteigendem pH-Wert wird zunächst das Karbonat, dann das Hydroxid stabile Phase. Bei negativen Redoxpotentialen ist über weite pH Bereiche das Sulfid die stabiler Phase.

2.10.14 Zusammenfassung der geochemischen Entwicklung der Braunkohlengesteine und deren oxidative Verwitterung

Der im Tagebauvorfeld in seiner reduzierten Form als Disulfid vorliegende Schwefel der tertiären Braunkohlengesteine wird durch den Kontakt mit Luftsauerstoff – ausgelöst durch Braunkohlentagebau – zum Teil in die oxidierte Form - zu Sulfat überführt. Diese Oxidation der geogen enthaltenen Eisendisulfide verursacht primär eine Freisetzung von Protonen, Eisen und Sulfat, die in den davon betroffenen Abraumengen in leicht löslicher Form gespeichert werden (WISOTZKY, 1994).

Das Ausmaß der Freisetzung von Protonen, Eisen und Sulfat durch Eisendisulfidoxidation wird unter Tagebaubedingungen generell durch folgende Faktoren bestimmt:

- Disulfidschwefelgehalt der Sedimente
- verfügbares Sauerstoffangebot
- Expositionszeit der Sedimente
- Säurepuffernde Eigenschaften der Sedimente
- Temperatur

Durch Messung von Boden-pH-Werten und elektrischer Boden-Leitfähigkeit können drei Hauptstadien der Sedimententwicklung bei der Disulfidoxidation unterschieden werden:

1. -Ausgangsstadium mit beginnender Oxidation,
2. -Pyritoxidation bei z.T. gleichzeitiger Säurepufferung,
3. -fortschreitende Pyritoxidation bei sauren pH-Werten.

Im teilentwässerten Gebirge konnte eine durch die mit der Entwässerung zwangsläufig verbundene Füllung des entwässerten Porenraumes mit Luft ausgelöste, mögliche Versauerung bzw. Ummineralisation durch Pyritoxidation nicht beobachtet werden (WISOTZKY, 1994).

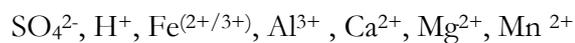
Die temporären Oberflächenbereiche der Tagebau-Abbauseite und der Tagebau-Kippenseite sind die Orte, an denen die massivsten Veränderungen der geochemischen Eigenschaften der Sedimente zu erkennen sind. Analog zu den Ergebnissen an den Versuchsanschüttungen ist mit einer Eindringtiefe der Pyritoxidation und der dadurch zum Teil ausgelösten Versauerung (pH < 5) von etwa 2 m innerhalb der mittleren Expositionszeit von 2 bis 3 Monaten bei Sedimenten an Böschungsoberflächen im Tagebau zu rechnen (WISOTZKY, 1994).

Als Ergebnis ist innerhalb einer Tagebaukippe eine inhomogene Verteilung von versauerten Abraumvolumina mit einer Häufung von versauertem Abraum im Bereich der ehemaligen, temporären Kippenoberfläche auszugehen. Innerhalb der Kippenschüttscheiben – unterhalb der temporären Oberflächenbereiche – muss ebenfalls mit etwa ähnlichen Abraumengen gerechnet wer-

den, die in vergleichbarer mittlerer Expositionszeit bereits an den Tagebauabbauböschungen versauert sind und deshalb im versauerten Zustand auf die Abraumkippen gelangten. Der übrige Kippenabraum ist aufgrund der nicht ausreichenden Sauerstoffnachlieferung bzw. geringer Pyritgehalte nicht versauert (WISOTZKY, 1994).

Der primäre, d.h. an den Tagebauoberflächen stattfindende Eisendisulfidverwitterungsprozeß wird durch eine sekundäre, d.h. unterhalb einer Rekultivierungsdeckschicht erfolgende Pyritoxidation überlagert, die die obersten Meter einer Abraumkippe betrifft. Die sekundäre Pyritoxidation beschränkt sich dabei aufgrund der ungenügenden Sauerstoffnachlieferung auf die obersten Meter der ungesättigten Zone einer rekultivierten Abraumkippe (WISOTZKY, 1994).

Durch die Lösung des Pyrits und die daran gekoppelten Reaktionen mit der Wasser- und Feststoffphase, kommt es zu einer Mobilisierung folgender dominierender ionarer Bestandteile (in ungefährender Reihenfolge abnehmender Konzentration):



Bei einem Überschreiten der Löslichkeitsprodukte, z.B. durch Verdunstung an Böschungsoberflächen, konnten Eisen-, Aluminium- und Kalziumsulfate sowie Eisenhydroxosulfate und Eisenhydroxid als sekundäre Mineralphasen nachgewiesen werden (WISOTZKY, 1994).

2.10.15 Pyritoxidation in aquatischen Systemen bei niedrigen Temperaturen

Die Pyritoxidation wurde bei Raumtemperatur in verschiedene Laborversuchen auf Auslaugungen untersucht. Die Ergebnisse zur Auslaugungsrate sind nicht einheitlich und hängen von verschiedenen Faktoren ab, wie der Pyritoberfläche, dem Ausgangs pH der Probe und der Anfangskonzentration des Pyrits (BIERENS DE HAAN, 1991). Dagegen gibt es nur geringe Unterschiede in der Auslaugungsrate des Pyrits von verschiedenen Orten (LOWSON, 1982; NICHOLSON et al., 1988 in: BIERENS DE HAAN, 1991). Sogar so unterschiedliche Proben wie Markasit, framboidaler und hydrothermal gebildeter Pyrit zeigen Oxidationsraten, die in natürlichen geologischen Prozessen nicht anders ablaufen würden (WIERSMA & RIMSTIDT, 1984, in: BIERENS DE HAAN, 1991).

In der Literatur wird meist davon ausgegangen, dass die Pyritoxidation linear zur Oberfläche der Auslaugungsprobe verläuft. In vielen Experimenten wurde unter großen Schwierigkeiten versucht diese Linearität nachzuweisen (LOWSON, 1982, in BIERENS DE HAAN, 1991). McKIBBEN & BARNES (1986) in: BIERENS DE HAAN (1991), beobachteten die Pyritkristalle unter einem Rasterelektronenmikroskop vor und nach der Auslaugung. Die Oxidation auf der Kornoberfläche war nicht einheitlich sondern war stärker auf die Kanten, Ecken und Lösungsdellen, sowie auf Mikrorisse und Bruchzonen konzentriert. Weiterhin ist die Linearität von der Oberflächenbeschaffenheit der Pyritkörner abhängig.

Besonders hohe Auslaugungsraten zu Beginn des Experiments konnten auf die unterschiedlichen Mahlergebnisse zurückgeführt werden (WIERSMA & RIMSTIDT, 1984; McKIBBEN & BARNES, 1986; MOSES et al., 1987, in BIERENS DE HAAN, 1991). NICHOLSON et al., (1988) in: BIERENS DE HAAN (1991) stellt fest, dass die Zunahme der Nichtlinearität der Pyritoxidation bei einer Zunahme der Oberfläche der Probe nur geringfügig abweicht. Die Linea-

rität ist eine Annäherung an die Probenoberfläche, die mit $1/d$ gegeben ist, wobei d der durchschnittliche Durchmesser der Pyritkörner ist.

Übereinstimmend wird festgestellt, dass die Oxidation von Pyrit bei Raumtemperatur durch unterschiedliche Prozesse beschrieben werden kann. Die gesamte Reaktion wird als eine Sequenz von Einzelreaktionen angenommen. Die langsamste Reaktionsstufe ist die Stufe, die gesamten Prozess limitiert. Die notwendigen Aktivierungsenergien zur Pyritoxidation bei Raumtemperatur und Durchmischungszuständen liegen danach bei 50 bis 92 kJ. Diese hohen Energiewerte zeigen, dass die limitierende Reaktionsstufe eine Reaktion ist, die nur an der Oberfläche des Pyrits vorkommen kann (LASAGA, 1981, in: BIERENS DE HAAN, 1991).

McKIBBEN & BARNES (1986) und MOSES et al. (1987) in: BIERENS DE HAAN (1991) haben Versuche zur Pyritoxidation mit eisen- und sauerstoffgesättigten Lösungen durchgeführt. Sie haben beobachtet, dass die Oxidationsrate in der eisengesättigten Lösung schneller abließ als in der sauerstoffgesättigten. Dies lässt den Schluss zu, dass eisengesättigte Lösungen den Pyrit direkt unter anaeroben und aeroben Bedingungen oxidieren.

Diese Ergebnisse stimmen gut mit den Sauerstoffisotopenmessungen überein, die TAYLOR & WHEELER (1984) in: BIERENS DE HAAN (1991) durchgeführt haben, das Wasser eine wichtigere Sauerstoffressource für die Pyritoxidation ist, als der molekulare Sauerstoff. Diese Ergebnisse stützen auch die von SINGER & STUMM (1970), wo der Mechanismus der Pyritoxidation beschrieben wird. Danach wird der Oxidationszyklus mit molekularem Sauerstoff ausgelöst und in zyklischer Folge fortgesetzt. Dieser Zyklus bezieht die Oxidation von zwei zu dreiwertigem Eisen durch molekularen Sauerstoff mit ein, bei dem dann wieder zweiwertiges Eisen gebildet wird und den Zyklus schließt (BIERENS DE HAAN, 1991).

2.11 Bestimmung der Oberflächentemperaturen mittels Fernerkundungsmethoden

Fernerkundung ist das Beobachten, Interpretieren und Kartieren von Erscheinungen auf der Erdoberfläche, ohne die Gebiete zunächst zu betreten (THEILEN-WILLIGE, 1993). Die elektromagnetische Strahlung, die von der Geländeoberfläche ausgesandt wird, wird als Fernerkundungsinformation vom Sensor wahrgenommen. Die Geofernerkundung nutzt vornehmlich den Strahlungsbereich vom ultravioletten, über das sichtbare Licht und das infrarote bis hin zu den Mikrowellen. Das „Fernerkundungssignal“ entsteht durch Wechselwirkung elektromagnetischer Strahlung mit der Geländeoberfläche. Auf die elektromagnetische Strahlung als Träger von Fernerkundungsinformationen wird in den nachfolgenden Abschnitten wiederholt Bezug genommen (Tab.11).

Tab.11: Von Fernerkundungssensoren genutzte Spektralbereiche der elektromagnetischen Strahlung unter Bezugnahme auf eine Einteilung von ERB(1989) in: KÜHN & HÖRIG (1995)

| Benennung der Strahlung | Abkürzung | Wellenlänge λ in μm |
|--|-----------|--|
| Nahes Ultraviolet | NUV | 0,315 – 0,38 |
| Sichtbares Licht | VIS | 0,38 – 0,78 |
| Nahes Infrarot | NIR-I | 0,78 - 1,4 |
| | NIR-II | 1,4 - 3,0 |
| Mittleres Infrarot (Thermales Infrarot) | MIR | 3,0 - 5,0 |
| | MIR-I | 3,0 - 5,5 |
| | MIR-II | 8,0 - 15,0 |
| Fernes Infrarot | FIR | 50 - 1000 |
| Mikrowellen (Radar) | MW | 1000 - 1×10^6 |

Fernerkundungsverfahren werden in passive und aktive Methoden unterteilt. Passive Verfahren nutzen ausschließlich die an der Erdoberfläche reflektierte Sonnenstrahlung bzw. die von der Erdoberfläche emittierte Strahlung. Demgegenüber besitzen die aktiven Fernerkundungsverfahren eine eigene Quelle zur „Bestrahlung“ der Geländeoberfläche, z.B. das Radar.

Während der vergangenen 30 Jahre vollzog sich eine entscheidende Entwicklung auf dem Gebiet der Fernerkundung, die sowohl zu einer stetigen Verfeinerung der traditionellen Luftbildtechnik führte, als auch zu vielfältigen Satellitensystemen. Flugzeugaufnahmen werden bereits seit der Jahrhundertwende für die verschiedensten Zwecke eingesetzt, zunächst überwiegend für militärische Belange. Vor allem während der beiden Weltkriege wurden die Vorteile von Flugzeugaufnahmen für die Aufklärung erkannt und deren technische Entwicklung vorangetrieben. Bis heute werden Luftbilder in vielen Ländern aus militärischen Gründen nicht zur Veröffentlichung freigegeben (THEILEN-WILLIGE, 1993).

Fernerkundungsdaten haben sich seit der Verfügbarkeit von hochauflösenden Satellitendaten zunehmend zu einem auf vielen Gebieten operationell genutzten Hilfsmittel entwickelt (THEILEN-WILLIGE, 1993).

2.11.1 Bestimmung der Landoberflächentemperaturen

Geht man von einem idealen Objekt für die Wärmestrahlung, also einem schwarzen Körper aus, so kann das Verhältnis zwischen der kinetischen Temperatur des Körpers und der emittierten Strahlung nach der Planckschen Funktion wie folgt beschrieben werden:

$$B(\lambda, T) = \frac{2hc^2}{\lambda^5 (\epsilon^{hc/\lambda kT} - 1)} \quad (33)$$

wobei $B(\lambda, T)$ die Strahldichte in $W \cdot m^{-2} \cdot sr^{-1} \cdot \mu m$, λ die Wellenlänge in Mikrometer, T die absolute Temperatur in °Kelvin, h die Plancksche Konstante ($6,63 \times 10^{-34}$ Joule/s), k die Boltzmannkonstante ($1,38 \times 10^{-23}$ Joule pro °K) und c die Lichtgeschwindigkeit in m/s ist. Der allergrößte Teil der natürlichen Körper ist nicht ideal „schwarz“ und ihre Abstrahlung wird wie folgt ausgedrückt:

$$L(\lambda, T) = \epsilon(\lambda) B(\lambda, T) \quad (34)$$

wobei $L(\lambda, T)$ die Strahldichte in $W \cdot m^{-2} \cdot sr^{-1} \cdot \mu m^{-1}$ und $\epsilon(\lambda)$ der Emissionsgrad des entsprechenden Körpers ist.

Benutzt man ein Meßgerät, das die spezifische Ausstrahlung für eine definierte Wellenlänge misst, so kann diese Strahlung, die den Sensor aufnimmt wie folgt beschrieben werden:

$$M = \pi \left\{ \int_{\lambda_1}^{\lambda_2} \epsilon(\lambda) f(\lambda) B(\lambda, T_s) d\lambda + \int_{\lambda_1}^{\lambda_2} (1 - \epsilon(\lambda)) f(\lambda) B(\lambda, T_{atm}) d\lambda \right\} \quad (35)$$

wobei M die spezifische Ausstrahlung in $W \cdot m^{-2}$, $f(\lambda)$ ist. T_{atm} ist die Temperatur der Atmosphäre die standardisiert vom Sensor in einem definierten Zeitintervall gemessen wird. Der erste Term der Gleichung (36) beschreibt die Abstrahlung des Körpers und der zweite Term die atmosphärische Strahlung, die der Körper reflektiert und zur Gesamtstrahlung, die der Sensor misst, beiträgt.

Geht man davon aus, dass die Oberflächenstrahlung konstant im Verhältnis zu den verschiedenen Wellenlängen ist, so kann man die Formel (35) wie folgt schreiben:

$$M = \pi \left\{ \epsilon_s \int_{\lambda_1}^{\lambda_2} f(\lambda) B(\lambda, T_s) d\lambda + (1 - \epsilon_s) \int_{\lambda_1}^{\lambda_2} f(\lambda) B(\lambda, T) d\lambda \right\} \quad (36)$$

Hierbei entspricht ϵ_s dem Emissionsgrad in einem bestimmten Intervall des elektromagnetischen Spektrums. HUMES et al. (1994, in: CASTRO 1998) definierten dies durch die Integration der Gleichung (36), $\epsilon=0,995$ die folgende Gleichung (37):

$$M = \frac{c_1}{c_2^{c_2/T} - 1} \quad (37)$$

wobei $c_1 = 15317,3 W m^{-2}$ und $c_2 = 1472,1 K$. Diese Gleichung nähert sich so der Gleichung (36) für ein Intervall der Oberflächentemperatur zwischen 10 und 50°C.

BECKER & LI (1990b) in: CASTRO (1998) stellen hierzu fest, dass in bezug auf die Genauigkeit der Temperaturmessungen über dem Festlande wenig geleistet wurde im Gegensatz zu Messungen über dem Meer, wo man bereits ähnlich gute Ergebnisse erzielt, wie man sie bei allen Temperaturmessungen erreicht. Sie weisen darauf hin, dass die Messung der Oberflächentemperatur folgende Schwierigkeiten aufweist:

(1) Die terrestrische Oberflächenstrahlung ist allgemein nicht bekannt und unterscheidet sich grundsätzlich von dem einheitlichen Wert der Meeresoberfläche. Nach NERRY et al. (1998) in: CASTRO (1998), variiert sie stark innerhalb eines Intervalls des elektromagnetischen Spektrums. Im terrestrischen Bereich ist sie abhängig von der Oberflächenrauheit, der Textur, der Farbe, dem Glanz, dem Einfallswinkel der Sonnenstrahlung, der Sonnenstrahldauer, den klimatischen Bedingungen und vielen anderen physikalischen Oberflächeneigenschaften wie z. B. die Bodenfeuchte. Wenn die Emissionsgradindizes

ε_1 und ε_2 in den beiden Kanälen des Sensors AVHRR (4 und 5) übereinstimmen und als konstanter und einheitlicher Wert angenommen werden, wie dies bei der Wasseroberfläche des Ozeans geschieht, so ist der Fehler, der bei der Bestimmung der Oberflächentemperatur des Bodens nach der *split window* Methode für ΔT signifikant und kann, wie dies ein Beispiel von BECKER (1987) in: CASTRO (1998) zeigt, wie folgt kalkuliert werden:

$$\Delta T = 50 \frac{(1 - \varepsilon)}{\bar{\varepsilon}} - 300 \frac{\varepsilon_1 - \varepsilon_2}{\bar{\varepsilon}} \quad (38)$$

wobei

$$\bar{\varepsilon} = (\varepsilon_1 + \varepsilon_2) / 2 \quad (39)$$

(2) Landoberflächen sind allgemein sehr heterogen aufgebaut, so dass eine breite Spanne von Oberflächentemperaturen gemessen werden kann, was die Definition einer durchschnittlichen Temperatur und der dazugehörigen Strahlung sehr schwierig gestaltet.

(3) Nahezu immer beobachtet man eine deutlich Differenz zwischen der Geländeoberflächentemperatur und der Lufttemperatur unmittelbar darüber, was die einzelnen Bestimmungsmethoden für die Temperatur mit einem gewissen Unsicherheitsgrad behaftet.

Nach Bewertungen, die von der Arbeitsgruppe von Prof. François Becker von der Universität von Strassburg vorgenommen wurden in: CASTRO (1998), hängt die präzise Bestimmung der Oberflächentemperatur stark von der Messmethode und der Art der Messung ab. Dies hängt vor allen Dingen mit den verschiedenen messbaren Temperaturen zusammen, die im Glossar aufgeführt sind, wie die thermodynamische, die kinetische, die aerodynamische, die Glanz-Temperatur und die Oberflächenstrahlungstemperatur und die Raumstrahlungstemperatur.

Eine mögliche Methode betrachtet den Transfer der Strahlungsenergie von der Oberfläche in die Atmosphäre. Die Strahlungstemperatur (T_r) entspricht einer Oberfläche, die homogen ist und sich wie ein schwarzer Körper verhält. So kann das Gesetz von Stefan-Boltzmann in der folgenden Form angewendet werden.

$$T_r = \left[\frac{F \uparrow}{\sigma} \right]^{1/4} \quad (40)$$

wobei $F \uparrow$ der Wärmefluss ist ($W m^{-2}$) im Intervall der Langwelle von 2,0 – 100,0 μm und σ ist die Stefan-Boltzmannkonstante. Diese Definition des Wärmeflusses ist nur unter den genannten Bedingungen für den idealen schwarzen Körper gültig. Verhält sich die Oberfläche nicht wie ein schwarzer Körper, wird die Oberflächentemperatur durch den Emissionsgrad und die atmosphärische Temperatur darüber definiert (Strahlungstemperatur auf dem Bezugsniveau). Die Oberflächentemperatur kann ebenfalls auf der Basis der Planckschen Funktion definiert werden. Die mit einem Strahlungsmessgerät gemessene Strahlung ist dann die Summe der atmosphärischen- und der Oberflächenstrahlung.

Betrachtet man die Oberflächenstrahlung so kann nach der Planckschen Funktion die Oberflächentemperatur wie folgt definiert werden:

$$T_p = B_\lambda^{-1} [L \uparrow] \quad (41)$$

$L \uparrow$ ist die mit dem Strahlungsmessgerät gemessene Strahldichte, wobei die atmosphärische und die Oberflächenstrahlung korrigiert werden, $B_\lambda [T]$ ist die Plancksche Funktion und B_λ^{-1} die Umkehrfunk-

tion. Die Gleichung (41) kann auch so geschrieben werden, daß die Emission berücksichtigt wird, wie dies LI & BECKER (1993) in: CASTRO (1998), folgendermaßen beschreiben:

$$T_p = B_\lambda^{-1} \left\{ \frac{L \uparrow - (1 - \varepsilon_\lambda) L \downarrow}{\varepsilon_\lambda} \right\} \quad (42)$$

Diese Definition zeigt insbesondere, daß die Oberflächentemperatur (T_p), die direkt im Raum gemessen wird und die für alle Bereiche einer homogenen Oberfläche gilt, die thermodynamische Temperatur ist.

Eine dritte Definition, die ebenfalls auf der thermodynamischen Oberflächentemperatur basiert, beruht auf dem konvektiven Transfer der Wärme von der Oberfläche in den Raum. Diese Wärme (H) kann folgendermaßen beschrieben werden:

$$H = k [T_i - T_a] \quad (43)$$

T_i ist die mittlere Oberflächentemperatur, T_a ist die Temperatur der Luft und k hängt von der Dichte der Luft ab, der spezifischen Wärme der Luft und dem Widerstand des Wärmetransports zwischen der zu messende Oberfläche und der Atmosphäre. (Bezugshöhe, wo T_a gemessen wird) PRATA (1993) in: CASTRO (1998). Die präzise Definition der Oberflächentemperatur mittels der Gleichung (44) ist eine direkte Funktion der entsprechende Oberfläche, wie nackter Boden, Vegetation usw. und zusätzlich dem Widerstand der eine Korrelation der gemessenen T_i mit einer gewissen Repräsentativität für die Strahlungstemperatur zulässt.

Die aufgenommene Strahlung mittels des Kanals i eines Fernerkundungssensors kann wie folgt definiert werden:

$$B_i [T_i] = \tau_i(\theta) B_i [T_i^*] + L_i \uparrow(\theta) \quad (44)$$

B_i ist die Plancksche Funktion für den Kanal i , T_i ist die Temperatur, die in der Höhe des Sensors des Kanals i gemessen wird, $\tau_i(\theta)$ ist die Übertragung zum Kanal i der senkrecht zur Beobachtungsachse (θ) steht, $L_i \uparrow(\theta)$ ist die emittierte Atmosphärenstrahlung der Wellenlänge des Kanals i in der Richtung von θ ; T_i^* ist die „brightness temperatur“ an der Oberfläche für den Kanal i , die wie folgt definiert ist:

$$B_i [T_i^*] = B_i [T] + (1 - \varepsilon_i) \Gamma_i L_i \downarrow(\theta = 0^\circ) \quad (45)$$

$$L_i \downarrow(\Omega \downarrow) = \pi \Gamma_i L_i \downarrow(\theta = 0^\circ) \quad (46)$$

Unter der Annahme, eine Lambertschen Reflektion und einer isotropen Himmels's Bestrahlungsstärke, $L_i \downarrow(\Omega \downarrow)$ ist die von oben nach unten atmosphärischen Bestrahlungsstärke, die für ein bestimmtes Wellenlängen Intervall, das im Kanal i gemessen wurde. Dieser Parameter hängt von dem Spektralintervall des aufnehmenden Sensors und den atmosphärischen Einflüssen ab (SCHMUGGE et al., 1991, in: CASTRO, 1998). $L_i \downarrow(\theta = 0^\circ)$ ist die von der Atmosphäre ausgehende Strahlung in der Nadirrichtung, ε_i ist der Emissionsgrad zum Kanal i und T die Temperatur der Oberfläche.

T_i^* ist die korrigierte Temperatur, wobei trotz der Dämpfung, die Atmosphäre Einflüsse auf die Emission hat. Die Bestimmung von T_i^* muss als ein Zwischenstadium angesehen werden, da um T_s zu bestimmen die Messung von T_i die Differenzierung der atmosphärischen Effekte und der Emission erlaubt (PRATA, 1993, in: CASTRO, 1998). MCMILLIN (1975) in: CASTRO (1998) nutzte zur radio-

metrischen Temperaturbestimmung der Atmosphäre in Gegenrichtung zu T_a das Theorem der Mittelwerte:

$$B_i[T_a \uparrow] = \frac{L_i \uparrow(\theta)}{1 - \tau_i(\theta)} \quad (47)$$

Die atmosphärischen Einflüsse können durch die untere Gleichung beschrieben werden, wenn die Plancksche Funktion in T_i linear verläuft.

$$T_i^* - T_i = \frac{1 - \tau_i(\theta)}{\tau_i(\theta)} (T_i - T_a \uparrow) \quad (48)$$

Nach der Gleichung (48), ist die Atmosphärenkorrektur wie $T_i^* - T_i$, abhängig von der spektralen Übertragung $\tau_i(\theta)$, der Funktion des Zenitwinkels der Beobachtung, wie die aufgenommene Differenz zwischen $T_i - T_a \uparrow$. Die atmosphärische Übertragung wird wie folgt ausgedrückt:

$$\tau_i = \prod_{j=1}^N \tau_i^j \quad (49)$$

wobei j die Verteilung der Gase wie Wasserdampf, Kohlendioxid usw. und die Aerosole beinhaltet. Normale Übertragungswerte in Abhängigkeit vom Wasserdampf liegen zwischen 0,95 für trockenen Zustände und 0,3 bis 0,4 für große Luftfeuchte. Die Variation der Werte hängt in größten Teil von der Luftfeuchtigkeit und dem Wassertröpfchen ab, die die Strahlung absorbieren können (VARANASI, 1988, in CASTRO, 1998).

Die Effekte der Gase, die im bestimmten Verhältnis in der Luft zu finden sind, wie das Kohlendioxid, sind weit geringer einzuschätzen, als die des Wasserdampfes, da dieser nicht konstant ist. Im Gegensatz zum CO_2 , das im globalen Maßstab als konstant anzusehen ist und somit nur geringe Unterschiede in der Kalkulation der Temperatur ausmacht, haben bewegliche Gase einen großen Einfluss. Nach COLL & CASELLES (1994, in CASTRO, 1998), sind die gemessenen Abweichungen der Temperatur durch feste Gasbestandteile der Atmosphäre auf 0,3 – 0,5 K anzugeben, obwohl der gemessene Effekt für die beiden Thermalkanäle des NOAA 14/AVHRR2 signifikante Werte zeigte (PRATA, 1993, in CASTRO, 1998).

Will man die Oberflächentemperatur ermitteln, so muss man, wenn man die vorhergehenden Berechnungsarten in Betracht zieht und ein geeignetes System nutzen will, das die verschiedenen Faktoren, die zur Ermittlung der Temperatur notwendig sind berücksichtigt, so muß man einen Algorithmus entwickeln, der eine der folgenden Theorien enthält:

- (1) Theoretische Entwicklungen, bei denen durch Linearitätsherstellung die Strahlungstransfergleichung gelöst wird, bei denen jedoch bestimmte Grundvoraussetzungen vorliegen müssen und einige Dinge simplifiziert werden,
- (2) mathematische Modelle, bei denen simulierte Strahlungswerte benutzt werden, die in der Größenordnung aus den Koeffizienten der Gleichungen abgeleitet werden,
- (3) empirische Herleitungen, bei denen die Algorithmen der angenommenen Ozeanoberflächentemperaturen, die validiert sind, und feste Regressionskoeffizienten betrachtet werden.

PRICE (1980) in: CASTRO (1998) formulierte anfangs die Theorie der Oberflächentemperaturbestimmung aus Messungen mit Fernerkundungssensoren durch analytische Lösungen der Gleichungen für den Strahlungstransfer von Erdoberflächen. Mittels der Veröffentlichungen von DESCHAMPS & PHULPIN (1980) in: CASTRO (1998), entwickelte er eine Gleichung für die Oberflächentemperatur bei der die Relation der Absorptionskoeffizienten von zwei Wellenlängen eingeht (Intervalle oder Spektralbanden). Daten der Satelliten NOAA-7 / AVHRR wurden benutzt, um zu zeigen, welche geteilten Kanäle (*split window*) zur Oberflächentemperaturbestimmung am besten mit den theoretischen Erwartungen Übereinstimmung zeigten.

PRICE (1984) in: CASTRO (1998) schlägt vor den gleichen Vorgang von Oberflächen, die sich nicht wie schwarze sondern wie graue Körper verhalten, die gemessene Strahlung, die ungefähr durch die Gleichung $L\lambda = \epsilon\lambda T^{\lambda}$ mit $n\lambda \approx 4,5$ für die Strahlung im Bereich $10,8 \mu\text{m}$ $\epsilon \approx 4,3$ für die Strahlung um $11,9 \mu\text{m}$ ausgedrückt werden kann, was durch die Kanäle 4 und 5 des AVHRR Sensors dargestellt wird. Sensibilitätsanalysen haben gezeigt, dass dieses Modell eine Genauigkeit von etwa 3°K hat.

BECKER (1987) & BECKER & LI (1990b) in: CASTRO (1998) haben eine ähnliche Formel zur Abschätzung der Landoberflächentemperatur entwickelt, die die Einflüsse der Atmosphäre und die Emission berücksichtigt. Sie berücksichtigen erstmals in ihrem theoretischen Ansatz die Oberflächeneffekte auf luftgestützte Systeme. BECKER (1987) in: CASTRO (1998) gibt eine Unsicherheit für die Abschätzung der mittleren Emission und der Differenz für die genutzten zwei Kanäle ($\Delta\epsilon$) einen Fehler von 2K und 7K an. Folgende Berechnungsformel wird von den beiden Autoren angegeben:

$$T_s = a(\tau_\lambda, \epsilon_\lambda) T_4 + b(\tau_\lambda, \epsilon_\lambda) T_5 + c(\tau_\lambda, \epsilon_\lambda) \quad (50)$$

T_s entspricht der echten Oberflächentemperatur, T_4 und T_5 sind die gemessenen Temperaturen der Kanäle 4 und 5 und a , b und c sind Koeffizienten, die von der atmosphärischen Durchlässigkeit (τ_λ) und der Oberflächenemissionsgrad (ϵ_λ) abhängen. Die Autoren machen darauf aufmerksam, dass die Koeffizienten in der Formel (51) vom aufnehmenden Spektralintervall abhängen, auf das ein starker Einfluss durch die genannten atmosphärischen Einflüsse und die Oberflächenemission ausgeübt wird. Andere Autoren haben dies ebenfalls theoretisch nachweisen können (SOBRINO et al., 1991; PRATA, 1993 in: CASTRO, 1998).

2.11.2 Algorithmen für Bestimmung der Landoberflächentemperaturen

Im Gegensatz zu den Algorithmen zur Temperaturbestimmung über dem Ozean (SST), gibt es für terrestrische Oberflächen keine validierten Modelle dieser Art. Im allgemeinen kann über die Genauigkeit der einzelnen Methoden und wie diese auf die atmosphärischen Einflüsse und die der Oberflächenemission reagieren auf der Grundlage ihrer Theorien eine Abschätzung vorgenommen werden. PRATA (1994) in: CASTRO (1998) beschreibt eine große Anzahl verschiedener Modelle zur Bestimmung der Oberflächentemperatur durch entsprechende Sensoren, wobei er die Empfindlichkeit und die Gewinnbarkeit der einzelnen Parameter miteinander vergleicht. Im Folgenden soll nur eine kleine Auswahl der wichtigsten Berechnungsmethoden darstellen, welche große Variabilität besteht.

- (1) Algorithmus von PRICE (1984) in: CASTRO (1998) – Er wurde ursprünglich auf gesicherten theoretischen Erkenntnissen aufgebaut und im System des Wettersatelliten NOAA-7/AVHRR genutzt.

$$T_{PRI} = [T_4 + \gamma(T_4 - T_5)] \left(\frac{5,5 - \epsilon_4}{4,5} \right) - 0,75T_4 \Delta\epsilon \quad (51)$$

mit $\Delta\epsilon = \epsilon_4 - \epsilon_5$ und $\gamma = \frac{1 - \tau_4}{\tau_4 - \tau_5}$

- (2) Algorithmus von BECKER (1987) in: CASTRO (1998) – Der Autor hat die Effekte der Variation der spektralen Emission zur Ermittlung der Oberflächentemperaturen untersucht, wobei er die atmosphärischen Effekte vom Emissionsgrad der Oberfläche getrennt hat.

$$T_{BEC} = T_4 + \gamma(T_4 - T_5) + 50 \frac{1 - \bar{\epsilon}}{\bar{\epsilon}} - 300 \frac{\Delta\epsilon}{\bar{\epsilon}} \quad (52)$$

mit $\bar{\epsilon} = \frac{\epsilon_4 + \epsilon_5}{2}$

(3) Algorithmus von BECKER & LI (1990b) – BECKER & LI (1990b) in: CASTRO (1998) haben einen Algorithmus entwickelt, der auf der Simulation des Strahlentransferprozesses in der Atmosphäre, auf dem Modell von LOWTRAN 6, beruht. Dieser Algorithmus kann als globale Ableitung für die atmosphärischen Effekte betrachtet werden, auch wenn er lokal an die ermittelten Oberflächenemissionsgradwerte gebunden ist.

$$T_{B\&L} = 1,274 + T^+ \left(1,0 + 0,15616\varepsilon^* - 0,482 \frac{\Delta\varepsilon}{\varepsilon} \right) + T^- \left(6,26 + 3,98\varepsilon^* + 38,33 \frac{\Delta\varepsilon}{\varepsilon} \right) \quad (53)$$

wobei:

$$\Delta\varepsilon = \varepsilon_4 - \varepsilon_5 \quad \bar{\varepsilon} = \frac{\varepsilon_4 + \varepsilon_5}{2} \quad \varepsilon^* = \frac{1 - \varepsilon}{\varepsilon} \quad T^- = \frac{T_4 - T_5}{2} \quad T^+ = \frac{T_4 + T_5}{2}$$

(4) Algorithmus von PRATA & PLATT (1991) in: CASTRO (1998) – Dieser Algorithmus ist halbempirisch und beruht im wesentlichen auf dem Strahlungstransfer und benutzt klimatologische Daten zur Charakterisierung des Strahlenflusses.

$$T_{P\&P} = \frac{1 + \gamma(\theta)}{\varepsilon_4} (T_4 - T_0) - \frac{\gamma(\theta)}{\varepsilon_5} (T_5 - T_0) + 40 \frac{1 - \varepsilon_4}{\varepsilon_4} + T_0 \quad (54)$$

mit:

$$\gamma(\theta) = \frac{1 - \tau_4(\theta)}{\tau_4(\theta) - \tau_5(\theta)}$$

wobei $T_0 = 273,15$ K. Er benötigt die lokalen Werte, um die Koeffizienten für die atmosphärischen Einflüsse und den Emissionsgradwert zu bestimmen.

(5) Der Algorithmus von SOBRINO et al. (1994) in: CASTRO (1998) basiert auf einer linearen Gleichung für den Strahlungstransfer. Die Koeffizienten, die in der Gleichung verwendet werden, hängen von den atmosphärischen Eigenschaften und der Oberflächenstrahlung ab und machen eine globale Verwendung des Modells möglich.

$$T_{SOB} = \left[1 + \frac{\alpha_5 \beta_4 + \beta_4 \beta_5 w}{Q} \right] T_4 - \left[\frac{\alpha_5 \beta_4 + \beta_4 \beta_5 w}{Q} \right] T_5 + c \quad (55)$$

mit

$$c = [(1 - \varepsilon_4)(\alpha_4 \beta_5)(1 - 2k_4 w)\Delta T_4 / \varepsilon_4] / Q = [(1 - \varepsilon_5)(\alpha_5 \beta_4)(1 - 2k_5 w)\Delta T_5 / \varepsilon_5] / Q$$

$$\Delta T_i = B_i [T_i] \left\langle \frac{\partial B}{\partial T_i} \right\rangle_T^{-1}$$

$$Q = \alpha_4 \beta_5 - \alpha_5 \beta_4$$

$$\beta_i = k_i [1 + 2\tau_i(1 - \varepsilon_i) \cos \theta]$$

$$\alpha_i = \varepsilon_i \tau_i \cos \theta$$

k_i ist der Absorptionskoeffizient, w die mögliche Niederschlagsmenge, T die mittlere Temperatur, ΔT_4 und ΔT_5 sind die Parameter, die durch die Temperatur an den Kanälen 4 und 5 AVHRRR festgelegt sind (SOBRINO et al., 1994, in: CASTRO, 1998)

(6) Der Algorithmus von PRATA (1993) in: CASTRO (1993) beruht auf dem Modell des *local split windows*, das ebenfalls von der Theorie des Strahlentransfers abgeleitet wurde.

$$T_{PRA} = \frac{1+\gamma}{\delta} T_4 - \frac{\gamma}{\delta} T_5 + c \quad (56)$$

mit

$$\delta = \varepsilon_4 + \tau_5 \Delta \varepsilon \quad c = \left[\frac{1-\delta}{\delta} \right] \left[\left(B_4 \left[\bar{T} \right] - \text{HI} \downarrow \right) \left\langle \frac{\partial B_4}{\partial T} \right\rangle_{\bar{T}}^{-1} - \bar{T} \right]$$

T ist die mittlere Temperatur der Atmosphäre, B_4 die Plancksche Funktion für den mittleren Wellenbereich des Kanals 4 des Sensors AVHRR, γ wurde in der Gleichung (54) definiert und $\Delta I \downarrow$ ist eine Strahlungskonstante mit dem Wert $6 \text{ m} \cdot \text{W} / (\text{m}^2 \cdot \text{sr} \cdot \text{cm}^{-1})$. δ wird als die „split window“ Strahlung definiert.

(7) ULIVIERI et al. (1994) in: CASTRO (1998) haben das Modell vom *General Split-Window – GWT* für die globale Anwendung entwickelt. Es werden drei Termen zur Korrektur des Wasserdampfes, die Emission und die Differenz der gemessenen Oberflächentemperatur und der Temperatur der Atmosphäre. Für Wasserdampfgehalte unter 3 g cm^{-3} wird ein einfacherer Algorithmus vorgeschlagen:

$$T_{ULV} = T_4 + a_2 (T_4 - T_5) + 48(1 - \varepsilon) - 75 \Delta \varepsilon \quad (57)$$

wobei $a_2 = 0,43 w + 0,75$ und w der Gesamtwassergehalt ist.

(8) Das Modell von COOL et al. (1994) in: CASTRO (1998) entspricht dem von SOBRINHO et al. (1994) und PRATA (1993) in: CASTRO (1998). Der Unterschied besteht darin, dass die Korrekturkoeffizienten mit realen Daten erzeugt werden.

$$T_{ULV} = T_4 + \gamma^* (T_4 - T_5) + d + \Omega(\varepsilon) \quad (58)$$

Die Koeffizienten *split-window* d und Ω sind wie folgt definiert:

$$d = -[1 - \tau_5(\theta)] \gamma^* (T_{a,4} - T_{a,5}) \quad \Omega(\varepsilon) = \alpha(1 - \varepsilon) - \beta \Delta \varepsilon$$

Hierbei ist ε der mittlere Emissionsgrad im *window* und $\Delta \varepsilon$ die Differenz zur spektralen Emission. Die Koeffizienten γ^* und d sind den Atmosphärenwerten zugeordnet und unabhängig von der Art der Oberfläche. Sie wurden über eine Regression von realen Daten, die über dem Meer erzeugt wurden, berechnet.

$$\gamma^* = 1,0 + 0,58 (T_4 - T_5)$$

$$d = 0,51 \text{ K}$$

Die Koeffizienten α und β wurden durch verschiedene Atmosphärenprofile ermittelt:

$$\alpha = 40 \pm 10 \text{ K}$$

$$\beta = 0,168 \exp \{7,190 R\}$$

R ist definiert aus dem Verhältnis $R = \tau_4 / \tau_5$, und berechnet sich aus der Näherung des Verhältnisses der Varianz der scheinbaren Temperaturen über einer Fläche von 10 x 100 Pixel durch die folgende Gleichung:

$$R = \frac{\sum_{k=1}^N (T_{4,k} - T_{4,0})(T_{5,k} - T_{5,0})}{\sum_{k=1}^N (T_{4,k} - T_{4,0})^2} \quad (59)$$

N ist die Anzahl der Pixel wobei die atmosphärischen Einflüsse konstant sind (SOBRINO et al., 1991).

COOPER & ASRAR (1989), PRATA (1994) und BECKER & LI (1995) in: CASTRO (1998) führten diverse Überkreuzprüfungen der verschiedenen Modelle durch und stellten fest, dass es absolut notwendig ist, die verschiedenen Parameter, die das Temperaturbild beeinflussen, wie die atmosphärische Strahlung, die Bodenstruktur und alle Einflüsse der Oberfläche, berücksichtigt werden müssen. Zwischen den einzelnen Bestimmungsmethoden ergaben sich Fehler im Bereich von ± 3 K. Feinuntersuchungen haben gezeigt, dass die Atmosphäreinflüsse sich bei den verschiedenen Methoden relativ gleich verhielten, während die Ergebnisse für die Emissionsgraddaten erheblich unterschiedlich ausfielen. Für den mittlere Emissionsgrad $\epsilon = 0,98$, der für die meisten Bereiche mit Bewuchs typisch ist, wurden Abweichungen zwischen 0,4 K (KÜHLER et al.-Modell) und 2,2 K für das Becker & Li-Modell festgestellt, während die anderen Modelle bei 1,3 K lagen. Die Empfindlichkeitsvariation des spektralen Emissionsgrad ist in den Modellen von PRATA & PLATT und KÜHLER et al. geringer, als die Modelle von PRICE und BECKER in der Bestimmung der Oberflächentemperatur zeigten.

NORMAN et al. (1995) in: CASTRO (1998) stellten eine Alternative zur Berechnung der Oberflächentemperatur zu den genannten Modellen dar. Hierbei wird die kinetische Oberflächentemperatur mit der Hemisphärenstrahlung, die im thermalen Infrarot gemessen wird, in Relation gesetzt. Die größte Schwierigkeit der Temperatureaufnahme durch Fernerkundungssensoren liegt in der genauen Bestimmung der Relation zwischen kinetischer Oberflächentemperatur und der Oberflächentemperatur, die über die Strahlung im thermalen Infrarot gemessen wird. Der sich daraus ergebene Fehler kann über 5°C betragen.

Die Verwendung unterschiedlicher Temperaturen (gerichtet oder global, verwirbelt oder kinetisch) kann gleichermaßen zu signifikant unterschiedlichen Bewertungen bei Energiegleichgewichtszuständen und der turbulenten Strömungen der latenten oder empfundenen Wärme führen. Nach NORMAN et al. (1995) in: CASTRO (1998) ist die Ungewissheit auf den Messfehler zurückzuführen oder auf Windbewegungen, wodurch wesentliche Unterschiede der Oberflächentemperatur und der Lufttemperatur nicht kompensiert werden.

Zwei Faktoren können benannt werden, die einen großen Einfluss auf das Verhältnis von Lufttemperatur (turbulent) und Strahlung haben: (1) Der Emissionsgrad (oder die thermale Reflexion) und (2) die Abhängigkeit der gemessenen Temperatur im thermalen Infrarot und ihres Abweichung des Messwinkels. Die Emission der meisten Böden und Vegetationen zeigen Werte von $0,98 \pm 0,01$, was bedeutet, dass die Unsicherheit bei den realen Werten um 1°C für die Werte von $IAF \geq 0,5$ beträgt (NORMAN et al. 1995, in:CASTRO, 1998). Deshalb ist es notwendig, das Verhältnis von (1) der kinetischen Tem-

peratur der Vegetation (T_c) und (2) des Bodens (T_s) zu betrachten. Die dynamische Temperatur der Luft kann als eine Kombination der Luftwiderstandsmessungen auf dem Boden und in der Luft in einer definierten Höhe beschrieben werden. Wird der Luftwiderstand des Bodens (r_s) und der Vegetation (r_c) als gleich angenommen, so ist die dynamische Temperatur der Luft wie folgt gegeben:

$$T_{aero} = (T_s - T_a) \frac{T_{aero}}{T_s} + (T_c - T_a) \frac{T_{aero}}{T_c} + T_a \quad (60)$$

Wobei der effektive Luftwiderstand aus der folgenden Gleichung berechnet wird:

$$T_{aero} = r_s r_c / (r_s + r_c) \quad (61)$$

Die Temperatur des thermalen Infrarots für den Boden und die Vegetation wird als mittlere kinetische Temperatur des Bodens und der Vegetation angenommen, wobei eine Richtung nach dem beobachteten Anteil des Sensors für jede Komponente oder das Untersystem folgender Ausdruck gilt:

$$T_{IR}(\theta) = [f_c(\theta) T_s^n + (1-f_c(\theta)) T_c^n]^{1/n} \quad (62)$$

wobei θ der Aufnahmewinkel des Sensor ist, n ist der Exponent der Temperatur in Näherung des Integrals der Funktion, die für einen schwarzen Körper innerhalb der Wellenlänge des aufnehmenden Sensors gilt (nahe 4 für ein Spektralintervall von 8 bis 14 μm), $f_c(\theta)$ ist der Anteil des Aufnahmewinkels für die Vegetation mit der Näherungsfunktion $f_c(\theta) = [1 - \exp(-0,5 \text{ IAF} / \cos \theta)]$ für einige unregelmäßige Oberflächen. Weiterhin gibt es andere Modelle für differenzierte Oberflächenstrukturen wie Wald, landwirtschaftliche Kulturen und andere Flächenarten (CASELLES et al., 1992, in: CASTRO, 1998). Die scheinbare Temperatur $[T_B(\theta)]$ kann wie folgt ausgedrückt werden:

$$T_B = [\varepsilon(\theta) T_{IR}^n + (1 - \varepsilon(\theta)) T_{Himmel}^n]^{1/n} \quad (63)$$

$\varepsilon(\theta)$ ist die Emissionsgradrichtung und T_{Himmel} ist die Globaltemperatur im untersuchten Spektralbereich.

In der Form in der die Lufttemperatur über der Oberfläche vom Substrat beeinflusst wird und somit auch der wahrgenommene Wärmestrom, ist es notwendig für die Fernerkundung eine Relation ($T_{aero} - T_a$) zu finden. Um diese Relation festzustellen, werden vier verschiedene Methoden vorgeschlagen. Die erste Methode betrachtet die thermische Trägheit und die Verfügbarkeit von Bodenfeuchte (PRICE 1980, 1984, in: CASTRO, 1998) in der die thermische Trägheit P eingeht:

$$P = (C_p K_s) \quad (64)$$

und die Bodenfeuchte als:

$$E = C_a \left\langle \frac{me_s - e_a}{\gamma_a} \right\rangle \quad \text{PRICE (1980) oder} \quad (65)$$

$$E = C_a \left(\frac{e_s - e_a}{\gamma(r_a + r_c)} \right) M \quad \text{CARLSON (1986)} \quad (66)$$

In der obigen Gleichung beschreibt C_p die Wärmekapazität ($\text{J m}^{-3} \text{K}^{-1}$), K_s die relative Leitfähigkeit des Mediums ($\text{J m}^{-1} \text{K}^{-1}$) und r_c den Widerstand des Dampftransports ($\text{m}^{-1} \text{s}^{-1}$), ähnlich wie es auch

MORAN et al. (1994) in: CASTRO (1998) mit dem Index r_{ss} vorschlug. Diese Methode versucht den Unterschied zwischen Tages- und Nachtmessungen auszugleichen.

PRICE (1980) in: CASTRO (1998) schlägt für die Berechnung der Evapotranspiration die aus der Hydrologie bekannten Faktoren aus der Penman Formel vor. Die Fülle von Faktoren kann dadurch vermindert werden, indem man eine Kombination der beschriebenen Modelle für das System Boden – Pflanze – Atmosphäre wie z. B. das der Atmosphärenschichten von JACKSON (1985) in: CASTRO (1998).

TACONET et al. (1986) in: CASTRO (1998) hat die zwei Modelle für die thermische Trägheit angewendet und die Resultate, die er von verschiedenen Klimastationen um die Mittagszeit aufgenommen hatte, miteinander verglichen. Im Mittel wichen die Werte voneinander ab und es zeigte sich ein Minimum von 50 W m^{-2} und ein Maximum von 100 W m^{-2} . Die Windgeschwindigkeit variierte um 2 ms^{-1} , die Strahlungstemperatur um 2° C und 2° C bei der Oberflächentemperatur und bis zu 50 W m^{-2} beim Wärmefluss. Dies macht deutlich, dass die Ungenauigkeit dieser Messmethoden zu erheblichen Fehlern führen kann, wenn man auch noch berücksichtigt, dass zu verschiedenen Jahreszeiten gemessen wird.

Die zweite Methode von NORMAN et al. (1995) in: CASTRO (1998) geht von den Vegetationsindizes und der Infrarottemperatur aus (Snapshot NDVI x Infrared Temperature). Diese Methode setzt einen direkten Zusammenhang zwischen der freien Energie und der Oberflächentemperatur voraus. Stärkere Evapotranspiration und Vegetationsindizes müssen ebenfalls in Relation mit der Oberflächentemperatur stehen. Dies impliziert, dass das direkte Verhältnis Infrarotstrahlung/Temperatur und die Evapotranspirationsmenge im Augenblick des Überflugs bestimmt werden müssen. Aus den sofortigen Messungen kann eine tägliche Energiebilanz hergestellt werden. Die Genauigkeit der Messungen und die Heterogenität der Pflanzendecke limitiert diese Messmethode jedoch erheblich und macht sie nicht sehr praktikabel, da nicht alle Systeme entsprechend messen können.

Die dritte Methode integriert über 12 Stunden am Tag die Datenvariation aus einer limitierten Atmosphärenschicht. Das Modell nutzt die Strahlungstemperatur, die relative Feuchte und die Windgeschwindigkeit. Ferner geht die Oberflächenbeschaffenheit in die Berechnungen ein. Diese Werte können über 12 Stunden erheblich schwanken, da der Windwiderstand eine wichtige Rolle spielt. Ferner geht der Aufnahmewinkel des Sensors in Bezug auf das Verhältnis von Boden zu Pflanzendecke in die Betrachtungen ein. Die Methode wird dadurch erheblich eingegrenzt, dass es notwendig ist, genaue vertikale Profile mit einem Strahlungssensor in der entsprechenden Atmosphärenschicht aufzunehmen (CASTRO, 1998).

Die vierte Methode nutzt die Daten eines High Resolution Interferometer-Sounders – HIS. Im wesentlichen werden die Strahlungsänderungen des HIS erfasst, die in Relation zur Energiebilanz der Oberfläche gesetzt werden. Da der Aufnahmewinkel hierbei keine Rolle spielt, ermöglicht diese Methode recht genaue Wärmestrommessungen durch zwei Strahlungsmessungen aus dem Raum.

2.11.3 Räumlich-zeitliche Extrapolation

Die Daten, die in der Fernerkundung erhoben werden, haben einen momentanen Charakter. Die Wärmestrommessungen sind für den Augenblick aufgenommen, weshalb eine Datenextrapolation notwendig ist. KUSTAS et al. (1994) in: CASTRO (1998) empfehlen deshalb eine Integration der Tagesdaten für die Verdunstungswerte (FE):

$$FE = -\lambda E / (R_n + G) \quad (67)$$

Die momentanen Werte, die für jeden Parameter gemessen werden, müssen als Tageswerte für E eingesetzt werden. Die Werte für FE können zwischen 0 und 1 liegen. Die Größe des Wertes gibt den Energieanteil an, der in latente Wärmestrahlung konvertiert wird. SCHUTTLEWORTH et al. (1989) in:

CASTRO (1998) hat in einem Experiment festgestellt (FIFE) dass der Anteil für FE den er über den tag gemessen hat, praktisch kaum variiert, so dass man den Mittagswert sehr gut verwenden kann.

KUSTAS et al. (1994) in: CASTRO (1998) hat die Werte von λE , R_n und G im Intervall von 10:30 bis 14:00 Uhr untersucht und diese über die *Eddy Correlation* berechnet. Die spontanen Werte für R_n und G wurden über die Quotienten von G_d / G_i und von R_{nd} / R_{ni} berechnet. Insgesamt wurden acht Klimastationen in das Experiment einbezogen.

Die mittleren Werte für λE (Evaporation) wurden in Werte für die Evapotranspiration (ET) umgeformt. Das Experiment, das von 7:00 bis 18:00 Uhr lief, berücksichtigte für diesen Zeitraum 100% der Messwerte und ließ für die Nacht ebenfalls Werte für die ET von 10 – 30% in die Kalkulation einfließen. Was zu befriedigenden Ergebnissen führte (CASTRO, 1998).

GASH (1987) in: CASTRO (1998) schlug eine Messmethode vor, die die punktuellen Werte für die Energiebilanz einzubeziehen, die über Fernerkundungssensoren gewonnen wurden, was sich als erfolgreich erwies. Die Methode erfordert allerdings, dass man Daten über die Energiebilanz von den Orbitalsensoren erfasst um entsprechende Abgleiche und Korrekturen vorzunehmen.

KUSTAS et al. (1994) in: CASTRO (1998) macht auf die Problematik der Oberflächenstrukturen in Zusammenhang mit den Messergebnissen aufmerksam, da hier entscheidende Fehler auftreten können, wenn man Daten von einem Punkt auf den anderen überträgt. So ist auch die Variation der Luftfeuchtigkeit und die Bodenfeuchte zu nennen, sowie der prozentuale Anteil der Vegetationsdecke, da bei Nichtbeachtung dieser Faktoren ebenfalls große Fehler bei der Berechnung des latenten Wärmestroms vorkommen können. In dieser Hinsicht haben die Fernerkundungsmethoden ein großes Anwendungspotential, da sie die Variabilität einzelner Parameter sehr gut erfassen können.

2.11.4 Emissionskorrektur der Oberfläche im thermischen Spektrum

Homogene und inhomogene Flächen und Körper

Die Fernerkundung hat sich als eine gute Methode zur Messung von Oberflächentemperaturen und damit auch des Bodens erwiesen. Die Interpretation der Temperatur ist jedoch wesentlich schwieriger, als dies den Anschein hat, da es sich im allgemeinen nicht um einen schwarzen Körper handelt (CASELLES et al., 1988, in: SOBRINO et al., 1991), so dass die Emission nicht einfach an diesem gemessen werden kann.

Die Strahlungstemperatur eines schwarzen Körpers (T_B) ist die Temperatur, die ein schwarzer Körper hat, der die gleiche Strahlung emittiert (L_λ), die der thermometrischen Temperatur (T) entspricht..

$$L_\lambda(\theta, \phi, T) = L^\circ_\lambda(T_B) = \epsilon_\lambda(\theta, \phi) L^\circ_\lambda(T) \quad (68)$$

Die Strahlungstemperatur (T_B) kann durch die Gleichung (66) über die Messung der Strahlungsenergie die der Körper emittiert, berechnet werden, wenn man die thermometrische Temperatur (T) und den spektralen Emissionswert kennt [$\epsilon_\lambda(\theta, \phi)$].

Um sich die Bedeutung der Emission bei der Messung der Strahlungstemperatur von Oberflächen vorzustellen, muss man Betracht ziehen, dass die Variation der relativen Emissionen und Temperaturen mit den Wellenlängen 10,5 – 12,5 μm in Verbindung steht, wo auch die größte thermische Emission der Umgebungstemperatur festgestellt wird. Dies kann durch folgende Gleichung ausgedrückt werden:

$$\frac{\Delta T}{T} = \frac{1}{5} \frac{\Delta \epsilon}{\epsilon} \quad (69)$$

wo $T = 300 \text{ K}$ ein $\Delta T \cong 60 (\Delta \epsilon / \epsilon)$ erfordert, und sich so eine Ungenauigkeit von 1% bei dem Emissionsgrad mit einem Fehler von 0,6 K bei der Endtemperatur auswirkt.

Eine zusätzliche Schwierigkeit ist die Tatsache, dass die Emissionswerte für glatte Oberflächen oder homogene Körper nicht einheitlich sind (Tab.: 12). So spielt der Gehalt an Wasser, die Porosität und die Oberflächenrauigkeit eine wesentliche Rolle und führt zu einer Erhöhung des Wertes (AXELSSON, 1984, in: SOBRINO et al., 1991).

Tabelle 12: Beobachtete Emissionswerte bei der Wellenlänge von 8-14 μm (SOBRINO et al., 1991)

| Oberfläche | Emission |
|------------|-------------|
| Sand | 0,80 – 0,91 |
| Ton | 0,94 – 0,96 |
| Wasser | 0,97 – 0,98 |
| Vegetation | 0,98 – 0,99 |
| Schnee | 0,99 |

In SOBRINO (1991) werden für die einzelnen Korrekturmethode über das Stefan-Boltzmann Gesetz für Lambertsche Oberflächen hergeleitet.

In der Natur kommen jedoch nur selten homogene Oberflächen vor, so dass es notwendig ist die Emission für inhomogenen Flächen zu betrachten. Grundsätzlich folgt jedoch auch aus Tabelle 12, daß bei einer homogenen Zusammensetzung des Materials der Korrekturfaktor eine gewisse Spannbreite hat. Offensichtlich spielt auch die Geometrie der Oberfläche eine wesentliche Rolle.

Die Geometrie wird vom Radiometer in der Form erfasst, wie der Öffnungswinkel eingestellt ist und wie der Sensor vertikal ausgerichtet ist. Auch bei homogener Materialzusammensetzung ergibt sich für den Sand eine völlig andere Geometrie durch seine Kornform und Farbe, als bei den wesentlich homogener erscheinenden Blättern. Die Blätter hingegen haben eine sehr vielfältige Geometrie und sind bezogen auf den Sensor scheinbar weniger homogen. Betrachtet man jedoch die statistische Verteilung der Blattflächengeometrie und ihre Stellung zum Sensor, so ergibt sich eine größere geometrische Homogenität und damit auch entsprechend ein Emissionsgrad, der weniger korrigiert werden muss.

Betrachtet man nun die scheinbar inhomogenen Oberflächen, so wird deutlich, dass man diese eigentlich wie homogene Oberflächen behandeln kann (BECKER, 1978, 1980, in SOBRINO et al., 1991). Die Integration aller Einzelflächen, die man dann betrachtet kommt wieder der Betrachtung der Gesamtfläche einer scheinbar homogenen Fläche sehr nahe.

Die Korrektur der Werte ist jedoch äußerst wesentlich, denn die emittierte Strahlung, die der Sensor messen kann, unterscheidet sich wesentlich von der wahren Temperatur, wie Tabelle 13 gut verdeutlicht. Dies ist besonders wichtig, wenn man thermische Unterschiede, wie dies häufig in der Interpretation von Umweltdaten der Fall ist, die mit Fernerkundungsmethoden erhoben werden.

Die Werte in Tabelle 13 zeigen die unkorrigierten und korrigierten Temperaturwerte für die Emission von einem Satellitensensor. Hierbei war das Problem, dass eine Temperaturanomalie aufgezeigt werden sollte, die eine landwirtschaftliche Fläche in Valencia (Südspanien) gegenüber der Stadt hat. Die Temperaturdifferenz für die nicht korrigierten Werte lag hier um 1°C niedriger als bei den korrigierten Werten. Bezogen auf mögliche thermische Luftbewegungen spielen solche Differenzen eine nicht unwesentliche Rolle, da Werte von 1°C bei einer Temperaturdifferenz von maximal 3,2°C bereits ein großer Wert ist.

Tab. 13 : Zeigt die Werte einer thermischen isolierten Landwirtschaftsfläche in Valencia (Südspanien). Die Werte wurden mit dem Satelliten HCMM aufgezeichnet. ΔT_a ist die unkorrigierte Temperaturdifferenz zwischen der Stadt und der landwirtschaftlichen Fläche und ΔT zeigt die korrigierten Werte der Emissionsgrad (SOBRINO et al., 1991).

| Datum (Uhrzeit-TMG) | ΔT_a (°C) | ΔT (°C) |
|--------------------------|-------------------|-----------------|
| 7 July (13:17 Uhr) | 1,3 | 2,4 |
| 7 July (02:23 Uhr) | 2,1 | 3,2 |
| 15 September (13:30 Uhr) | 1,2 | 2,3 |
| 19 September (02:00 Uhr) | 1,7 | 2,8 |

Raue Oberflächen

Prinzipiell ist die Bearbeitung von rauen Oberflächen noch wesentlich komplizierter als die von inhomogenen Flächen die nahezu glatt sind. Es zeigt sich jedoch auch hier, dass diese Flächen sehr nahe an den inhomogenen Flächen bei ihrem Korrekturfaktor liegen, da der Faktor der Kavität mit eingeht. So lassen sich raue Oberflächen wieder wie die homogenen Flächen behandeln was die Korrektur wieder einfacher gestaltet. (SUTHERLAND & BARTHOLIC, 1977, in: SOBRINO et al., 1991).

Analyse der Einflussgrößen

Die quantitative Interpretation der Strahlungsmessungen in einem heterogenen System mit rauen Oberflächen, bedarf der Kenntnisse aller Einflussgrößen, die die beobachtete Gesamtstrahlung in dem System in allen Bereichen zusammensetzen. Betrachtet man die atmosphärische Reflexion, die ein Radiometer erreicht, das auf einer Platte (L) im Raum (zur Messung wird ein Kasten herumgebaut) installiert ist, wie eine gewichtete Summe aller Strahlungen, die von der Unterseite (L_s), die der Boden genannt wird, die von den Seitenwänden (L_p), oder rauen Wänden und die von der Oberseite (L_t) oder auch der Decke kommt.

$$L = P_s L_s + P_t L_t + P_p L_p \tag{70}$$

Mit P_s , P_p e P_t als Anteil des Bodens, der Seiten und der oberen Schicht der Rauigkeit die das Radiometer wahrnimmt.

Die jeweiligen Anteilsmengen hängen von dem geometrischen Form des beobachteten Objekts, seiner Oberfläche und der Charakteristik des Radiosensors ab, was in folgender Gleichung ausgedrückt wird:

$$P_s + P_t + P_p = 1 \tag{71}$$

Die Strahlung, die aus der Deckenrauigkeit resultiert kann, folgendermaße ausgedrückt werden:

$$L_t = \epsilon_t L^\circ(T_t) \tag{72}$$

wobei ϵ_t die Emission der Deckenrauigkeit, $L^\circ(T)$ die Plancksche Strahlungsfunktion und T_t die Temperatur der Deckenrauigkeit bedeuten.

Der Strahlungsanteil des Bodens ist die Summe der emittierten Strahlung des Bodens und die Seitenstrahlung der Rauigkeit, die durch die folgende Gleichung ausgedrückt wird:

$$L_s = \epsilon_s L^\circ(T_s) + (1-\epsilon_s) \epsilon_p F' L^\circ(T_p) \tag{73}$$

Hier ist ϵ_s der Bodenemissionsgrad, T_s die Bodentemperatur, T_p die Temperatur der Seitenrauigkeit und F' der geometrische Faktor, der die Proportion der Strahlung berücksichtigt, die von der seitlichen Rauigkeit ausgeht und auf dem Sensor ankommt.

In Gleichung (73) wurde die doppelte Reflexion ausgedrückt, die in der endgültigen Temperatur einen Fehler von $0,1^\circ\text{C}$ ausmacht.

Reale Parameter im System

Wenn man voraussetzt, dass die Temperaturen in einem bestimmten Teil des Systems T_i , sich nicht sehr von der realen Temperatur T unterscheiden, kann die emittierte Endtemperatur des Systems in seiner Zusammensetzung $L^\circ(T_i)$ annähernd bestimmt werden.

$$L^\circ(T_i) = L^\circ(T) \left[1 + b \frac{T_i - T}{T} \right] \quad (74)$$

Mit $i = t, s, p$. $e \ b \cong 5$.

Die Gleichung (74) kann noch vereinfacht werden:

$$L = \epsilon L^\circ(T) + \Delta L \quad (75)$$

wobei ϵ die reale Emissionsgrad ist und wie folgt definiert wird:

$$\epsilon = \epsilon_t P_t + [\epsilon_s + (1 - \epsilon_s) \epsilon_p F'] P_s + [\epsilon_p + (1 - \epsilon_p) \epsilon_s G' + (1 - \epsilon_p) \epsilon_p F''] P_p, \quad (76)$$

Dieser Ausdruck stimmt mit den Daten von BECKER (1981) in: SOBRINO et al. (1991) überein und zeigt, dass die reale Emission vom Beobachtungswinkel, der Geometrie der Rauigkeit, der Form und dem Typ der Rauigkeit über ϵ_s , ϵ_p e ϵ_t abhängt. Ist T die reale Temperatur, in der Form definiert, dass ΔL Null wird, dann kann ΔL wie folgt geschrieben werden:

$$\Delta L = b L^\circ(T) \{ \epsilon_t T_t P_t + [\epsilon_s T_s + (1 - \epsilon_s) \epsilon_p F' T_p] P_s + [\epsilon_p T_p + (1 - \epsilon_p) \epsilon_s G' T_s + (1 - \epsilon_p) \epsilon_p F'' T_p] P_p - T \epsilon \} \quad (77)$$

Für die reale Temperatur ergibt sich daraus:

$$T = a T_t + b T_s + c T_p \quad (78)$$

wo die Parameter a , b und c die Bedeutung der realen Temperatur in Bezug auf die Einzeltemperaturen der verschiedenen Elemente des Systems zeigen und folgendermaße gegeben sind:

$$a = \frac{\epsilon_t P_t}{\epsilon} \quad b = \frac{\epsilon_s}{\epsilon} [P_s + (1 - \epsilon_p) G' P_p] \quad c = \frac{\epsilon_p}{\epsilon} \{ (1 - \epsilon_s) F' P_s + [1 + (1 - \epsilon_p) F''] P_p \}$$

Für $a + b + c = 1$

Die Parameter der Gleichung (79) hängen nicht von den Einzeltemperaturen ab und auch nicht von den klimatologischen Bedingungen und Faktoren, die gemessen wurden, sondern ausschließlich vom Bodentyp, der Rauigkeit der Seiten und der Decke der Emission und der beobachteten Anteile für jedes einzelne Element (CASELLES & SOBRINO, 1989, in: SOBRINO et al., 1991). Die Bedeutung der Gleichung (79) beruht darauf, dass sie es erlaubt die Temperatur für irgendein raues und heterogenes System zu bestimmen, um so im konkreten Fall die reale Temperatur zu ermitteln.

Betrachtet man die Strahlungsreflexion der Atmosphäre, die an der Oberfläche beobachtet wird, so kann man die Bedeutung in Tabelle 14, kann Gleichung (79) wie folgt geschrieben werden:

$$L = \epsilon L^\circ(T) + (1 - \epsilon) L^\circ(T_a^{BB}) \quad (79)$$

In der T_a^{BB} die Strahlungstemperatur der Atmosphäre ist und ϵ und T werden aus Formel (78) und (79) eingesetzt.

Tabelle 14: Fehler bei der Temperaturabschätzung ΔT , wenn die Atmosphärenreflexion nicht berücksichtigt wird, für $T = 15^\circ\text{C}$, $\epsilon = 0,95$ e $\lambda = 11,5 \mu\text{m}$

| Wolkenbedeckung | T_a^{BB} ($^\circ\text{C}$) | $\Delta L/L$ (%) | ΔT ($^\circ\text{C}$) |
|-----------------|---------------------------------|------------------|---------------------------------|
| Ohne | -25 | 2,6 | 1,5 |
| Teilweise | -10 | 3,5 | 2,0 |
| Geschlossen | 8 | 4,5 | 2,6 |

Auf diese Weise kann die heterogene und raue Oberfläche wie ein homogenes ebenes Objekt behandelt werden, was radiometrisch äquivalent durch die realen Parameter des Emissionsgrades und der Temperatur ist. Gleichung (80) entspricht dem vollkommensten physikalischen Modell, das es zur Zeit gibt. Es erlaubt die Messung der Oberflächentemperatur, die durch Fernerkundung ermittelt wurde, für jede Oberfläche (SOBRINO et al., 1991).

Messung der Emissionsgrad

Die Messung des Emissionsgrades im natürlichen Raum ist äußerst schwierig zu messen, da die beobachtete Strahlung aus zwei Quellen resultiert: Die Emission und die Reflexion der Umgebungsstrahlung, wie den Bäumen, der Wege, der Atmosphäre und viele mehr. Wenn sich ein Objekt im thermischen Gleichgewicht befindet, dann muss man davon ausgehen, dass die Umgebung durch eine radiometrische Temperatur T_a charakterisiert ist, kann die Bodenstrahlung, die den Sensor erreicht $L^\circ\lambda(T_{BB})$, wie folgt ausgedrückt werden:

$$L^\circ\lambda(T_{BB}) = \epsilon_s \lambda L^\circ\lambda(T) + (1 - \epsilon_s \lambda) L^\circ\lambda(T_a) \quad (80)$$

Der erste Term auf der rechten Seite der Gleichung (81), stellt der emittierte Oberflächenstrahlung dar, der zweite Term gibt es die Anteile der Umgebung wieder. Danach müsste man eine Gleichung mit drei Unbekannten lösen mit: 1. der Oberflächenemissionsgrad $\epsilon_s \lambda$; 2. die Temperatur des Bodens T und 3. die Umgebungstemperatur, T_a .

Eine Form der Vereinfachung dieses Problems besteht darin, die Anteile, die mit dem Objekt und mit der Umgebung verknüpft sind, zu teilen und nur die Anteile zu berücksichtigen, die vom Objekt selbst erzeugt werden, denn die Umgebungsfaktoren sind kaum zu fassen. Zur Lösung dieses Problems gibt es zwei Möglichkeiten: 1. die Reflexionsmethode, wenn man ein aktives Radiometer benutzt und 2. die Boxmethode (passive Radiometrie). Im ersten Fall wählt man die Emission wenn man die Hemisphärenreflexion ($\rho\lambda$), über die Anwendung des Kirchhoffschen Gesetzes für opake Oberflächen kennt.

$$\epsilon_s \lambda = 1 - \rho_s \lambda \quad (81)$$

LYON & BUMS (1963), ROBINSON & DAVIES (1972), WONG & BLEVIN (1967), BECKER et al. (1986) e SALISBURY & MILTON (1988), in: SOBRINO et al. (1991) benutzten diese Methode im Labor, um eine große Anzahl von Spektralemissionen zu bestimmen.

Die allgemeine Methode, um die Emissionsgrad vor Ort zu bestimmen, ist die Kasten- oder Boxmethode, eine passive radiometrische Messung, die die Umgebungsstrahlung beseitigt in dem sie die Probe durch eine geschlossene Oberflächenreflexion isoliert, was in folgender Gleichung ausgedrückt wird:

$$L \lambda_{c \text{ Box}} (T_{BB}) = \epsilon_s \lambda L^\circ \lambda (T) + (1 - \epsilon_s \lambda) L^\circ \lambda (T) = L^\circ \lambda (T) \quad (82)$$

Setzt man Gleichung (82) und (83) ein und geht davon aus, daß sich die Bodentemperatur während der Messungen ändert, erhält man:

$$\epsilon_s \lambda = \frac{L^\circ \lambda(T_{BB}) - L^\circ \lambda(T_a)}{L \lambda^{caixa} - L^\circ \lambda(T_a)} \quad (83)$$

Man kann die Boxmethode noch vereinfachen, wenn man annimmt, dass $L \approx aT^b$ gilt (SLATER, 1980, in: SOBRINO et al., 1991). Benutzt man die Temperaturen, die mit einem Strahlungsmesser im Gelände gewonnen werden anstelle der Strahlungsmessungen, dann erhält man eine einfachere Gleichung zur Bestimmung des Emissionsgrades:

$$\epsilon_s = \frac{T_3^b - T_1^b}{T_3^b - T_2^b} \quad (84)$$

Die Werte, die als Funktion des Emissionsgrades der Probe in Tabelle 15 dargestellt sind, enthalten einen zweiten Korrekturfaktor, ausgehend davon, dass die gleiche Temperaturerhöhung T_3 mit der Erhöhung der Emission niedriger wird.

Tabelle 15: Parameter a und für die unterschiedlichen Wellenlängen für das Temperaturintervall vor Ort (300 bis 340 K). ΔT ist die Abweichung wenn man vereinfacht $L \approx aT^b$ setzt

| Band (μm) | a ($\text{Wm}^{-2}\text{K}^{-b}$) | B | ΔT (K) |
|------------------------|-------------------------------------|--------|----------------|
| 8-14 | $3,0783 \cdot 10^{-9}$ | 4,3400 | 0,16 |
| 10,5-12,5 | $6,5885 \cdot 10^{-9}$ | 4,0161 | 0,17 |
| 10,5-11,5 | $1,4159 \cdot 10^{-9}$ | 4,1697 | 0,17 |
| 11,5-12,5 | $8,2751 \cdot 10^{-9}$ | 3,8486 | 0,17 |

SOBRINO et al. (1991) hat entsprechende Experimente durchgeführt und gibt an, dass die Reproduzierbarkeit der Messwerte besser als 1% ist, wenn der Temperaturunterschied zwischen Decke und Reflektor etwa 20°C beträgt. Um sichere Werte zu bekommen, werden einige Maßnahmen für die Box-Methode gefordert:

- Die Messungen sollen in einem möglichst kurzem Intervall stattfinden, da bereits kleine Veränderungen in den Umweltbedingungen signifikante Unterschiede bzw. Fehler bewirken, die die Qualität der Messung insgesamt nachteilig beeinträchtigt. Am günstigsten ist es, die Messungen bei klarem Wetter durchzuführen, und eine dickwandige Box zu verwenden, um thermische Einflüsse anderer Art am Zielobjekt auszuschließen.
- Um zu gewährleisten, dass die Deckentemperatur größer ist als die der Probe, sollte die Box so in den Schatten gestellt werden, dass eine Sonneneinstrahlung noch möglich ist.
- Um die Emission einer Probe mit der Boxmethode zu messen, sollte ein Wintertag gewählt und die Messung zwischen 10 bis 15 Uhr durchgeführt werden.
- Weiterhin wird empfohlen in folgenden Messsequenzen vorzugehen: Erst T_2 (wenig variabel), dann T_3 und schließlich ganz schnell T_1 messen.

Genauigkeit der Box-Methode

Geht man von einem Feldstrahlungsmessgerät aus, bei dem normalerweise $\Delta T = 0.1^\circ\text{C}$ ist, beträgt die Präzision:

$$\frac{\Delta \varepsilon}{\varepsilon} \approx 0.6\% \quad (85)$$

Man kann mit dieser Methode den Emissionsgrad der Probe mit einem Messfehler von 0,6% bestimmen, was einen relativ kleinen Fehler gegenüber der realen Temperatur bedeutet.

2.11.5 Die Atmosphärenkorrektur im Thermalspektrum

In der Fernerkundung wird zur Messung der Oberflächentemperatur die terrestrische Strahlung genutzt. Hierbei werden die Wellenlängen von $3,7 \mu\text{m}$ bis $4,1 \mu\text{m}$ und von $10,5 \mu\text{m}$ bis $12,5 \mu\text{m}$, die durch die gesamte Atmosphäre dringen, gemessen. Es ist evident, dass die Strahlungsmessung nicht die exakte Temperatur der Oberfläche aufnimmt, da in der Atmosphäre verschiedene Störeffekte Teile der Strahlung absorbieren. Die so gemessene Temperatur wird deshalb als scheinbare (brightness) Temperatur bezeichnet, da sie von Satelliten oder flugzeuggestützten Sensoren indirekt aufgenommen wurde. Um den Fehler, der beim Durchdringen der Atmosphärenschicht die genaue Temperatur verfälscht, wieder auszugleichen, wird eine Atmosphärenkorrektur vorgenommen (COLL et al., 1991).

Die Atmosphäre ist für thermische Strahlung in weiten Bereichen praktisch opak, das heißt, dass die Strahlung durch Wasserdampf, Kohlendioxid, Ozon und andere Gasbestandteile der Luft absorbiert wird und nur in wenigen Wellenlängenfenstern günstigere Konditionen herrschen, wo die Strahlung durchdringen kann. In den Intervallen $3,7 - 4,1 \mu\text{m}$ und $10,5 - 12,5 \mu\text{m}$ ist die Absorption der Atmosphäre relativ gering, so dass die Strahlung zu einem Sensor in der Luft oder im All gelangen kann, wobei die gemessene Temperatur nur etwas niedriger ist als die Temperatur am Boden. Das einzige wesentliche Gas in der Atmosphäre, das immer einen absorbierenden Charakter behält, ist der Wasserdampf (VARANASI, 1988, in: COLL et al., 1991). Die Absorption innerhalb eines solchen Thermalstrahlenatmosphärenfensters der anderen Gase wie z. B. des Kohlendioxids erreicht kaum $0,5 \text{ K}$ (PHULPIN & DESCHAMPS, 1980, in: COLL et al., 1991).

Die Atmosphärenkorrektur versucht nun für alle Komponenten, soweit dies möglich ist, durch entsprechende mathematische Ansätze, die Effekte, die auf die Strahlung wirken, zu erfassen und somit die Möglichkeit zu schaffen, dass eine Temperatur abgelesen wird, die möglichst real ist. Hierbei wird im wesentlichen die Luftfeuchte berücksichtigt, die den Strahlungstransfer behindert. Allerdings ist die Voraussetzung für die Determination der Temperatur, dass keine Wolken oder Nebel die Aufzeichnung behindert.

Die Gleichung (87) für den Strahlungstransfer durch die Atmosphäre wird nach CHANDRASEKHAR (1960) in: COLL et al. (1991) wie folgt formuliert:

$$I_\lambda(h) = I_\lambda(0)\tau_\lambda(\theta, h, 0) + \int_0^h B_\lambda(T_z) \frac{\partial \tau_\lambda(\theta, h, z)}{\partial z} dz \quad (86)$$

In dieser Gleichung (86) ist $I_\lambda(h)$ die Strahlungsintensität, die am Sensor in der Höhe h ankommt, $I_\lambda(0)$ ist die Strahlung an der Oberfläche, $\tau_\lambda(\theta, h, z)$ ist der Transmissionsgrad (transmittance) der Atmosphäre von der Höhe h bis zur Höhe z und $B_\lambda(T_z)$ ist die Strahlungsfunktion von Planck bei einer Temperatur T_z (Atmosphärentemperatur auf der Höhe z). Der erste Term der Gleichung (86) entspricht dann dem Strahlungsanteil in Bodenhöhe, der durch die Atmosphäre dringt und der zweite Term ist die Strahlungssumme der Atmosphärenstrahlung, die am Sensor aufgenommen wird.

Der Transmissionsgrad zwischen h und z , der mit einem bestimmten Zenitwinkel θ durch die Atmosphäre dringt, wird wie folgt kalkuliert:

$$\tau_\lambda(\theta, h, z) = \exp\left\{-\int_z^h \frac{k_\lambda(z')\rho(z')}{\cos\theta} dz'\right\} \quad (87)$$

Hierin ist $\rho(z')$ die Wasserdampfkonzentration und $k_\lambda(z')$ der spektrale Absorptionskoeffizient für Wasserdampf, der von der Messhöhe, den atmosphärischen Bedingungen von Temperatur, Luftdruck und Luftfeuchte abhängt. Das Integral in der Gleichung (88) beschreibt die optische Dichte zwischen h und z , $u_\lambda(\theta, h, z)$.

Zur Atmosphärenkorrektur für das thermische Spektrum braucht man deshalb sehr genaue Kenntnisse über die Charakteristik der Absorption des Wasserdampfes innerhalb der atmosphärischen Fenster.

Koeffizient der kontinuierliche Absorption

Das Absorptionsspektrum von Wasserdampf innerhalb des atmosphärischen Fensters von 8-13 μm besteht aus wenigen isolierten Absorptionslinien, die zum größten Teil ein Kontinuum darstellen. Da die Linienanzahl klein ist und dieser Teil bekannt ist für eine kontinuierliche Absorption, wirkt dies wie eine Variation um eine konstante Wellenlänge.

Da keine genauen Kenntnisse über die Verteilung der Temperatur und der Luftfeuchtigkeit in weiten Wellenlängenbereichen vorliegen, abgesehen von Luftverschmutzungen, ist die Auswertung und Interpretation der Daten äußerst schwierig. So überrascht es nicht, dass die Resultate, die aus Forschungsergebnissen stammen, aber mit unterschiedlichen Methoden durchgeführt wurden, nicht gleich sind, da für die Atmosphärenstrahlungsberechnung in allen Fällen ein unterschiedlicher Absorptionskoeffizient verwendet würde (COLL et al., 1991).

Die Theorie der kontinuierlichen Absorption

Für die besonderen Eigenschaften der kontinuierlichen Absorption gibt es zwei Theorien, die jedoch bislang nicht gesichert sind, da es keine entsprechenden Experimente gibt, die diese Theorien beweisen könnten.

- a) Überlagerung der extremen Absorptionsbanden: nach dieser Theorie würden an den Rändern des Atmosphärenfensters die Absorptionsbanden besonders stark berücksichtigt werden. Die Unterdrückung der Banden wäre eine Folge der Kollision der Wassermoleküle in Proportion zur Luftfeuchte, wie auch die Anwesenheit anderer Moleküle in der Luft proportional zum Dampfdruck ist.

Das Problem dieser Theorie ist die starke Abhängigkeit der Absorption von der variablen Temperatur, die jedoch wiederum nur eine geringe Variabilität der des Absorptionskoeffizienten mit sich bringen würde (COLL et al., 1991).

- b) Absorption an den Dimer im Wasserdampf: Diese Theorie geht davon aus, dass die kontinuierliche Absorption der Thermalstrahlung an den Dimer stattfindet. Hierbei würde ein höherer Wasserdampfdruck die größere Menge an Dimeren, implizieren was eine höhere Absorption zur Folge hätte (BIGNELL, 1970, VARANASI, 1988, in: COLL et al., 1991).

Das Problem dieser Theorie ist, dass bislang geringe Kenntnisse über die Stabilität und Eigenschaften der Dimeren in der Atmosphäre bekannt sind, ebenso wie man nur sehr wenig über die Absorptionseigenschaften der Dimeren in Bezug auf die Strahlung aussagen kann und ob diese kontinuierlich abläuft.

Eine Lösung des Problems bietet sich erst dann an, wenn ein schlüssiger Nachweis für das Verhalten des Wasserdampfes und der Temperatur beim Durchgang der Wärmestrahlung veröffentlicht wird. Insofern ist die Strahlendurchlässigkeit weiterhin ungeklärt.

Numerische Lösung der Gleichung für den Strahlungstransfer

Wegen der Komplexität der Strahlungstransfergleichung (86) kann nur eine numerische Lösung geboten werden. Teilt man hierzu die Atmosphäre in horizontale dünne Schichten ein, so lässt sich der Durchschnittswert für die Variable $k_\lambda(z)$ e $B_\lambda(Tz)$ berechnen. Die Gleichung (86) muss dann wie folgt geschrieben werden:

$$I_{\lambda n} = I_{\lambda n-1} \exp(-k_{\lambda n} M_n) + B_\lambda(T_n) [1 - \exp(-k_{\lambda n} M_n)] \quad (4) \quad (88)$$

M_n bedeutet die Menge des Wasserdampfes, der die Masse der "capa enésima" repräsentiert, $I_{\lambda n-1}$ ist die Intensität, die in "capa n" inzidiert von "capa n-1", $I_{\lambda n}$ ist die gerade Intensität der Strahldichte in "capa enésima", $k_{\lambda n}$ ist der mittlere Absorptionskoeffizient in "capa n" und $B_\lambda(T_n)$ ist die Plancksche Funktion für die gemessene Temperatur in "capa enésima" (COLL et al., 1991).

Die Aufteilung der Atmosphäre in genügende horizontale Schichten wird durch eine Radiosonde gewonnen in der zwischen jedem Initialniveau das Sekundärniveau bestimmt wird. Um diese Einteilung vorzunehmen, benutzt jedes System seine eigene Methode. Tabelle 16 zeigt hierfür ein Beispiel wie aus den gewonnenen Daten die weiteren Daten generiert werden. Die Werte der Temperatur, des Dampfdruckes und der geometrischen Höhe wurden so gewählt, dass eine lineare Abhängigkeit der Temperatur mit der Höhe und eine exponentielle Variation des Wasserdampfes zwischen zwei von der Radiosonde gemessenen Punkten und der geometrischen Höhe besteht (COLL et al., 1991).

Die Gleichung (89) für $k_{\lambda n}$, M_n e $B_\lambda(T_n)$ als Funktion der gemessenen Temperatur, dem Luftdruck, der Luftfeuchtigkeit und die Stärke der terrestrischen Strahlung, $I_\lambda(0)$, über einen interaktiven Prozess, bei dem die Intensität der Strahlung, die den Sensor erreicht, berechnet werden kann. Über die Umkehrung der Planckschen Funktion kann so die scheinbare Temperatur bestimmt werden.

Betrachtung einiger ausgewählter Modelle

Derzeit gibt es eine große Anzahl von Modellen, um Atmosphärenkorrektur zu bestimmen (SLATER, 1980, ROYER et al., 1988, in: CASTRO, 1998). Nach HAAN et al. (1991) in CASTRO (1998) können drei verschiedene Typen beschrieben werden:

1. Bei der ersten Art werden Informationen der Oberfläche mit einander verknüpft, um eine Kalibrierung mit bekannten Daten der Aufnahme vorzunehmen.
2. Die zweite Form nutzt Informationen über die Atmosphäre in dem sie das Empfangssignal ohne Atmosphäre auf der Basis einer optischen Bewertung der atmosphärischen Konstitution benutzt.
3. Die Form simuliert das System Oberfläche – Atmosphäre.

Tabelle 16: Anfangswerte, die durch eine Radiosonde gemessen wurden (mit * bezeichnet) und die daraus generierten Werte (COLL et al., 1991)

| P (mb) | T (K) | e (mb) | H (m) |
|--------|-------|--------|-------|
| 1.030* | 297,2 | 24,9 | 0 |
| 1.020 | 296,6 | 24,1 | 80 |
| 1.010 | 295,9 | 23,1 | 171 |
| 1.000 | 295,2 | 22,3 | 263 |
| 990 | 295,4 | 21,6 | 343 |
| 980* | | 20,7 | 435 |
| 970 | | 20,2 | 522 |
| 960 | | 19,7 | 609 |
| 950 | | 19,2 | 696 |
| 940 | | 18,6 | 800 |
| 930* | | 18,1 | 889 |
| 920 | | 17,3 | 986 |
| 910 | | 16,7 | 1.068 |
| --- | | -- | --- |
| --- | | -- | --- |

Eine genaue Untersuchung der optischen Eigenschaften der Atmosphäre ermöglicht eine weitere Art der Korrektur die sich auf die zweite beschriebene Form bezieht. Hierbei wird wie folgt vorgegangen: (a) Messung oder Abschätzung der optischen Eigenschaften der Atmosphäre, wie etwa die optische Dichte der Aerosole, die eine hohe Absorption haben können, (b) Berechnung der Korrekturparameter auf der Basis der Theorie für den, (c) eine Abschätzung der scheinbaren Reflexionswerte für die Oberfläche die sich nach dem Lambertschen Gesetzmäßigkeiten verhält. Diese Rechnung wird für jedes Pixel der Aufnahme durchgeführt, wobei die Parameter der vorherigen Korrektur berücksichtigt werden. Hier soll nur auf die Methode von RICHTER(1996) eingegangen werden, wo die scheinbare Reflexion der Oberfläche auf der Basis von optischen Eigenschaften der Atmosphäre vorher über Simulationsmodelle des Strahlentransfers in der Atmosphäre bestimmt wird, wie bei den Modellen LOWTRAN – 7 oder STREAMER:

Die Aufnahme, die der Sensor DAIS 7915 über Witznitz aufgezeichnet hat, wurde mit einer von der DLR von RICHTER (1996) selbst entwickelten Methode atmosphärenkorrigiert. Diese Methode wurde bislang nicht publiziert, so dass auf Vor- und Nachteile der Korrektur nicht eingegangen werden kann. Allerdings kann man aus einigen Veröffentlichungen schließen, dass einige der oben genannten Faktoren, wie die im Schichtenmodell genannten, keine sehr bedeutende Rolle spielen. Vergleicht man gängige Modelle wie das Modell RADTRA; das den gleichen Koeffizienten der Absorption benutzt wie das Modell WINDOW, so stellt man fest, dass die Atmosphärenkorrektur im ersten Modell einen Wert von 4,7 K und für das zweite Modell einen Wert von 4,8 K errechnet eine Differenz, die praktisch unbedeutend ist.

Aus der Vielzahl von Modellen soll nach das LOWTRAN Modell genannt werden, das am meisten benutzt wird. (KNEIZYS et al., 1983, 1988, in CASTRO, 1998). Dieses Modell simuliert die atmosphärische Strahlung und Durchlässigkeit wobei es einen optischen Strahl mit einer Auflösung von 20 cm^{-1} festlegt. Jede Absorptionslinie entspricht hierbei einem zugeordneten Parameter.

Man muss ebenfalls feststellen, dass die Stärke des Atmosphäreneffekts mit der Wasserdampfmenge zwischen Sensor und Oberfläche und den vertikalen Profilen von Temperatur und Luftdruck abhängt. Die Temperatur an der Atmosphärenoberfläche ist kleiner als die, an der Oberfläche gemessene, obwohl hier auch der umgekehrte Fall vorkommen kann. Die Größe dieser Differenz, die ein Defizit an

scheinbarer Temperatur in Bereich von 10 bis 12 μm bedeutet, beträgt 1 K bis 5 K, je nach Atmosphärenbedingung. Je höher die Wasserdampfmenge in der Atmosphäre ist, desto geringer wird die Strahlungsemissions (CASTRO, 1998).

2.11.6 Einfluss des Bodens und des Vegetationsindexes

Die spektrale Reflexion einer Vegetationsdecke ist das Ergebnis einer Kombination aus Reflexion des Bodens und der Vegetation. Diese wird beeinflusst von optischen Effekten und Photonsprüngen innerhalb der Baumkrone. Im Rahmen wie die Vegetation wächst, nimmt bei zunehmender Dichte der Baumkronen der Einfluss des Bodens ab, verliert aber nie ganz seine Bedeutung. Bestimmend bleibt die Dichte der Baumkronen, die Reihen in denen die Bäume gepflanzt sind, die Geometrie der Baumkronen, der Wind und andere Faktoren (CASTRO, 1998).

Allgemein ist die Reflexion des Bodens relativ niedrig ($\leq 10\%$) im blauen Bereich des Wellenspektrums mit einer leichten Zunahme der Wellenlänge. Diese optischen Eigenschaften hängen von der Bodenart ebenso wie von der Textur und der Sedimentzusammensetzung (STONER et al., 1980, in: CASTRO, 1998).

Die wichtigsten Komponenten des Bodens sind die Mineralien und die organische Substanz. Weiterhin ist der Gehalt der Luft und die Bodenfeuchte von Bedeutung. Normale Böden enthalten weniger als 20 % organische Substanz und werden nach der Korngröße der Mineralbestandteile wie Ton, Silt und Sand sowie der Textur eingeteilt. Die organische Substanz beeinflusst signifikant die Strahlenreflexion des Bodens mit abnehmender Tendenz der scheinbaren Reflexion über das elektromagnetische Spektrum (CURRAN et al., 1990, in: CASTRO, 1991). Der Zersetzungsgrad der organischen Substanz spielt bei der spektralen Charakterisierung des Bodens eine wesentliche Rolle. Kaum zersetztes Material hat einen höheren Reflexionsindex als Material, das bereits erheblich zersetzt ist (STONER et al., 1980, in: CASTRO, 1991).

Der Wassergehalt im Boden ist ebenfalls äußerst wichtig, da eine Zunahme des Wassergehaltes eine Abnahme des scheinbaren Reflexionsindex bewirkt. Im Bereich des sichtbaren und des nahen Infrarotlichts ändert sich die Reflexion, wenn die mit Luft gefüllten Poren sich mit Wasser füllen während im Bereich des mittleren Infrarots die Reflexion durch Strahlenabsorptionsprozesse kontrolliert wird.

In der Fernerkundung werden dem Boden drei Faktoren zugeordnet: Farbe, Oberflächenrauheit und Bodenfeuchte oder Wassergehalt. Die Oberflächenrauheit vermindert die Reflexion durch die Verteilung und den Schattenwurf. Die Prozesse sind sehr gut untersucht und man kann die Reflexionsindizes in zwei Richtungen für Böden bestimmen (IRONS et al., 1989, CURRAN et al., 1990, CIERNIEWSKI & COURAULT, 1993, in: CASTRO, 1998). Ebenfalls gibt es sehr viele mathematische Modelle, die den Prozess, in den unterschiedlich viele Bodeneigenschaften einfließen, sehr gut beschreiben. Schwierig gestaltet sich aber die Beherrschung der Bodenfeuchte und des organischen Materials.

Die Anzahl der Indizes für die Vegetation sind extrem groß und variieren in Übereinstimmung mit dem angewandten Modell. Die Faktoren der Reflexion in beide Richtungen bewegen sich in zwei oder mehr Intervallen des elektromagnetischen Spektrums. Der meistbenutzte Index ist der Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) der aus dem Kontrastverhältnis zwischen der Reflexion im Intervall des nahen Infrarots und des Rots für diese Faktoren standardisiert ist [$\text{NDVI} = (\text{IVP} - \text{V}) / (\text{IVP} + \text{V})$]. Der NDVI stimmt mit den Indizes der Vegetation überein und ist der meistgenutzte zur Beobachtung der Dynamik für die Struktur der Pflanzendecke (TUCKER et al., 1985, JUSTICE et al., 1985 in: CASTRO, 1998).

Viele Studien haben gezeigt, dass der Vegetationsindex direkt von der Blattmasse und Blattoberfläche (IAF), der Biomasse, dem Wachstum und dem prozentualen Anteil der Bodenbedeckung abhängt (ASRAR et al., 1984, SELLERS, 1985, in: CASTRO, 1998). Je kleiner der Indexwert wird, desto mehr

ist es möglich, die Effekte zu nutzen, die mit dem Öffnungswinkel in Bezug auf das nahe Infrarot und Rot im Verhältnis stehen (KIRCHNER et al., 1981, HOLBEN & FRASER, 1984, HOLBEN et al., 1986, in: CASTRO, 1998).

Dieser Index zeigt zusammen mit dem einfachen Verhältnisindex eine gute Korrelation mit der Dichte der Pflanzendecke und behält dabei seine hohe Empfindlichkeit für drei äußere Faktoren: Geometrie der Öffnung und der Beleuchtung, Widergabe des Bodens und des Substrats und Atmosphäreinflüsse. Die gemeinsame Bewertung dieser drei Faktoren ist äußerst komplex, wesentlich in Beziehung zu setzen und außerdem abhängig von den Oberflächeneigenschaften des Betrachtungsbereiches innig korreliert (QI et al., 1993, in: CASTRO, 1998).

Sehr viele Vorschläge wurden bereits gemacht, um eine Lösung für den Vegetationsindex zu finden, wie der Index der Abgleich der Vegetation mit dem Substrat (SARVI, HUETE, 1988, HUETE et al., 1992, in: CASTRO, 1998), der Vegetationsindex abgeglichen mit Atmosphäreinflüssen (SARVI, KAUFMAN & TANRÉ, 1992, in: CASSTRO, 1998) und ein Index aus einer Kombination der beiden (SARVI, KAUFMAN & TANRÉ, 1992, in: CASTRO, 1998). Alle Methoden versuchen, die genannten Einflüsse von Außen auf das System zu minimieren. Das Verhältnis der biophysikalischen Vorgänge und dem Vegetationsindex und der Charakteristik der Vegetationsdecke wird immer noch erforscht (BARET & GUYOT, 1991, SELLERS et al., 1992, CLEVERS & VERHOEF, 1993, in: CASTRO, 1998).

PINTRY & VERSTRAETE (1992) in: CASTRO (1998), haben einen neuen Index vorgeschlagen, bei dem besonders der Einfluss des Bodens und der Atmosphäre reduziert werden soll (GEMI, Globalindex zum Umweltmonitoring), der folgendermaßen definiert ist:

$$\text{GEMI} = \eta (1 - 0,25\eta) / (V - 0,125) / (1 - V) \quad (89)$$

wo $\eta = [2 (IVP_2 - V_2) + 1,5 IVP + 0,5 V] / (IVP + V + 0,5)$ ist.

Dieser Index kann sehr gut die biophysikalischen Eigenschaften der Vegetation abbilden, doch ist er sehr komplex und nur schwer anwendbar und die Ergebnisse schwer zu interpretieren (CASTRO, 1998).

Eine sorgfältige Untersuchung der Ergebnisse der Modelle zeigt positive Hinweise, was die Reduktion der Interferenzeffekte der Atmosphäre und den Beleuchtungswinkel angeht. Dies trifft auch für die Aerosole zu (MYNENI & ASRAR, 1994 in: CASTRO, 1998). Der Einfluss der Atmosphäre ist für Wellenlängen unter 0,7 μm , positiv und für Wellenlängen über 1,0 μm positiv, wobei die Absorption stark zunimmt.

Eine weitere wesentliche Frage, die in diesem Zusammenhang sehr wichtig ist, ist die Stellung der Blätter für Infrarotmessung (MYNENI & ASRAR, 1994, in: CASTRO, 1998). Ihr wird nur ein geringer Wert für das sichtbare Licht beigemessen, jedoch bei flacher Lage spielen die Aerosole eine größere Rolle.

Vergleichende Untersuchungen der Vegetationsindizes zeigen, dass der Index NDVI am variabelsten ist, besonders wenn die Vegetationsdecke weniger dicht ist. Für $IAF \leq 0,1$, können die beobachteten Werte ausschließlich dem Substrat zugeordnet werden. Bei einer mittleren Dichte ($0,5 < IAF < 3,0$), ist die Variation bereits sehr groß und es können sehr große Fehler entstehen, wenn man sich ausschließlich der NDVI Methode bedient. Mit noch höheren Werten erreicht der Index seine Sättigung (CASTRO, 1998).

2.11.7 Entzerrung, Korrektur und Resampling

Unbearbeitete Fernerkundungsdaten, die vom Satelliten oder Flugzeug aufgenommen wurden, sind Abbildungen einer unregelmäßigen Bildoberfläche. Sogar Aufnahmen von sehr ebenen Gegenden sind durch die Erdoberflächenkrümmung und den eingesetzten Sensor verzerrt. In diesem Abschnitt soll kurz die geometrische Korrektur der Aufnahme dargestellt werden.

Die Bewegung des Aufnahmesensors, die Flughöhe, die Veränderung des Aufnahmewinkels und des Beobachtungsöffnungswinkels bringen Verzerrungen der Aufnahme mit sich, die es schwierig gestalten, die Koordinaten der Aufnahme mit einem geographischen Koordinatennetz in Übereinstimmung zu bringen (ALMEIDA, 1996). Die Zuordnung wird über die geometrische Korrektur oder die Georeferenzierung erreicht.

Rectification (Korrektur) ist der Prozess der Datenumrechnung von einem Gitternetzsystem (Koordinatensystem) in ein anderes. Da jedes Pixel möglicher Weise in dem neuen Gitternetz eine andere Lage erhält, müssen alle Pixel neu geordnet werden (**Resampling**). Dies geschieht durch Extrapolation der alten Daten zur neuen Position.

In vielen Fällen müssen die Bilder von einem Gebiet, die aus verschiedenen Quellen gesammelt sind, zusammen benutzt werden. Um in der Lage zu sein, Bilder dadurch zu trennen, indem man Pixel für Pixel vergleicht, muss ein gemeinsames Gitternetz existieren, in dem alle Bilder einer gemeinsamen Datenbasis entsprechen. Die Werkzeuge, um Bilddaten zu berichtigen, werden benutzt, um ungleiche Bilder zum gleichen Koordinatensystem zu transformieren. **Registration** (Registrierung) ist der Prozess, der die Bilder entsprechend dem Koordinatensystem gleich macht. Ein Landkarten-Koordinatensystem ist nicht notwendigerweise beteiligt. Zum Beispiel wenn ein Bild A nicht berichtigt ist und man benutzt es mit Bild B, dann muss Bild B so abgebildet werden, dass A eingepasst werden kann. In diesem Beispiel ist Bild A nicht zu einer besonderen Landkartenprojektion berichtigt, so dass es keinen Grund gibt, Bild B zu einer Landkartenprojektion zu berichtigen (Erdas Field Guide, 1982).

Georeferenzierung ist die Zuordnung von Bilddaten zu Landes- bzw- Landkartenkoordinaten. Die Bilddaten können schon auf eine Karte übertragen werden, jedoch sind die Bilddaten dann noch nicht auf das richtige Koordinatensystem bezogen. Die Georeferenzierung ist definitionsgemäß die Korrektur, bei der die Bilddaten mit einem definierten Kartenprojektionssystem mit dem entsprechenden Koordinatensystem verbunden werden. Die Bildverarbeitung von Bild zu Bild nutzt die Georeferenzierung indem die Kartenkoordinateninformation in ein Bilddatensatz geändert wird. Das Gitter des Bilds verändert sich nicht (Erdas Field Guide, 1982).

Das Georeferenzierungsprogramm berechnet für jedes Pixel die genaue Lage im Raum aus den Aufnahmedaten und errechnet die neue georeferenzierte Lage im Koordinatensystem ALMEIDA (1996). Hierzu bedient sich das Programm eines geometrischen Orbit-Modells. Es gibt eine große Anzahl verlässlicher Georeferenzierungsprogramme, die meist die Übertragung der Bilddaten auf das Koordinatensystem an die Punktübertragung von bodenvermessenen Daten binden. Hierzu ist es notwendig, entsprechende gut markierte Punkte ausfindig zu machen, die deutlich auf dem Bild zu erkennen sind. Diese Punkte muss der Bildbearbeiter selbst definieren.

Nachteile der Korrektur

Während der Korrektur müssen die Datenwerte von bereits korrigierten Bildelementen zugeordnet sein, um in ein neues Gitter von Bildelementreihen und Kolonnen zu passen. Obwohl die Algorithmen, die die Werte mit hoher Genauigkeit berechnen, können trotzdem Daten bei der Korrektur verloren gehen. Wenn Landkartenkoordinaten oder Landkarteneinheiten nicht benötigt werden, sollte man auf

eine Korrektur der Aufnahme verzichten, da die Genauigkeit eines nicht korrigierten Bildes höher ist, als die des korrigierten Bildes.

Einige Bildanalytiker empfehlen die Bildklassifizierung vor der Bildkorrektur vorzunehmen, da es immer zu einer Datenveränderung aufgrund der Korrektur kommt. Ein weiterer Vorteil der vorherigen Bearbeitung besteht darin, dass man bei der Interpretation nur den Datensatz eines Bandes nutzt und nicht mehrere Bänder mit vielen Datensätzen gemeinsam. Man kann natürlich auf der Datenbasis von GPS erhobenen Bodendaten erst die Korrektur vornehmen, da diese Daten sehr präzise sind und somit auch eine recht präzise Korrektur erfolgt, was auch eine bessere Datenbasis für die sogenannten Trainingsgebiete mit sich bringt (Erdas Field Guide, 1982).

2.12 Grundlage der Differentialthermoanalyse

Das Ziel der Calorimetrie ist die Messung der Wärme. Wärme zu messen bedeutet Wärme auszutauschen. Die ausgetauschte Wärme tendiert dazu, die Temperaturänderung in einem Körper zu bewirken. Diese Änderung kann verwendet werden, um die ausgetauschte Wärme zu messen, oder der Prozeß des Wärmeaustausches ist mit einem Wärmefluß verbunden, der zu einer lokalen Temperaturänderung entlang einer Strecke führt, der ebenfalls als Maß für den Wärmefluß herangezogen werden kann.

Da chemische Reaktionen und viele physikalische Übergänge mit der Gewinnung oder einem Verbrauch von Wärme verbunden sind, ist die Kalorimetrie eine universelle Methode zur Untersuchung derartiger Prozesse. Meßgeräte in denen eine genau bekannte Wärmemenge in einen Probenkörper induziert oder extrahiert wird und in der diese Temperaturänderung gemessen wird (z.B. Bestimmung der Wärmekapazität) wird ebenfalls zu den Kalorimetern gezählt.

Die Differentialthermo Analyse wird verwendet, um die Temperaturdifferenz in einer Probe als Funktion der Temperatur (oder der Zeit) zu messen. Diese Temperaturdifferenz zeit einen Wärmeaustausch qualitativ an. Die DTA ist moderner als die klassische Kalorimetrie. Ihr Vorteil gegenüber der konventionellen Kalorimetrie ist die dynamische Meßmethode (das "Scannen") die es ermöglicht, Reaktionen oder Prozesse zu untersuchen, die thermal aktiviert werden können.

Die Verwendung der Begriffe DSC und DTA (McNAUGHTON & MORTIMER, 1975) veranlaßte die IUPAC diese Begriffe mit einer eindeutigen Nomenklatur bzw. Definition¹ auszustatten. Das System kann nun wie folgt in drei Typen² unterteilt werden:

a) klassische DTA, b) "Boersma" DTA und c) DSC.

2.12.1 Differential Scanning Kalorimeter Typen

Gemäß der "Internationalen Confederation for Thermal Analysis and Calorimetry (ICTAC) ist die Differential Scanning Kalorimetrie (DSC) wie folgt definiert: Die DSC ist eine Technik mit der die Wärmefluß – Rate (Power) zu einer Probe gegen die Zeit oder Temperatur aufgezeichnet wird, wobei die Temperatur der Probe, in einer speziellen Atmosphäre, programmiert ist (HÖHNE et al., 1995).

In der DSC Technik wird die Thermische Masse von Probe und Referenzmaterial auf ein Minimum reduziert. Der thermische Widerstand wird soweit wie möglich reduziert und ein "high loop" innerhalb der geschlossenen Schachtel des differentialen Power- Kontroll- Kreislaufes verwendet. Diese Maßnahmen gewährleisten, dass die Reaktion ("Antwort") des Systems kurz(fristig) erfolgt. Konequenterweise ist die Annahme gültig, dass die Probe sowie das Referenzsystem immer auf konstanten Temperatur gehalten werden.

¹ (1972). Recommendations for Nomenclature of Thermal Analysis (London: IUPAC)

² (1970). Thermal Analysis Newsletter, No. 9 (Norwalk, Conn.: Perkin-Elmer Corporation)

Zwei Typen von DSC's werden unterschieden:

- Der Wärmefluß DSC und
- Der elektrische Spannungs kompensations DSC

Die charakteristische Eigenschaft aller DSC Meßmethoden ist das Zwillingdesign und die direkte "nicht-unterscheidungs-Verbindung" von zwei gleichartigen Meßsystemen. Der entscheidende Vorteil des Differentialprinzips ist es, dass in erster Abschätzung, Störungen wie z.B. Temperaturschwankungen im Umfeld des Meßsystems, die beiden Meßsysteme in gleicher Weise verändert werden. Diese Unterschiede werden durch den Vergleich der beiden Signale wieder kompensiert.

Darüber hinaus kann das differentiale Signal – welches das wirklich interessierende Signal ist – kräftig verstärkt werden, während das hohe Basissignal (das Signal des individuellen Meßsystems) ebenso bei der Differenzbildung kompensiert wird.

Das Differentialsignal ist das essentielle Charakteristikum eines jeden DSC's. Ein weiteres Charakteristikum ist die dynamische Arbeitsweise – die diese Geräte von den meisten klassischen Kalorimetern unterscheidet. Das DSC kann entsprechend einer vorgewählten Heiz- oder Abkühlrate geheizt bzw. gekühlt werden. Ein isothermer Modus ist ebenfalls möglich.

Ein weiteres gemeinsames Charakteristikum beider DSC Typen ist es, dass die gemessenen Signale proportional zu der Wärmeflußrate $\dot{\phi}$ sind (d.h. nicht proportional zur Wärme, wie in den meisten klassischen Kalorimetern). Diese Tatsache ermöglicht es, die zeitliche Abhängigkeit von Übergängen - auf der Basis von $\phi / (t)$ Kurven - zu beobachten. Die Tatsache, dass Wärmeflußraten direkt gemessen werden können, ermöglicht den Einsatz von DSC's, zur Lösung von Problem, die sich in zahlreichen Anwendungen ergeben.

2.12.2 Der Energie-Kompensations DSC

Dieser DSC gehört zur Gruppe der Wärme kompensierenden DSC's. Die zu messende Wärme wird (nahezu völlig) mit elektrischer Energie kompensiert. Dies erfolgt durch Erhöhung oder Verminderung einer justierbaren Joule'schen Wärme.

Die am häufigsten verwendete konventionelle Energie- Kompensation ist ein isoperiboler Operationsmodus. Das Meßsystem besteht aus zwei Mikroschmelzöfen gleicher Bauart, die aus einer Platin Iridium Legierung bestehen. Jeder dieser Öfen enthält einen Temperatursensor (Platin-Widerstands-Thermometer) und einem Heizwiderstand (aus Platindraht). Der Mikroschmelzofen hat ca. 9mm Durchmesser, ca. 6mm hoch und besitzt eine Masse von ungefähr 2g. Die Zeitkonstante ist etwas geringer als 2 s und der "isothermale Lärm bzw. Hintergrund" beträgt 2 μ W. Die maximale Heizleistung des Mikroschmelzofens ist 14 W, die maximale Heizrate beträgt 500 K min⁻¹ (Perkin Elmer DSC 7).

Beide Mikroschmelzöfen sind - getrennt voneinander (thermisch entkoppelt) - in einem Aluminiumblock eingebaut, der eine konstante Temperatur aufweist. Der Meßbereich erstreckt sich von -175°C (Kühlung mit flüssigen Stickstoff) bis zu 725°C.

Während des Aufheizens, werden beide Schmelzöfen über eine Kontrolleinheit mit derselben Heizleistung versorgt, um die Arbeitstemperatur in Übereinstimmung mit der voreingestellten Heizrate zu verändern. Bei einer idealen Temperatursymmetrie ist die Temperatur beider Schmelzöfen immer identisch. Wenn sich ein Ungleichgewicht einstellt, z.B. als Ergebnis einer Reaktion in der Probe, dann ergibt sich eine Temperaturdifferenz zwischen dem Mikroschmelzofen, in dem die Probe untergebracht ist und dem Mikroschmelzofen der die Referenzprobe enthält.

Die Temperaturdifferenz stellt sowohl das Meßsignal dar, als auch ein Eingangssignal für den zweiten Kontrollkreislauf. Der zweite Kontrollkreislauf versucht die Reaktionswärmeflußrate zu kompensieren, indem er eine proportional große Heizleistung subtrahiert oder hinzufügt. Die Kompensations- Wärmeleistung, die für diesen Zweck zu Verfügung gestellt werden kann, beträgt bis zu 700mW. Die Kompensations- Wärmeleistung ΔP ist proportional zur verbleibenden Temperaturdifferenz ΔT (auf Grund der proportionalen Kontrolleinheit). Das zeitlich Integral über die Heizleistung ist proportional zur Wärme Q_r , die von der Probe verbraucht oder aufgenommen wird.

Nochmals, eine Wärmeflußrate ϕ_m wird dem real gemessenen Signal ΔT – als Ergebnis einer von der Herstellerfirma erstellten Kalibrierung – zugeteilt und eingespeist. Die Beziehung zwischen ΔT , ϕ_m und der Kompensations- Wärmeleistung ΔP ist wie folgt:

$$\Delta P = -K_1 \cdot \Delta T \quad (90)$$

$$\phi_m = -K_2 \cdot \Delta T \quad (91)$$

Der Faktor K_1 ist ein von der Herstellerfirma festgesetzter Wert des Proportional Kontrollers, K_2 kann am Gerät mit Hilfe eines Potentiometers über die Software Justiert werden (Kalibrierung). Der Faktor K_2 ist weitestgehend unabhängig von den Meßparametern (z.B. der Temperatur), wie – über K_1 – eine gegebene Temperaturdifferenz ΔT , kann K_2 daher – im Prinzip – durch eine Kalibrierungsmessung bestimmt werden.

Bei höheren Temperaturen des Meßsystems sind die mit der Umgebung (isoperibol) ausgetauschten Wärmeflüsse (z.B. durch Übertragung, Strahlung oder Konvektion) relativ groß verglichen mit den zu messenden Mengen. Die Uniformität des Wärmeaustausches zwischen den beiden Mikroschmelzöfen muß hohen Anforderungen gerecht werden können, um zu gewährleisten, dass die Meßgenauigkeiten auf ein Mindestmaß reduziert werden können. Außerdem muß sichergestellt werden, dass die Anteile der unterschiedlichen Wärmeaustausch- Mechanismen und deren Wärmemenge nur auf der Temperatur beruhen dürfen sowie dass sie genauestens reproduzierbar sind. Zusammenfassung: Die Mikroschmelzöfen müssen mit gleichartigen Umhüllungen versehen sein, um die Inhomogenitäten zwischen Probe und Referenzkörper zu überdecken. Die thermo- physikalischen Eigenschaften der Schmelztiegel und Umhüllungen dürfen ausschließlich von der Temperatur abhängen.

Verglichen mit den Wärmefluß DSC's bieten die Energie- Kompensations DSC's folgende Vorteile:

- Der kurze Wärmeleitungsweg zwischen den Proben und die relativ geringen Massen der Mikroschmelzöfen erlauben eine spontane Antwort auf die Reaktion in der Probe.
- Die Reaktions- Wärmefluß Rate werden schnell und zu einem sehr großen Teil durch die elektrische Heizleistung kompensiert. Als Folge davon treten nur kleine Temperaturdifferenzen ΔT zwischen den Mikroschmelzöfen der von Probe und Referenzmaterial auf (ca. 1/10 derjenigen, die in den Wärmefluß DSC's auftreten). Das bedeutet, dass der Kalibrierungsfaktor $K\phi$ praktisch unabhängig von der Intensivität und Kinetik der Reaktion in der Probe ist.
- Die gesamte Kompensationsenergie ($\int \Delta P dt$) ist gleich der Reaktionswärme oder der Wärme des Übergangs.
- Die Temperaturabhängigkeit der Eigenschaften des Kontrollkreislaufes (über alle Temperatursensoren und Heizelemente) ist bekannt und genauestens reproduzierbar. Es kann mit Hilfe des elektronische Kreislaufes oder über die Software berücksichtigt werden. Eine einfache kalorische Kalibrierung ist somit – im Prinzip – ausreichend, um die Korrelation zwischen ϕ_m (oder ϕ_r) und ΔP zu bestimmen.

Zusammenfassend kann man sagen, dass alle Eigenschaften des Wärmefluß DSC Systems, die von dieser Temperaturdifferenz abhängig sind ebenso in der "wirklichen" Energie- Kompensations DSC gefunden werden aber in einem geringeren Ausmaß. Insbesondere der Kalibrierungsfaktor ist keine Konstante sondern hängt prinzipiell von der Temperatur, der Heizrate und der Peakfläche ab. Obwohl diese Effekte nicht sehr ausgeprägt sind, sollten sie sorgfältig überprüft werden und eine gründliche Kalibrierung (mit einer Variation der relevanten Parameter) sollte durchgeführt werden, wenn eine hohe Meßgenauigkeit gefordert ist (HÖHNE, GLÖGGLER, 1989 in: HÖHNE et al., 1996).

2.12.3 Kalibrierung

Das am häufigsten angewandte Kalibrierungsmaterial ist Iridium, ΔH (fusion) = 6.80 cal g^{-1} , m.p. $156,4 \text{ }^\circ\text{C}$. Zwischen 5 und 10 mg werden in einer Aluminiumschale auf einer Mikrowaage aufgebracht und ein Thermogramm des Schmelzverlaufes wird aufgezeichnet (bei einer vorgewählten Heizrate (dT_p/dt), einem Sensitivitätsintervall und einer Aufzeichnungsgeschwindigkeit des Aufnahme gerätes. Die Basislinie dieser "Scannung" wird von dem Punkt, an dem die Spur von der ursprünglichen Ausgangslinie des Programms abweicht, bis zu dem Punkt gezeichnet, an dem die Spur wieder auf die Basislinie zurückkehrt.

Die Fläche zwischen der interpolierten Basislinie und dem Peak wird integriert, üblicherweise mit einem Planimeter. Dies ergibt jedoch bestenfalls eine Genauigkeit von $\pm 1\%$, d.h. dass mit der steigenden Genauigkeit der DSC Instrumente auch eine präzisere Integrationstechnik eingesetzt werden mußte (BEECH et al., 1967 in: McNAUGHTON & MORTIMER, 1975).

Diese Information wird verwendet um die Kalibrierungskonstante zu berechnen, K , in mcal (Flächeneinheit) $^{-1}$ aus folgender Beziehung:

$$k = \frac{\Delta H(\text{fusion}) * m_c}{A_c} [\text{in mcal} \cdot (\text{Flächeneinheit})^{-1}] \quad (92)$$

Wobei ΔH (fusion) die Enthalpie der Schmelze des Kalibrierungsmaterials in mcal mg^{-1} , ist. m_c ist hierbei die Masse des Kalibrierungsmaterials in Milligramm und A_c ist die Peakfläche des Kalibrierungs-Thermogramms.

Der Wert von k kann genutzt werden, um Enthalpiewerte zu finden, ΔH_s , steht für einige andere Probenmaterialien mit folgender Beziehung:

$$\Delta H_s = \frac{k * C_s * r_c * M + A_s * 10(\text{kcal mol}^{-1})}{C_c * r_s * m_s} \quad (93)$$

wobei C_c und C_s die Aufzeichnungsgeschwindigkeiten für die Kalibrierung beziehungsweise die Probenmaterialmessung sind. r_c und r_s sind die Einstellungen des Sensitivitätsintervalls in mcal s^{-1} die sowohl für den Kalibrierungs und Probendurchlauf verwendet wurden; M ist das molekulare Gewicht der Probe, m_s ist die Masse der Probe in Milligramm; und A_s ist die Peakfläche des Proben thermogramms. Für ein genaues Arbeiten ist es wichtig sich zu vergewissern, dass die Heizraten für das Kalibrierungsmaterial und das Probenmaterial identisch sind, d.h. dass R_0 konstant gehalten wurde.

2.12.4 Beeinflussung der Parameter für die Kalibrierung

Für Messungen mit hoher Präzision muß die Lage der Basislinie vor und nach den Messungen bestimmt werden. Die Temperatur- und Wärmekalibrierung müssen in regelmäßigen Abständen zumindest mit einer Kalibrierungssubstanz (z.B. Iridium) kontrolliert werden (in Abhängigkeit des spezifischen DSC's). Zeigt der DSC eine deutliche Tendenz zur Drift (Abweichung), dann ist eine tägliche Kalibrierung notwendig.

Die beeinflussenden Parameter sind im Folgenden aufgelistet:

1. Die Form der Null-Linie (ohne Schmelzöfen) wird durch die Heizrate, die Art des Spülgases und seiner Fließgeschwindigkeit beeinflusst, zusätzlich noch von der Temperatur der Umgebung und durch die Oberflächeneigenschaften des Meßsystems. Wird die Null-Linie mit leeren Schmelzöfen gemessen, kommt noch der Einfluß der unterschiedlichen Massen der Schmelzöfen, der Unterschiede im Wärmefluß zwischen den Schmelztiegeln und den Schmelzöfen sowie Unterschiede in den Emmissivitäten der zwei Schmelztiegel untereinander und Einflüsse auf Grund des Typs und des Materials der verwendeten Schmelztiegel dazu.
2. Punkt 1 ist ebenso anwendbar auf die Form der gemessenen Kurve jenseits der Peaks mit Proben- und Referenzmaterial in den Schmelzöfen. Zusätzlich sind die Eigenschaften des Referenzprobenmaterials (wie z.B. die Wärmekapazität und die Temperaturabhängigkeit) von Bedeutung (Differentialmessung). Im Falle einer reinen C- p- Änderung der Probe (z.B. Glaspunkt, Curie Punkt) bestimmen diese Änderungen den Verlauf der Meßkurve, die dann die gewünschten Informationen enthält. Unglücklicherweise können Änderungen in der zu messenden Kurve auch dann eintreten, wenn sich die Bedingungen für den Wärmetransfer sich abrupt ändern. Diese stufenartigen Veränderungen erscheinen gewöhnlich in statistischer Weise und können so bestimmt werden als Übergang homogener Proben zur Glasform, die immer bei der gleichen Temperatur erfolgen.
3. Punkt 2 ist ebenso anwendbar auf die Form der gemessenen Kurven mit einem Peak. Der Peak selbst wird zusätzlich beeinflusst von:
 - Der Heizrate
 - Der thermische Leitfähigkeit der Probe
 - Der Massen- und Wärmekapazität der Probe
 - Der Struktur der Probe (Pulver, Granulat, Folie, etc...)
 - Dem thermischen Widerstand zwischen Probe und dem Temperatursensor (nach Reichelt, Hemminger, 1983 in: HÖHNE et al., 1995)
 - Der Position des Probe im Schmelztiegel oder dem Meßsystem
 - Die Art des Gases in der Öffnung des Meßsystems beeinflusst die Trennung (Auflösung) der eng beieinander liegenden Peaks (und der Kalibrierung)

Zusätzlich muß auf folgendes geachtet werden:

- Die Reinheit der Probe
- Die thermale Vorgeschichte des Meßsystems (nach SUZUKI & WUNDERLICH, 1984 in: HÖHNE et al., 1995)

3 Untersuchungsmethoden, Analytik und Meßgeräte

3.1 Hydrogeochemische Untersuchungen

3.1.1 Probennahme und Parameter

Alle verwendeten Analysengeräte, die in dieser Arbeit benutzt und in diesem Kapitel nicht beschrieben wurde, sind in Anhang A (Beschreibung der verwendeten Analysengeräte) zu finden.

Die Geländearbeit erfolgte in mehreren Etappen im letzten Quartal des Jahres 1994. Ziel war es, flächendeckend im Arbeitsgebiet Wasserproben aus den verschiedenen Grundwasserleitern zu entnehmen und eine Übersichtsbeprobung der Oberflächenwässer durchzuführen.

Die Proben wurden jeweils in zwei Plastikflaschen (HDPE) à 100 ml abgefüllt. Eine davon wurde für die Kationenanalyse mit 65% HNO_3 auf einen pH-Wert < 2 angesäuert.

Vor Ort wurden Temperatur, Leitfähigkeit, pH-Wert und Redoxpotential gemessen. Außerdem wurden im Gelände die Karbonathärte, der Nitrat-, Nitrit-, Ammonium- und Phosphatgehalt bestimmt.

Im Labor wurden ionenchromatographisch die Anionen Chlorid, Sulfat und Phosphat und die Kationen Natrium, Kalium, Magnesium und Calcium analysiert. Eisen, Mangan, Cobalt, Chrom, Kupfer, Nickel, Cadmium, Zink und Arsen wurden mittels AAS und Aluminium mit der AES-ICP bestimmt.

3.1.1.1 Beprobungsschema der Grund- und Oberflächenwässer

Die Beprobung der Grundwassermessstellen (**Pegel**), die jeweils nur in einem Grundwasserleiter verfiltert sind, sollte einen repräsentativen Überblick der Beschaffenheit der Wässer der einzelnen Grundwasserleiter erbringen. Anhand der Verfilterung der Grundwassermessstellen, ihrer Lage und nach den Flurabstandsdaten, die von der MBV – Mitteldeutsche Braunkohle Verwaltungsgesellschaft mbH – (heute LMBV und Mibrag) zur Verfügung gestellt wurden, wurde eine Auswahl von 60 Grundwassermessstellenn getroffen. Aus verschiedenen Gründen war deren Beprobung jedoch nur zum Teil möglich.

Von den zur Zeit der Geländearbeiten etwa 120 fördernden **Filterbrunnen**, die sich zum Teil in sehr geringen Abständen zueinander befinden, wurden 85 Brunnen zunächst einer Übersichtsbeprobung unterzogen. Es wurden nur die physikalisch-chemischen Parameter (Temperatur, Leitfähigkeit, pH und Eh) gemessen, nach deren Auswertung die zu beprobenden Brunnen festgelegt wurden. Interessant waren Brunnen, deren Messwerte sich signifikant von den umgebenden Brunnen abhoben.

Um einen groben Anhaltspunkt zu erhalten, wie die Wasserqualität der **Vorfluter** beschaffen war und ob diese von den Entwässerungsmaßnahmen des Tagebaus in irgendeiner Form beeinflusst wurden, wurden aus Pleiße und Whyra Proben entnommen.

Das ursprüngliche Vorhaben, den Speicher Witznitz mit dem Schlauchboot zu befahren und zu beproben, konnte wegen fehlender Genehmigungen nicht verwirklicht werden. Allerdings wurden von der „Landestalsperrenverwaltung Untere Pleiße“ Daten der physikalischen und chemischen Parameter zur Verfügung gestellt, so dass ein Vergleich des Restlochsees Kahnsdorf mit dem Speicher Witznitz in Hinblick auf die Entwicklung der Wasserqualität während und nach der Flutung des Tagebaus Witznitz gezogen werden konnte.

Im **Restlochsee Kahnsdorf** wurden von einem Schlauchboot aus an zehn verschiedenen Lokalitäten Vertikalprofile gelegt. Mittels Tiefensonden wurden Temperatur, Leitfähigkeit, pH-Wert und Sauerstoffgehalt bestimmt. An verschiedenen Stellen wurden aus unterschiedlichen Tiefen Proben entnommen, um festzustellen, ob sich eine Wasserqualitätsschichtung abzeichnet.

Die **Hangaustrittswässer** entstammen alle den Kippenbereichen um den Restlochsee Kahnsdorf. Der See, der im älteren Teil des Tagebaus liegt, befindet sich inmitten eines alten Kippenkomplexes, der nicht mehr entwässert wird. So sollten die Zusammenhänge der Sickerwasser- und der Seewasserbeschaffenheit beziehungsweise die Prozesse, die zur Seewasserqualität führten, erfaßt werden.

Da die Zugänglichkeit anderer Hangwasseraustrittsstellen nicht gegeben war, wurde die Wasserhaltung im Tagebau beprobt, um Aufschluß über die Qualität der sich im Tagebau sammelnden Wässer zu bekommen. Die im offenen Tagebau befindlichen Oberflächenwässer werden über mehrere Zwischenpumpstationen (Liegendwasserhaltungen) der Hauptwasserhaltung zugeführt und von dort in die Vorflut gepumpt.

3.1.1.1.1 Oberflächenwässer

Die untersuchten Oberflächenwässer wurden aus Fließgewässern, stehenden Gewässern und an Stellen, an denen Wasser aus den Böschungen austrat, genommen.

Als Fließgewässer wurden die Pleiße (**OP**) und die Whyra (**OW**) beprobt und zwar jeweils vor und hinter der Einleitstelle der Sumpfungswässer. Es handelt sich hierbei um Schöpfproben. Aus dem Tagebaurestlochsee Kahnsdorf wurden von einem Schlauchboot aus an verschiedenen Stellen Schöpfproben aus unterschiedlichen Tiefen entnommen (**RK**).

An den Hangaustrittsstellen (**HA**) wurden das Wasser gleich mit den Probeflaschen aufgenommen und aus der Wasserhaltung (**OWH**) wurden ebenfalls Schöpfproben genommen.

Eine Übersichtskarte der Meß- und Probenahmestellen findet sich in Anlage 01. In Anlage 01 sind auf einer Folie die Namen der Mess- und Probenahmestellen dargestellt.

3.1.1.1.2 Grundwasser

Die Probenahme der Grundwässer erfolgte zum einem aus Grundwassermessstellen zum anderen aus Filterbrunnen. Die Probennahme aus den Messstellen, die keine eigne Pumpe besaßen, erfolgte mit einer Unterwassermotorpumpe des Typs MP 1 der Firma Grundfos, die über Zwischenschaltung eines Frequenzwandlers mittels eines Generators betrieben wurde.

Die Grundwassermessstellen, die in einem dichten Netz über das ganze Gebiet verteilt sind und sowohl im unverritzten Gebirge als auch in den Kippenbereichen liegen, brachten während der Beprobungskampagne mehrere Probleme mit sich. Es handelte sich vorwiegend um 2 Zoll-Metall-Grundwassermessstellen, die ausschließlich der Grundwasserstandsmessung dienten und nicht für eine Probenahme konzipiert sind. Zudem bestehen durch die Tagebauentwässerung zum Teil sehr große Flurabstände (> 60 m), vor allem in Grundwassermessstellen nahe den Tagebauböschungen und im gesamten Vorfeld. Dies bedingt auch, dass einige Grundwasserleiter und somit die darin verfilterten Grundwassermessstellen völlig trocken gefallen waren. Obwohl aufgrund der Gerätschaften eine Probenahme aus tieferen Grundwasserleitern (bis 60 m) möglich gewesen wäre, konnte die Pumpe samt der Steigrohre wegen des großen Gewichts nur unter großen Schwierigkeiten bis in maximal 40 m Tiefe eingebaut werden. Desweiteren waren viele Grundwassermessstellen beschädigt beziehungsweise nicht mehr existent.

Aufgrund dieser Tatsache konnten nur neun Grundwassermessstellen im gesamten Gebiet beprobt werden. Dies ist insofern nachteilig, da die Grundwassermessstellen, im Gegensatz zu den Filterbrunnen, jeweils nur in einem Grundwasserleiter verfiltert sind und die Wasseranalysen daher grundwasserleiterspezifische Ergebnisse erbracht hätten.

Die Wasserproben aus Grundwassermessstellen werden im folgenden durch ein „P“ vor der Grundwassermessstellenummer abgekürzt, nach dem Schrägstrich wird der Grundwasserleiter, in dem die Grundwassermessstellen verfiltert sind angegeben, wobei „K“ für Kippe steht wie z.B. P4715/K.

Die Beprobung der Filterbrunnen, die das Gebiet um den Tagebau entwässern, gestaltete sich wesentlich einfacher. In die Brunnen eingebaut sind sogenannte „Ein-“, und „Aussonden“, mittels derer der Betrieb der Pumpen gesteuert wird. Steigt der Grundwasserspiegel so an, dass die „Aussonde“ keinen Wasserkontakt mehr hat, so wird die Pumpe ausgeschaltet. Die Brunnen besitzen in der Regel einen Auslass, so dass die Proben mühelos abzufüllen waren. Existierte dieser Auslaß nicht, konnte die Probenahme dort erfolgen, wo das geförderte Wasser dem Sammelkanal zugeführt wurde.

Von 85 Brunnen, die auf ihre physikochemischen Parameter hin untersucht wurden, wurden 50 zur Beprobung ausgewählt. Da alle Brunnen in mehreren Grundwasserleitern verfiltert sind, handelt es sich hierbei durchgehend um Mischproben.

Die Filterbrunnengrundwasserproben sind im folgenden durch ein „B“ vor der Brunnennummer gekennzeichnet wie z.B. B3310.

3.1.2 Analysengeräte der Chemische und Physikalische Analyse

Tabelle 17: Zusammenfassung der am Probenahmeort gemessenen Parameter und die dazu verwendeten Geräte

| Parameter | Meßgerät | Meßbereich | Bemerkungen |
|----------------|---|--------------------------|---|
| Temperatur | WTW-Conductivity-Meter - Lf 95 | 0 –100° C | Temperaturfühler in Leitfähigkeitsmeßzelle integriert |
| Leitfähigkeit | WTW-Conductivity-Meter – Lf 95 | 0,0 – 199,999 μ S/cm | Automatische Temperaturkompensation (25°C) |
| pH – Wert | WTW-Mikroprozessor-Taschen-pH-Meter, pH 96 | 0 – 14 | Automatische Temperaturkompensation |
| Redoxpotential | WTW-Mikroprozessor-Taschen-pH-Meter – pH 95 | -1000 -+ 1000 mV | Umrechnung von U(AgCl) auf U(H) durch Addition von 217 mV (bei 10°C) |

Die Karbonathärte wurde durch Titration mit 0,1 N HCl ermittelt, als Indikator diente Methylorange, dessen Umschlagpunkt bei pH 4,3 liegt. Die Nitrat- und Nitritgehalte wurden nach dem Prinzip der Reflektometrie (Remissionsphotometrie) mittels des Gerätes Rqflex der Firma Merck bestimmt. Die Nachweisgrenze liegt für Nitrat bei 3 mg/l, für Nitrit bei 0,5 mg/l. Ammonium und Phosphat wurden mit dem Gerät DREL 5 der Firma Hach photometrisch analysiert.

Die Ionenchromatographie (IC) basiert auf der chemisch-physikalischen Trennung eines Stoffgemischs aufgrund seiner Verteilung zwischen einer mobilen und einer stationären Phase. Im Fall der Flüssigkeitschromatographie ist die stationäre Phase ein in einer Säule sehr dicht gepacktes, feinporiges Harz oder Gel. Die mobile flüssige Phase durchströmt unter konstanten physikalischen Parametern (Hochdruck, Temperatur, Fließgeschwindigkeit) die stationäre Phase in der Säule. Verwendet wurde das Gerät ICA 5000 des Herstellers TOA Electronics Ltd.

Ionenchromatographisch wurden die Anionen Chlorid, Sulfat und Phosphat und die Kationen Natrium, Kalium, Magnesium und Calcium analysiert.

Tabelle 18: IC's Nachweisgrenze [mg/l]

| | Cl ⁻ | SO ₄ ⁻ | O-PO ₄ ⁻ | Na ⁺ | K ⁺ | Mg ⁺⁺ | Ca ⁺⁺ |
|-----------------------|-----------------|------------------------------|--------------------------------|-----------------|----------------|------------------|------------------|
| Nachweisgrenze [mg/l] | 0,5 | 0,5 | 5,0 | 0,5 | 1,0 | 0,02 | 0,5 |

Bei der Atomabsorptionsspektrographie (AAS) wird eine wässrige Lösung durch chemische Dissoziation in atomares Gas umgewandelt. Dies geschieht durch das Versprühen der Probelösung in einer Flamme. Die Atome haben die Fähigkeit definierte Wellenlängen zu absorbieren. Die Absorption von Licht findet auf äußerst exakt definierten Wellenlängen und innerhalb eng begrenzter Spektralbereiche (10⁻² bis 10⁻³ nm) statt. Zur Anwendung kam das Gerät PU 9400 der Firma Philips.

Eisen, Mangan, Cobalt, Chrom, Kupfer, Nickel, Cadmium, Zink und Arsen wurden mittels der AAS, Aluminium mit der AES-ICP bestimmt.

Tabelle 19: AES-ICP's Nachweisgrenze [mg/l]

| | Fe | Mn | Co | Cr | Cu | Ni | Cd | Zn | As | Al |
|-----------------------|-----|-----|-----|------|------|------|-------|------|------|-----|
| Nachweisgrenze [mg/l] | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,05 | 0,05 | 0,05 | 0,001 | 0,01 | 0,01 | 0,2 |

3.2 Profilaufnahme mit dem Strahlungsthermometer

Mit dem Strahlungsthermometer KT 15 der Firma Heimann wurden alle Profile, die im Abschnitt 4.2 sind, durchgeführt. Die Profile wurden zu unterschiedlichen Jahreszeiten und zu verschiedenen Tages- und Nachtzeiten gemessen. Am Tage der Überflüge mit dem Hyperspektralscanner DAIS 7915 wurden ebenfalls diverse Profile am Seeufer, über den Halden und über der Seeoberfläche durchgeführt.

Das Strahlungsthermometer KT 15 ist ein Kompaktmeßgerät, das die, von dem zu untersuchenden Objekt emittierte, Infrarot-Eigenstrahlung empfängt und in ein normiertes Ausgangssignal umwandelt. Alle optischen und elekttronischen Komponenten sind in einem kleinen, soliden Druckgußgehäuse untergebracht, so dass der Einbau des Gerätes auch unter beengten Platzverhältnissen möglich ist.

Von einem IR-durchlässigen Spezialobjektiv wird die Strahlung des Meßgegenstandes auf die Empfängerfläche eines Pyroelektrischen Detektors gebündelt. Die Strahlung wird von einer Unterbrecherscheibe, die von einem Synchronmotor angetrieben wird, periodisch mit einer Frequenz 8 1/3 Hz unterbrochen. Die Ausgangsspannung des Detektors ist proportional der Differenz von Meßstrahlung und Modulatorstrahlung. Diese Spannung wird verstärkt. In einer Summierstufe wird der verstärkten Detektorspannung eine Kompensationsspannung hinzugefügt, die abhängig von der Gehäuse bzw. Modulator-temperatur ist. Die Ausgangsspannung der Summierstufe ist nun unabhängig von der Modulator-temperatur. Durch Hinzufügen einer weiteren Kompensationsspannung kann der Bereichsanfang verändert werden. Durch Hinzufügen einer weiteren Kompensationsspannung kann der Bereichsanfang verändert werden. Die Ausgangsspannung wird phasenempfindlich gleichgerichtet und durch einen Tiefpaß geglättet. In einer speziellen Linearisierungsschaltung wird das Signal entzerrt, so dass die Ausgangsspannung linear von der Temperatur abhängt. Danach wird die Spannung in einen Strom umgesetzt, der über ein Entstörfilter nach außen geführt wird.

Die verschiedenen Gleichspannungen zur Versorgung der Baugruppen werden aus der 24 V-Wechselspannung gewonnen, an die außerdem der Modulatormotor direkt angeschlossen ist. Die Spannung wird über ein Entstörfilter zugeführt.

Weitere Informationen über das Strahlungsthermometer ist beim Tabelle 03 Anhang A zu finden.

3.3 DTA – Differentialthermoanalyse

Das Ziel der Differentialthermoanalyse (DTA) ist es die endotherme oder exotherme Reaktion zu messen, die in einer Probe gegenüber einer inerten Vergleichsprobe während der Aufheizphase auftritt. Diese Form der Analyse kann in drei verschiedene Messsysteme gegliedert werden. (a) die klassische DTA; (b) die „Boersma“ DTA und (c) die DSC (Differential Scanning Calorimetry). Der Unterschied zwischen dem ersten und dem letzten System ist, dass beim DSC beide Proben in getrennten Zellen erfolgt.

Während die klassische DTA relativ einfach aufgebaut ist, werden bei der DSC Technik die Proben nicht mehr in den klassischen Schiffchen gehalten, sondern in speziellen Containern, die fast ohne Berührung mit der Probe sind. Die Wärmewiderstände sind auf ein Minimum reduziert und ein spezielles Steuerungssystem mit einem Kontrollkreislauf sichert die Heizphase. So kann eine sehr kurze Ansprechzeit garantiert werden und es ist sichergestellt, dass beide Proben immer absolut gleich erhitzt werden.

Gemäß der International Confederation for Thermal Analysis and Calorimetry (ICTAC) wird die DSC als eine Technik definiert, bei der die Wärmestromrate die die Probe erfährt, über die Zeit aufgezeichnet wird, während die Temperatur der Probe in einer bestimmten Umgebungatmosphäre gesteuert wird (HÖHNE et al., 1995). Da chemische und physikalische Reaktionen häufig unter Wärmeaufnahme oder Abgabe ablaufen, wird versucht diese Reaktionen so genau wie möglich zu beobachten.

Auf den Halden um den Restlochsee Kahnsdorf wurden 30 Proben mit einer Schlitzsonde an 10 verschiedenen Punkten aus verschiedenen Teufen bis zu einem Meter unter Geländeoberfläche genommen (Abb. 90 im Abschnitt 4.3) Die Tiefen waren: 0-15 cm, 50-65 cm und 85-100 cm, wobei über die 15 cm jeweils eine repräsentativer Schlitz gezogen wurde.

Im Labor wurden die Proben gewogen und in eine Aluminiumkapsel mit einer Fläche von $0,3 \text{ cm}^2$ gefüllt. Nach der Herstellerangabe wurde das Gerät kalibriert und gemessen. Eine Minimalmenge, die eingefüllt werden müsste, gibt es nicht.

Drei verschiedene Messreihen wurden durchgeführt: Erstens, das Material wurde in die Kapsel und die Kapsel mit Wasser gefüllt, diese sofort geschlossen und mit einer Temperatursteigerungsrate von 4° C/min im Intervall von 20° C bis 100° C erhitzt. Die zweite Untersuchungsmethode wurde mit dem gleichen Temperaturintervall und Temperatursteigerungsrate durchgeführt. In diesem Fall war die Probe ebenfalls mit Wasser saturiert und ca. 30 Minuten vor der Analyse offen gelassen. Im dritten Fall wurde die Probe nach der Wassersaturierung sofort geschlossen und 30 Minuten an der Luft stehen gelassen bevor der Erwärmungsvorgang durchgeführt wurde. Die Probe wurde mit 4° C/min im Intervall von 20° bis 100° C erhitzt und jede Sauerstoffzufuhr unterdrückt.

Die Untersuchungen wurden mit einem DSC 7 PC-Serie der Firma Perkin Elmer durchgeführt. Der kalorimetrische Meßplatz besteht aus einem Kalorimeter DSC 7, dem Controller TAC7/DX sowie einem PC. Außerdem wird noch ein Plotter zur Ausgabe der Analyseergebnisse und der graphischen Information der Analyse (Thermogramm) angeschlossen. Mit der Thermowaage TGA 7 und dem Thermomechanischen Analysator TMA 7 vervollständigt das DSC 7 einen kompletten thermoanalytischen Meßplatz.

Tabelle 01 und Tabelle 02 in Anhang A geben weitere detaillierten Informationen über das Differentialthermoanalysegerät.

3.4 RFA - Röntgenfluoreszenzanalyse

Alle Proben, die mit der DSC Aparatur untersucht wurden, wurden ebenfalls mit der Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA) untersucht. Die Proben wurden hierzu zuerst getrocknet, gemahlen und anschließend mit einem Nylonsiebsatz der Maschenweite $>200\ \mu\text{m}$, $200-63\ \mu\text{m}$ und $< 63\ \mu\text{m}$ granulometrisch getrennt und in Pulvertabletten mit den Korngrößen $<63\ \mu\text{m}$ und $>63\ \mu\text{m}$ gepresst. Die Pulvertabletten wiegen 6 g, wobei die einzelne Probe mit 1,5 g C-Wachs im Rüttler homogenisiert und dann mit einer 20-t Presse in die Aluminiumkapsel gedrückt wurde.

Der Vorteil diese Analyse ist die schnelle Übersichtsmethode für 40 chemischen Elemente, die Messung leicht löslicher und flüchtiger Elemente (Cl, F, Hg, Se, Sb, Tl) und niedrigere Nachweisgrenzen (Verdünnungsfaktor 1,25). Als Nachteile sind die starken Matrixeinflüsse (Si und Al nur halbquantitativ) und Korngrößeneffekte (Aufmahlung, Schichtsilikate) zu nennen.

Die Resultate so wie die Standardkalibrierung für jeder Element, sind im Anhang B (Tabelle) aufgelistet. Benutzt wurde ein Gerät der Firma Philips Type PW 1404.

3.5 RDA – Röntgendiffraktometrie Analyse

Die Mineralphase wurde mit dem Diffraktometer-Typ PW 1820-Serie von Philips mit einer Cu-LFF-Röhre gemessen. Das Geräte besitzt die folgenden Meßparameter: 50 kV/30mA; automatische Divergenzblende; Graphit-Monochromator, scan: $70^\circ 2\Theta$, Schrittgröße: $0,02^\circ 2\Theta$; Zeit/Schritt: 2,0 s. Die Nachweisgrenze des Gerätes liegt bei 3% des gesamten Volumens der Mineralkonzentration.

Die Probenvorbereitung wurde hierbei ebenso vorgenommen wie für die RFA und es wurden jeweils pro Probe ein Mg- und K-gesättigtes, luftgetrocknetes (Mg^{2+}/ad ; K^+/ad) und ein Mg-gesättigtes, glykolisiertes ($\text{Mg}^{2+}/\text{gly}$) Texturpräparat hergestellt. Die Ergebnisse sind teilweise im Abschnitt 4.5 dargestellt.

3.6 DAIS 7915 – Digital Airborne Imaging System

Das Gerät, das 79 Kanal Digital Airborne Imaging System (DAIS 7915), wurde von der EU (Europäische Union) und der DLR in Auftrag gegeben und von der Geophysical Environmental Research Corp. gebaut. Der Sensor kann Wellenlängen vom sichtbarem Licht bis zum thermalen Infrarot mit unterschiedlicher Auflösung von 3 bis 20 m je nach Flughöhe aufnehmen. Der DAIS 7915 ist seit dem Jahr 1995 für Fernerkundungszwecke für das Umweltmonitoring und zur Datenaufnahme für GIS im Einsatz.

Sechs Kanäle im Bereich von 8000-12000 nm werden für die Aufnahme von Temperaturen genutzt, während 72 Kanäle im Bereich von 450 bis 2450 nm Landoberflächeneffekte der Boden und Vegetationsinteraktion aufnehmen.

Von den 79 Kanälen waren 38 ausgefallen, so dass nicht alle Informationen ausgewertet werden konnten, die das System liefern kann. Die Kanäle, die einsatzfähig waren und ausgewertet werden konnten, sind in Tabelle 20 aufgelistet.

Abbildung 132 (Abschnitt 5.2.1) zeigt die „supervised“ Klassifizierung der Kohlengrube Witznitz II, Teile der Stadt Rötha und den Restlochsee Kahnsdorf, aufgenommen vom DAIS 7915 am 30.05.96.

Tabelle 20: Verteilung der 38 Kanäle des DAIS 7915 bei der Befliegung am 30.05.1996

| Kanal | Wellenlänge(nm) | Width (nm) | Kanal | Wellenlänge (nm) | Width (nm) |
|---------------|-----------------|------------|-----------|------------------|------------|
| 01 – VIS-Grün | 0,501 | 43 | 20 | 0,824 | 37 |
| 02 | 0,516 | 27 | 21 | 0,841 | 36 |
| 03 | 0,531 | 19 | 22 | 0,859 | 35 |
| 04 | 0,548 | 21 | 23 | 0,878 | 36 |
| 05 | 0,564 | 20 | 24 | 0,895 | 36 |
| 06 | 0,581 | 20 | 25 | 0,913 | 33 |
| 07 – VIS-Grün | 0,597 | 20 | 26 | 0,930 | 36 |
| 08 – VIS-Rot | 0,616 | 24 | 27 | 0,948 | 35 |
| 09 | 0,633 | 23 | 28 | 0,965 | 34 |
| 10 | 0,649 | 23 | 29 | 0,982 | 36 |
| 11 | 0,667 | 29 | 30 | 1,002 | 36 |
| 12 | 0,686 | 27 | 31 | 1,017 | 32 |
| 13 – VIS -Rot | 0,702 | 29 | 32 – SWIR | 1,031 | 30 |
| 14 – SWIR | 0,718 | 31 | 33 – TIR | 8,620 | 770 |
| 15 | 0,735 | 31 | 34 | 9,460 | 770 |
| 16 | 0,753 | 34 | 35 | 10,210 | 770 |
| 17 | 0,771 | 35 | 36 | 10,930 | 920 |
| 18 | 0,789 | 34 | 37 | 11,630 | 1100 |
| 19 | 0,805 | 36 | 38 – TIR | 12,290 | 1280 |

Das optische System des DAIS 7915

Das digitale Fernerkundungsspektrometer DAIS 7915 nimmt die Oberfläche im Bereich von 0,4 - 12,3 µm auf, wobei die Daten in digitaler Form in 16 Bit Informationen aufgenommen werden. Die Aufnahme der Erdoberfläche wird über einen Polygonspiegel (Kennedy Typ) durch eine Luke unterhalb des Flugzeugs durch entsprechende Abtastung gewonnen. Der Aufnahmespiegel dreht sich dabei gegen den Uhrzeigersinn in Bezug auf die Flugrichtung, um eine Gegendrehung der Aufnahme zu verhindern, damit eine Zeile nach der anderen abgescannt wird.

Während der Aufnahme wird die eingehende Strahlung durch das Blickfeld des Scanners (FOV- Field of View) über ein Polygon reflektiert und mittels eines gefalteten Spiegels, von einem parabolischen Spiegel gebündelt, am Spektrometer gemessen.

Das Strahlenbündel mit unterschiedlichen Strahlungen wird am Eintrittsgitter in zwei getrennte Strahlenbündel zerlegt:

- Infrarotstrahlung mit Wellenlängen > 3000nm
- Reflektierte Wellen mit einer Wellenlänge <3000nm.

Diese zwei auseinandergehenden Strahlenbündel werden zu beinahe parallelem Licht justiert und über eine optische Untereinheit zu den Spektrometerbereichen gelenkt, wo sie nach Wellenlängen geteilt und den Kanälen zugeordnet werden. Jede Untereinheit besteht aus einem Gitter, einer Linse und einem Zeilendetektor, bis auf den Bereich von 3000 – 5000nm, wo anstelle eines Gitters ein Filter zur Aufspaltung der Strahlen eingebaut ist. Jeder Kanal hat einen eigenen Detektor mit Vorverstärker, einen integrierten Schaltkreis und einen analog zu digital Konverter (ADC).

Um in der Festlegung des durchschnittlichen Energieniveaus der aufgezeichneten Daten einen hohen Genauigkeitsgrad zu erhalten, wird der Aufnahmekopf mit zwei äußerlichen Kalibrierungsquellen aus-

gerüstet, die auch vom dem sich drehenden Polygonspiegel erfasst werden. Während einer Umdrehung nimmt der kubischen Polygonscanner viermal erst die Kalibrierungsquelle (der schwarze Körper mit Umgebungstemperatur) dann den Boden und danach die zweite Kalibrierungsquelle (der erwärmten schwarzen Körper) auf. Dieses Polygon-Abtastverfahren macht die Aufnahmezeit vier Mal langsamer, das Rauschen viermal kleiner und das SNR ungefähr zweimal größer, als mit einem Scanner mit einem drehbaren einzelnen flachen Spiegel bei der gleichen Flugzeuggeschwindigkeit und mit der gleichen Flughöhe.

Optische verschlüsselte Signale vom Scanner, die von der Aufnahme-Motor-Geschwindigkeit und der Scanachslage abhängen, werden im elektronischen Schaltkreis für den Takt der Systembetriebskontrolle benutzt. Die Aufnahme-Motor-Geschwindigkeit ist kontinuierlich durch den Betreiber veränderbar. Die resultierende Aufnahmehäufigkeit wird von einem Zähler gemessen und mit einer Genauigkeit von 4 Nachkommastellen angezeigt.

Ein Kreiselbaustein ist Teil der Aufnahme-Kopf-Konstruktion. Ein senkrechter Referenzkreisel mißt die geometrische Veränderung in der Rollrichtung, und ein horizontaler Referenzkreisel mißt die geometrische Veränderung in Verkippung und Richtung. Die Referenzkreisel-daten wie auch die Daten der schwarzen Körper werden mehrmals während einer Aufnahme gesammelt und über den AD (Analog Digital) Wandler auf den Kanal 80 gespeichert.

Die Laboratory Calibration Facility (LCF)

Die Kalibrierung des VIS/TIR Aufnahmespektrometers erfolgt am Boden und wird in mehreren Schritten durchgeführt, die die radiometrische und spektrometrische Stabilität des Instruments sicherstellen sollen:

- Messung der Rauschcharakteristik des Sensors,
- Messung der Dunkelheitswahrnehmung der Kanäle,
- Messung der relativen Spektralempfindlichkeit der Kanäle,
- Messung der Abweichung der effektiven Bandbreite der Kanäle,
- Festlegung der spektralen Trennung der Kanäle,
- Messung der absoluten Kalibrationskoeffizienten (Transferfunktion zwischen der absoluten Spektralstrahlung, die der Sensor empfängt und dem Ausgangssignal jedes einzelnen Kanals, wobei die Einstellung des Scan-Winkels der Strahlungsempfindlichkeit ein Teil der Messung ist),
- Einstellung der Rauschäquivalenzstrahlung (Noise Equivalent Radiance NER) und der Rauschäquivalenztemperaturdifferenz (Noise Equivalent Temperature Difference NE Delta T) der Kanäle,
- Messung des Instantaneous Field of View (IFOV), die spektrale Auflösung und die Abweichung in der Aufzeichnung zwischen den Bändern.

Diese Kalibrierung ist notwendig für die spätere systematische Korrektur der aufgezeichneten Daten. Das Kalibrierungslabor (LCF) für das VIS-TIR Weitwinkelvideospektrometer wurde direkt im Flugzeughangar der DLR in Oberpfaffenhofen untergebracht um kurze Zeiten zwischen dem Flug und der Eichung-Datenauswertung zu gewährleisten.

Das LCF, das im Bodenlabor aufgebaut ist, befindet sich ebenfalls im Flugzeug und besteht aus folgenden Geräten:

| | |
|--|--------|
| 1.0 Spectrometric/geometric Calibration Part | (SCP) |
| 2.0 Relative Radiometric Calibration Part | (RRCP) |
| 3.0 Thermal Absolute Calibration Part | (TACP) |
| 4.0 Absolute Radiometric Calibration Part | (ARCP) |

Teil 1 (SCP) umfasst einen Spiegelkollimator mit einem flachen gefalteten Spiegel mit einem parallelen Lichtstrahlenausgang. Der Spiegelkollimator hat eine Brennweite von 150 cm und eine Öffnungsweite 30 cm Durchmesser. Im Brennpunkt des Spiegelkollimators sind installiert:

- Der Ausgabeschlitz des Monochromators für die Spektralbereiche 400-2500 nm,
- Die Interferenzfilter,
- Unterschiedliche Loch- oder Schlitzmasken zur geometrischen Kalibrierung

Der gefaltete Spiegel am Kollimatorausgang ermöglicht die Abgabe von verschiedenen Strahlenrichtungen von parallelem Licht zum Sensoraufnehmer.

Teil 2 (RRCP) ist mobil und in der LCF-Ausstattung miteingeschlossen, weil es unmöglich ist, die absolute radiometrische Kalibrierung des installierten Sensors in einer sich verändernden Umgebung vorzunehmen. Das RRCP besteht aus den folgenden Teilen: dem optische Modul und dem Energieversorgungsteil. Das optische Modul enthält: 4 Halogenlampen vom Typ KGM-12-100 (12V, 100W) und mehreren Streulinsen, die aus rundem Glas hergestellt sind. Die Abmessungen der beleuchteten Oberfläche ist 55 cm x 40 cm.

Teil 3 (TACP) ist mobil und besteht aus zwei mit Wasser klimatisierten schwarzen Körpern, jeder mit den Abmessungen von 1m³. Ein Körper hat eine Temperatur von bis zu 5° C über der Umgebungstemperatur und der andere eine Temperatur von 25° bis 30° C über der Raumtemperatur. Das TACP ist für die radiometrische Eichung der Kanäle des mittleren Infrarots in der Luft und am Boden.

Teil 4 (ARCP) wird für die absolute Kalibrierung des Sensors für den VIS-SWIR Spektralbereich von 400 - 2500 nm mittels einer integrierenden Kugel (IS) benötigt. Die Kugel mit 1,65 cm Durchmesser ist mit Bariumsulfat beschichtet. Die achtzehn 200-Watt-Lampen sind innen montiert. Jede Lampe hat eine eigenen Stromversorgung, so dass jede unabhängig eingeschaltet werden kann, wobei man in 18 gleichen Schritten vorgehen kann. Die höchste Strahlung des IS ist 0,08 mW/sr*cm²* nm bei der Wellenlänge von 1000 nm. Die Homogenität der Strahlung am Ausgang der IS ist besser als 1%, wenn wenigstens vier Lampen angeschaltet sind. Das IS muss von Zeit zu Zeit nachkalibriert werden. Dies geschieht im Verhältnis von Ausgangssignal und einer Standardstrahlung (Absolute Diffuse Source-ADS), eine getrennte Einheit des LCF.

Tabelle 21: Charakteristik des Spektrometers des DAIS 7915

| Wellenlänge (nm) | Bänder | Bandbreite (nm) | Detektor |
|------------------|--------|-----------------|----------|
| 400 – 1000 | 32 | 15-30 | Si |
| 1500-1800 | 8 | 45 | InSb |
| 2000 – 2500 | 32 | 20 | InSb |
| 3000 – 5000 | 1 | 2.0 | InSb |
| 8000-12600 | 6 | 0.9 | MCT |

Tabelle 22: Radiometrische Parameter des DAIS 7915

| | |
|---------------|--|
| Dynamic Range | 15 bit (no gain settings) |
| Sensitivity | VIS/NIR: NER < 0.025 mW/cm ² sr μm SWIR: NER < 0.025 mW/cm ² sr μm MIR/TIR: NET < 0.1 K |

Tabelle 23: Geometrische Parameter des DAIS 7915

| | |
|---|---|
| FOV (Field of View): | 0.894 rad (± 26°) on DO 228, depending on aircraft max. ± 39 |
| IFOV (Instantaneous Field of View): | 3.3 mrad (0.189 °) |
| GIFOV (Ground Instantaneous Field of View): | Depending on aircraft altitude 5 – 20 m |
| Scanfrequency: | Adjustable according to aircraft altitude between 6 and 24 Hz |
| Image pixels per line: | 512 |

DAIS 7915 Data Processing Facility

Aufgrund der mechanisch-optischen und elektronischen Eigenschaften des DAIS , müssen alle Daten vorbereitet und kalibriert werden, bevor eine quantitative Auswertung vorgenommen werden kann (STROBL et al., 1996 in <http://www.dlr.de/DAIS>). Hierfür wurde eine spezielle Software entwickelt, die es erlaubt, die Vorbereitung automatisch auszuführen. Die hauptsächlichen Programmvoraussetzungen hierfür sind:

1. schnellste Verarbeitung bei gerinster Speichernutzung,
2. modularer Aufbau, die es dem Nutzer erlaubt automatisch vorzugehen oder interaktiv,
3. kontinuierliche Aufzeichnung aller notwendigen Daten und Parameter und
4. genaue Nachvollziehbarkeit und Wiederholung der Abläufe zu jeder Zeit.

Die Datenvorbereitung geschieht in drei Schritten in zwei Programmen. Im ersten Schritt werden die Daten eingelesen, in das BSQ-Format umgewandelt und gesichert. Besondere Daten werden nebenbei herausgefiltert. Die Rohdaten können in einem Quicklook betrachtet werden und einzelne Diagramme können für die einzelnen Kanäle abgerufen werden.

Die konvertierten Rohdaten werden automatisch auf einem ADSM Bandcomputer archiviert. So müssen die Daten nur einmal gelesen werden. JPEG Quicklook Aufnahmen und Listen im HTML Format werden automatisch hergestellt und gepflegt. Diese Listen sind jedoch nicht zur Veröffentlichung gedacht. Sie werden lediglich zur Datenverwaltung und zur Systemkorrektur sowie zur Wiederholung genutzt.

Vor der Ausgabe der AC-gekoppelten Kanäle und dem Dunkelfeld werden alle Fehllinien, die der Scanner registriert hat, eliminiert. In der dritten und letzten Stufe werden die Korrekturwerte und Kalibrationskoeffizienten eingesetzt, was zu drei Datensätzen führt:

- | | |
|---|----------------|
| 1. Der binäre Datensatz des Aufnahmespektrometers im BSQ Format | .bsq Extension |
| 2. Ein ASCII Kopfdatensatz im ENVI Format | .hdr Extension |
| 3. Die Sonderdaten im XDR (eXternal Data Representation) Format | .aux Extension |

Der Datenverwalter bekommt einen Ausdruck aller Stufen der Verarbeitung, was ihn in die Lage versetzt, für jeden Kanal entsprechende Überprüfungen durchzuführen und die Datenqualität zu bewerten. Zu Visualisierung besteht die Möglichkeit, alle Daten als Bild auszudrucken, um die Einzelergebnisse zu überprüfen.

Atmosphärenkorrektur

Die Atmosphärenkorrektur basiert auf dem MODTRAN-Strahlungs-Übertragungs-Code (BERK et al., 1989 in: DLR, 2000). Bilddaten aus den Reflexionskanälen des DAIS-Sensors werden in Oberflächenreflexion umgewandelt. Von den thermischen Kanälen werden die Oberflächenemissionen und Temperaturen aufgezeichnet. Besonderheiten umfassen die vom Wasser ausgehende Strahlung, den Strahlungsstrom und den Wärmestrom. Um die Stabilität der Sensorkalibrierung abzuschätzen zu können, wurde eine interaktive, benutzerfreundliche Software entwickelt (RICHTER, 1996).

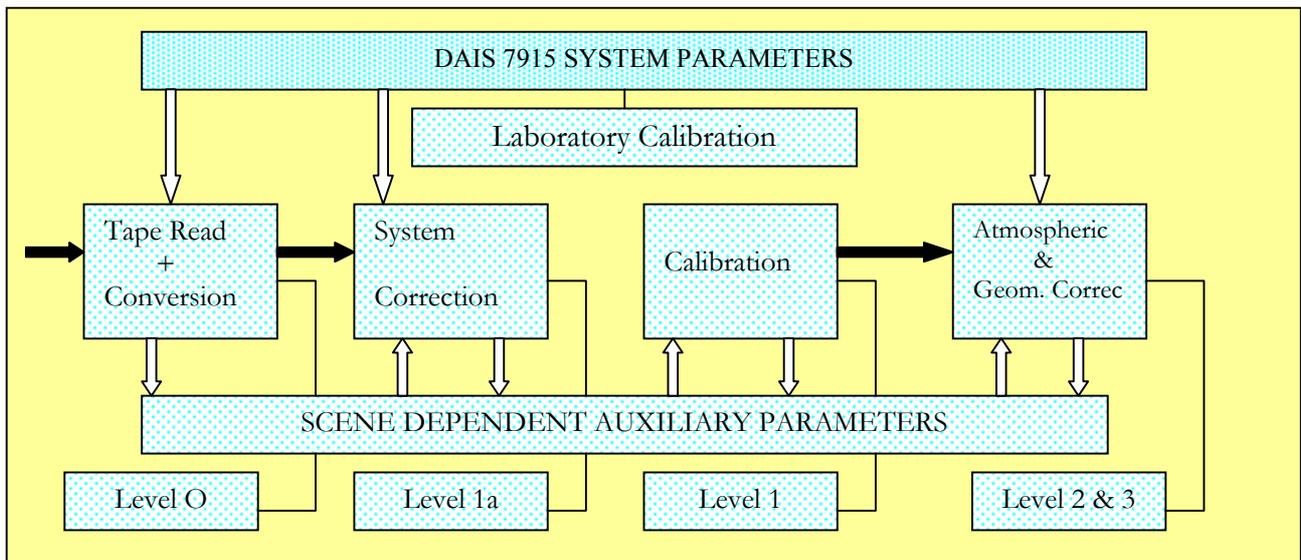


Abb. 11: Schematischer Überblick der Datenvorbereitungsstufen des DAIS 7915

Georeferenzierung

Ein Programm zur Georeferenzierung namens PARGE wurde der Universität Zürich entwickelt (Remote Sensing Laboratories, RSL). Durch ein digitales Geländemodell, das durch GPS im Flugzeug entwickelt wird, können die Daten des DAIS geocodiert werden. Dazu werden die Flughöhe, Neigung und Steigung mit einem Kreiselscanner aufgezeichnet. Dadurch kommt man später bei der Datenbearbeitung mit wesentlich weniger Bodenkontrollpunkten aus um die endgültige georeferenzierung auszuführen.

3.6 Lokalisierung der Meßstellen

Alle Messpunkte am Boden wurden mit einem GPS (Ground Positioning System) Trimble SSE 4000 aufgezeichnet.

4 Meßergebnisse

4.1. Hydrogeochemische Ergebnisse

4.1.1 Physikalisch-chemische Parametern

Alle Daten, die hier dargestellt werden, repräsentieren die Mittelwerte der Analysenergebnisse der Wasserproben aller Felduntersuchungen.

4.1.1.1 pH-Wert

Der pH-Wert des Wassers als Maß für die Wasserstoffionenkonzentration spielt bei vielen Reaktionen gelöster Stoffe eine große Rolle. Vor allem die Löslichkeit von Salzen schwankt stark mit seiner Größe. Andererseits wird der pH-Wert von der Menge und Art der Wasserinhaltsstoffe beeinflusst und steht in engem Zusammenhang mit sämtlichen im Boden und Grundwasser ablaufenden physikochemischen Prozessen, zu denen auch die Verwitterung, der Abbau organischer Substanz durch Oxidation und Reduktion sowie die mikrobiologische Aktivität gehören.

Nach MATTHESS (1990) weisen natürliche Wässer in der Regel pH-Werte zwischen 5,0 und 8,0 auf. Das liegt daran, dass die im Wasser gelöste Kohlensäure mit gelöstem Kohlendioxid und den Hydrogenkarbonationen ein Puffersystem darstellt. Als schwache Säure wirkt die Kohlensäure bei pH-Wert-Schwankungen als Puffer. Diese Schwankungen resultieren zum Beispiel aus der Zufuhr von Wasserstoffionen durch kleine Mengen von Mineralsäuren sulfidischer Herkunft oder durch organische Säuren, die bei der Humifizierung frei werden.

Die pH-Wert Übersichtskarte, die in Abb. 12 dargestellt ist, zeigt die Mittelwerte aller Beprobungen und die Tendenz dieser Werte, die bei verschiedenen Beprobungsgruppen wie Filterbrunnen, Wasserhaltungen, Pegel, Böschungen, Vorfluter und dem Restlochsee Kahnsdorf, gemessen wurden. Die pH-Werte liegen zwischen pH 1,5 und pH 8,8 (Abb. 11a).

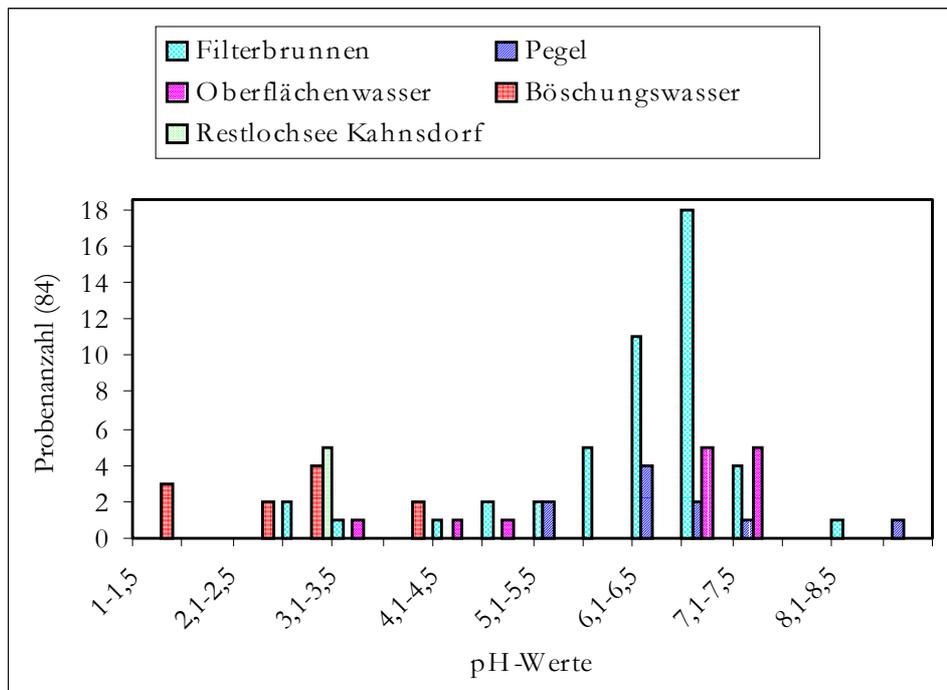
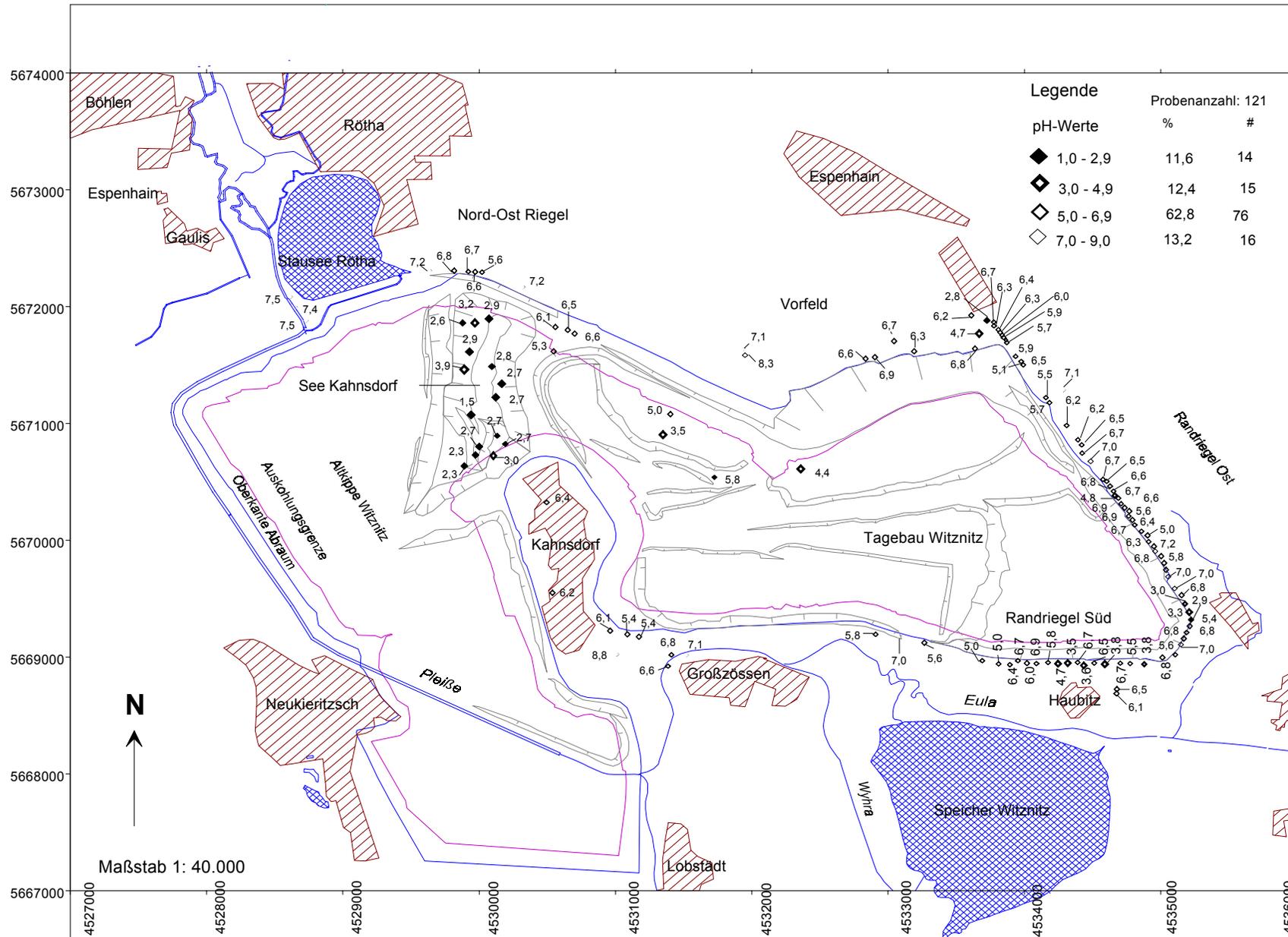


Abb. 11a: Häufigkeitsverteilung der pH-Werte

4 Meßergebnisse



4.1.1.2 Eh

Das Redoxpotential gilt als Maß für die Aktivität der oxidierten und reduzierten Stoffe in einem aquatischen System (HÖLTING, 1992). Dabei ist als einer der wichtigsten Faktor der Sauerstoffgehalt im Wasser anzusehen. Doch auch die Anwesenheit anderer Stoffe (wie z.B. Sulfat, Nitrat, Wasserstoffionen, etc...) können einen entscheidenden Einfluss auf die Größe des Redoxpotentials haben (MATTHESS, 1990). Als wichtigste redoxpotentialbestimmende Prozesse gelten sauerstoffverbrauchende Reaktionen, wie zum Beispiel die Zersetzung organischer Substanz. Hier, ähnlich, wie bei dem Großteil von Redoxpotential bestimmenden Prozessen, spielen Mikroorganismen eine entscheidende Rolle. Zusammen mit dem pH-Wert hat das Redoxpotential großen Einfluss auf die Löslichkeit vieler Wasserinhaltsstoffe.

Nach HÖLTING (1992) weisen Grundwässer in der Regel ein Redoxpotential von + 300 bis + 100 mV auf und HÖLL (1979) für Trinkwasser ein Redoxpotential von + 600 mV an. Nach MATTHESS (1990) sinkt das Redoxpotential aufgrund von sauerstoffzehrenden Reaktionen im Untergrund und fehlendem Nachschub von Sauerstoff mit zunehmender Tiefe.

Wie in den Abbildungen 13 und 14 dargestellt, zeigen die Redoxpotentiale der Wässer im Untersuchungsgebiet ausschließlich positive Werte, die zwischen 143 und 688 mV variieren.

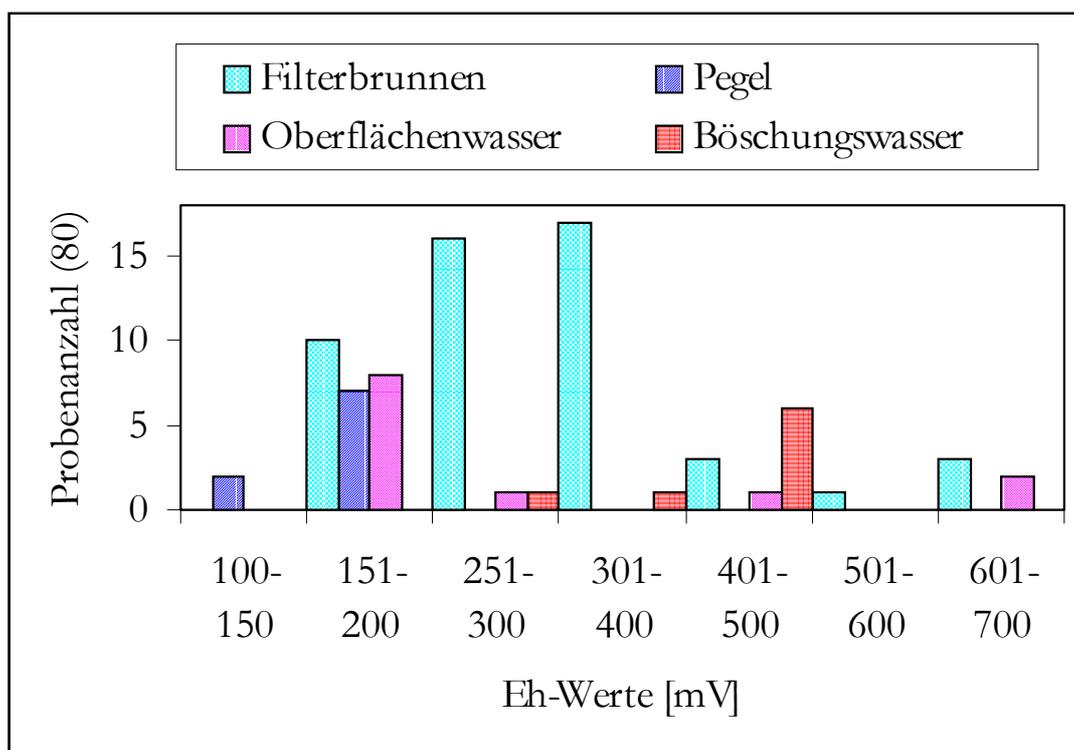


Abb. 13: Häufigkeitsverteilung der Eh-Werte

4 Meßergebnisse

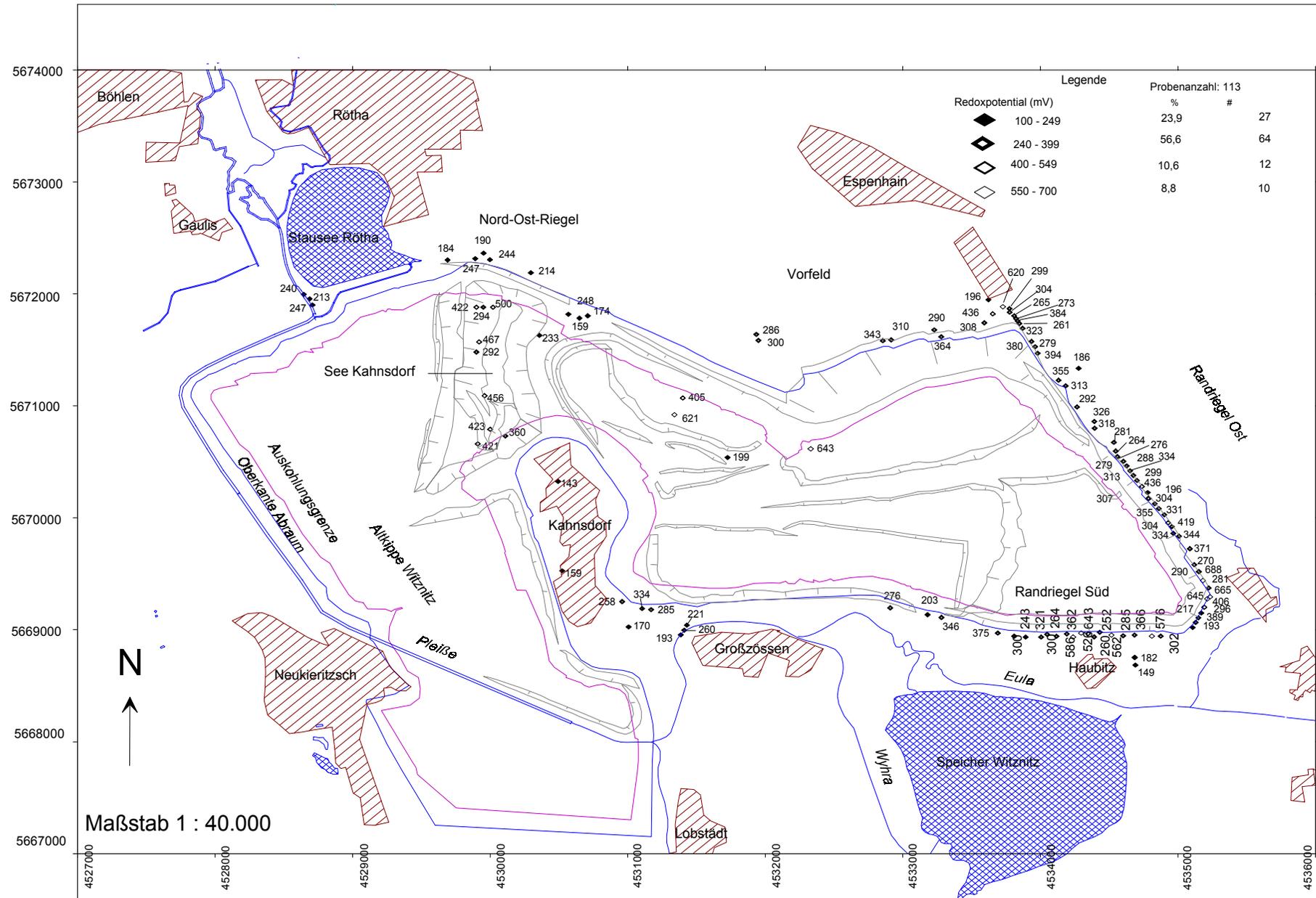


Abb. 14: Eh-Wert Übersichtskarte - Namen der Meß- und Probenahmestellen sind dem Overlay zu entnehmen (Anlage 1)

4.1.1.3 Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit, durch die der Lösungsinhalt einer Wasserprobe orientierend bestimmt werden kann, ist ein Maß für den Gehalt an dissoziierten Ionen. Da die elektrische Leitfähigkeit temperaturabhängig ist, wird sie auf 25°C bezogen. Die Angabe erfolgt in der Einheit $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, der Umkehr des elektrischen Widerstandes. Durch Multiplikation mit Werten von 0,65 bis 0,75, je nach Lösungsinhalt, stellt dieser Zahlenwert annähernd den gelösten Feststoffinhalt in mg/l dar (HÖLLTING, 1992). Nach MATTHESS (1990) gilt vor allem die elektrische Leitfähigkeit zum schnellen Nachweis von Beeinträchtigungen des Grund- und Oberflächenwassers. Dabei ist ihre Größe abhängig von der Menge der im Wasser vorhandenen dissoziierbaren Stoffe, die neben gelösten Salzen auch organische polare Komplexe umfasst. Bei den Salzen setzt sich die Endgröße aus den Leitfähigkeitsbeiträgen der einzelnen Kationen und Anionen zusammen. Diese Beiträge sind neben der Ladung der Ionen auch stark von ihrem Ionenradius abhängig.

Nach MATTHESS (1990) hat Regenwasser in der Regel eine Leitfähigkeit von 5 bis 30 $\mu\text{S}/\text{cm}$, während im Grundwasser 30 bis 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ gemessen werden.

Abbildung 15 und die Karte (Abb. 16) zeigen eine große Variabilität der Leitfähigkeit der am Untersuchungsstandort beprobten Wässer mit 423 bis 11.960 $\mu\text{S}/\text{cm}$, was auf große Veränderungen des natürlichen Grund- und Oberflächenwassers hinweist.

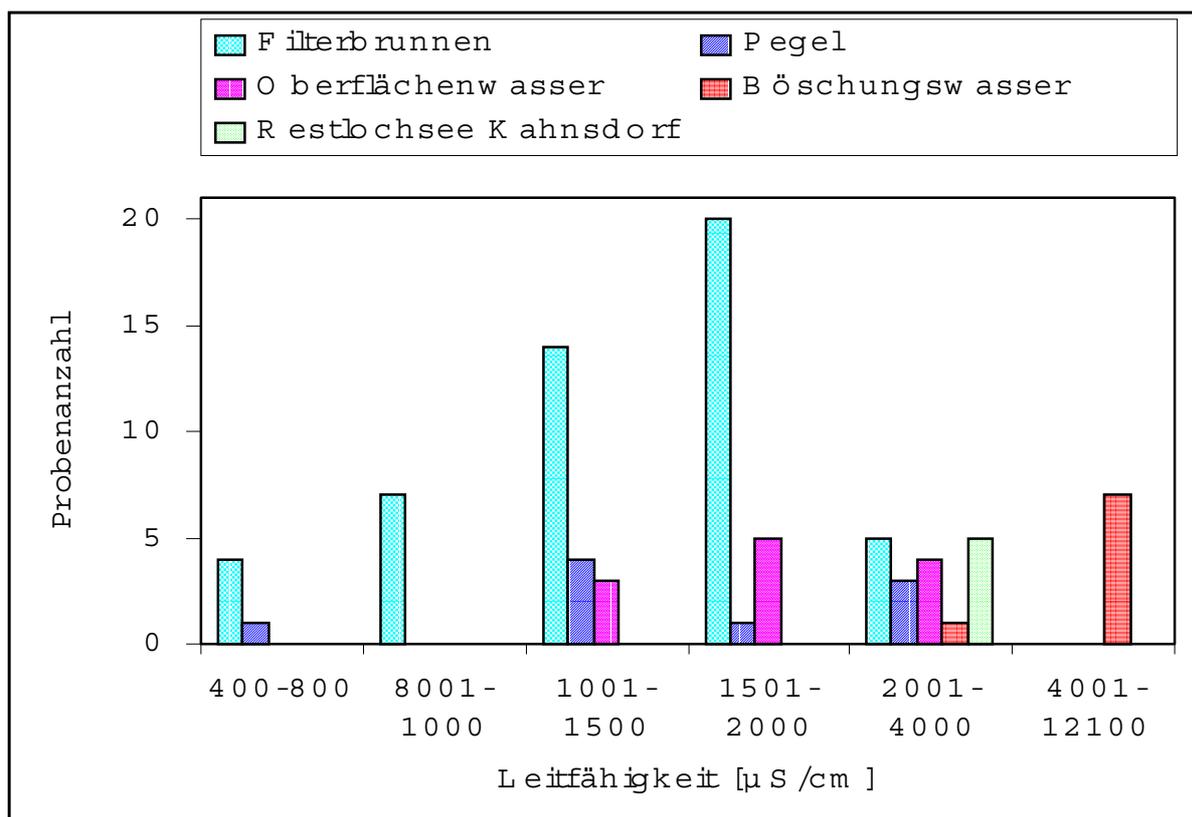


Abb. 15: Häufigkeitsverteilung der Leitfähigkeitswerte

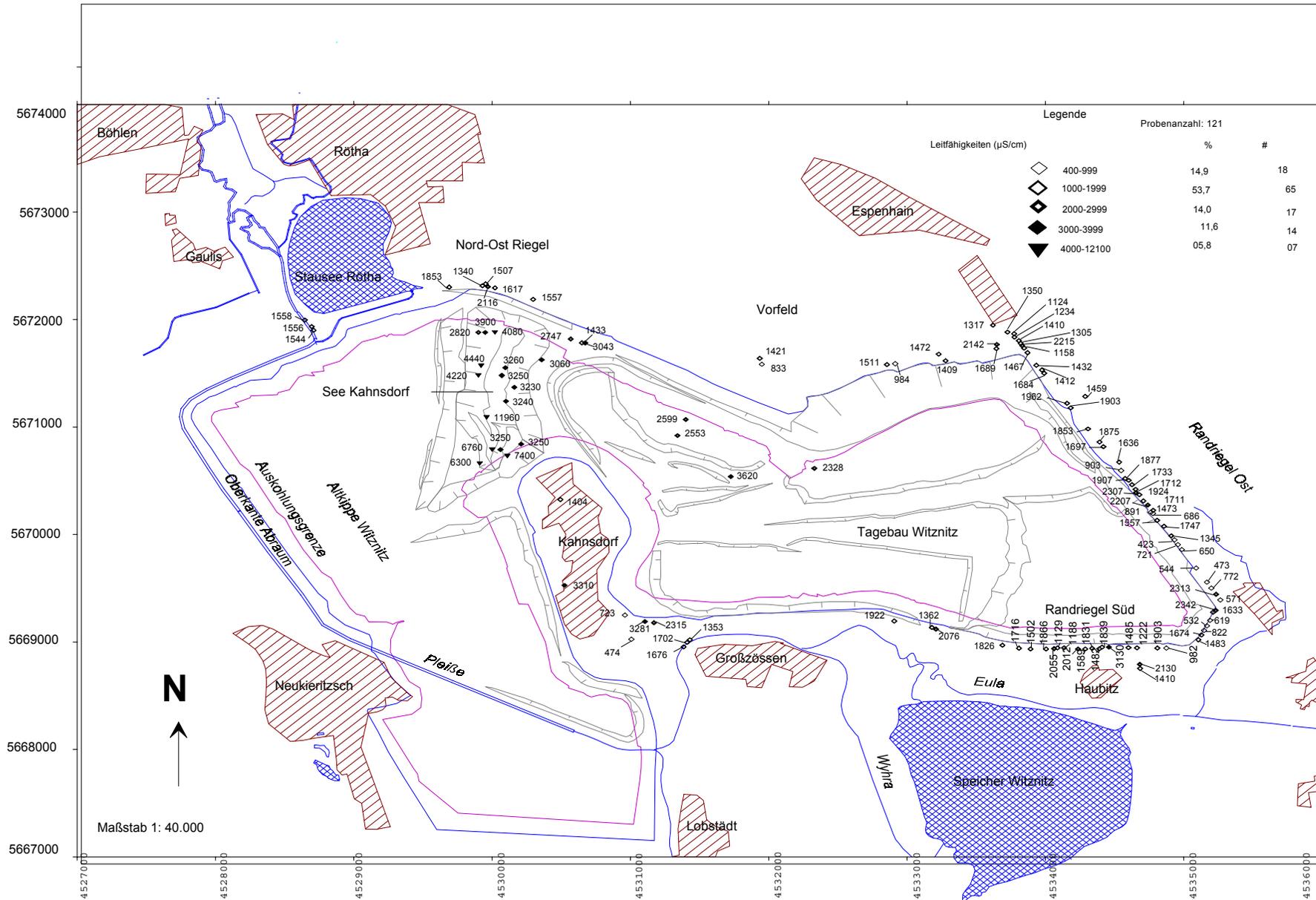


Abb. 16: Leitfähigkeits-Wert Übersichtskarte - Namen der Meß- und Probennahmestellen sind dem Overlay zu entnehmen (Anlage 1)

4.1.1.4 Temperatur

Nach MATTHESS (1990) ist die Wassertemperatur das Ergebnis verschiedener Wärmeeinwirkungen, von denen die Sonneneinstrahlung – zumindest in Oberflächennähe – als der wichtigste Faktor zu bezeichnen ist. Dementsprechend schwankt die Temperatur des Wassers in Abhängigkeit von der Sonneneinstrahlung mit den Jahreszeiten, wobei die Temperaturamplituden von bis zu 10°C erreicht werden. So nimmt die Amplitude der Jahresschwankung sowie die mittlere Jahrestemperatur mit der Tiefe ab. Wirken sich die jahreszeitlichen Lufttemperaturschwankungen nicht mehr auf die Grundwassertemperatur aus, gewinnt der Wärmestrom aus dem Erdinneren an Bedeutung. In einer Tiefe von 15 m herrscht die Jahresmitteltemperatur.

Allerdings beeinflusst nicht nur die atmosphärische Wärme die Wassertemperatur, sondern auch andere Faktoren, wie mikrobielle Umsetzungsprozesse und chemische Reaktionen, wie bei verschiedenen Lösungsprozessen oder Stoffumsetzungen können die Temperatur wesentlich beeinflussen. Oberflächenwasser kann durch seine Färbung oder entsprechende Schwebstoffe zum Wärmespeicher werden und so auch andere Temperaturen haben als dies zu erwarten wäre.

Zur Zeit der Probenahme (November-Dezember 1994) variierten die Lufttemperaturen zwischen 0 und 18 °C. Während der Beprobung der Oberflächenwässer lagen die Lufttemperatur zwischen 12 und 18 °C.

Wie Abbildung 17 und die Übersichtskarte der Temperatur-Werte Übersichtskarte (Abb. 18) zeigen, weisen die Temperaturen der beprobten Wässer Werte zwischen 8,0 und 15,8 °C auf und haben damit eine kleinere Amplitude als die Lufttemperatur, was auch zu erwarten war.

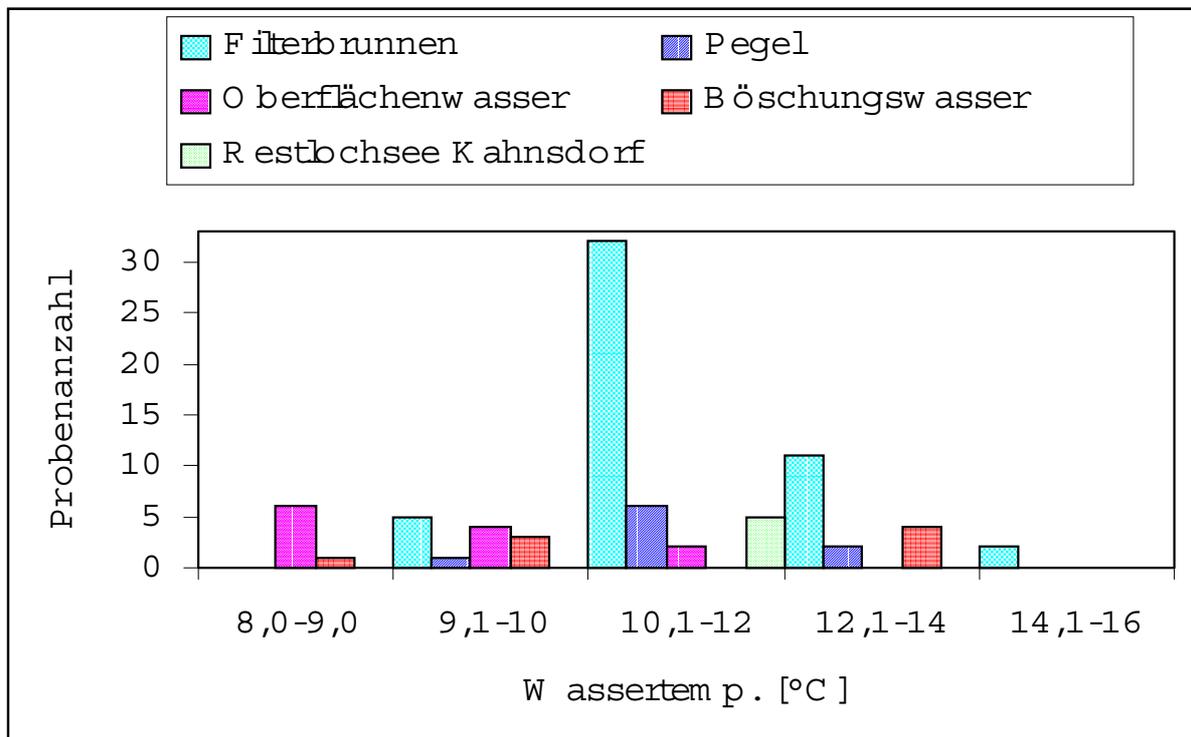


Abb. 17: Häufigkeitsverteilung der Wassertemperaturwerte

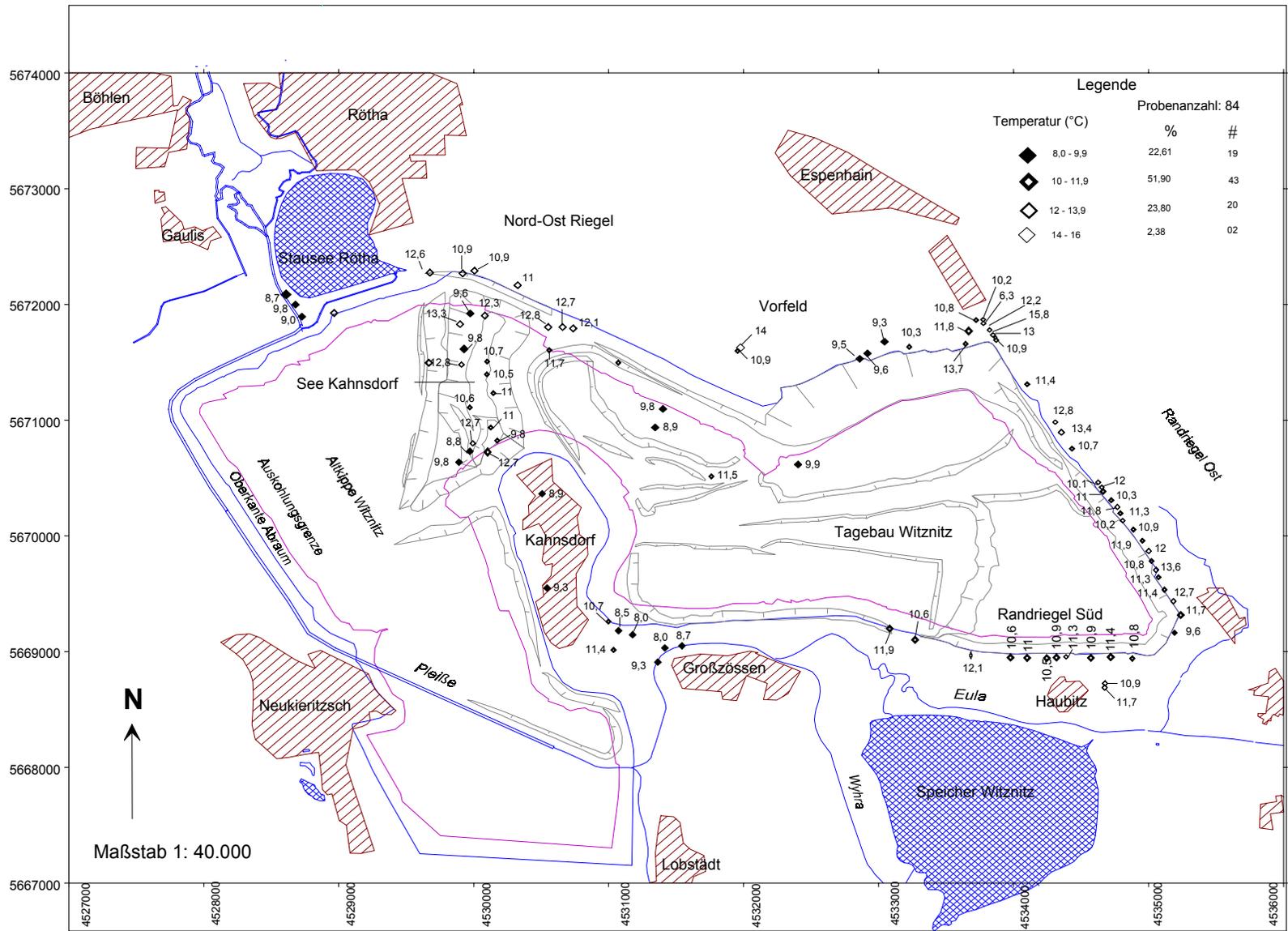


Abb. 18: Wassertemperaturwerte Übersichtskarte - Namen der Probenahmestellen sind dem Overlay zu entnehmen (Anlage 1)

4.1.2 Chemische Parameter

4.1.2.1 Hauptanionen- und Kationen

Die Hauptanionen Hydrogencarbonat (HCO_3^-), Chlorid (Cl^-), Nitrat (NO_3^-), Nitrit (NO_2^-) und Sulfat (SO_4^{2-}) wurden bestimmt. Neben den Hauptkationen Natrium (Na^+), Kalium (K^+), Calcium (Ca^{2+}) und Magnesium (Mg^{2+}), wurden Eisen (Fe^{2+}), Mangan (Mn^{2+}) und Ammonium (NH_4^+) analysiert, die im Wasser, das aus Braunkohlenkippen und den dazugehörigen Lagerstätten erwartet wird.

SULFAT (SO_4^{2-})

Es gibt verschiedene stabile Schwefelmodifikationen im Wasser, deren Auftreten hauptsächlich vom Milieu, dem pH Wert und der Schwefelquelle abhängt. Im Grundwasser ist von diesen Ionen das Sulfation (SO_4^{2-}) die häufigste Form, das als Endprodukt aus der Eisendisulfidverwitterung eine besonders wichtige Rolle spielt und deshalb als erstes Anion behandelt wird.

Das geochemisch relativ mobile Sulfat stammt in erster Linie aus der Verwitterung von Karbonaten und Gipsen. Die Herauslösung aus Silikaten ist zwar möglich, aber in dem vorliegenden Fall keine relevante Quelle.

Nach MATTHESS (1990) beträgt der Eintrag durch den Niederschlag lediglich 15 mg/l. Unter bestimmten Bedingungen, zum Beispiel bei Anwesenheit gut auswaschbarer mikrobieller Stoffwechselprodukte, kommt es zum Eintrag in das Grundwasser. Wie die meisten anderen Ionen auch, kann Sulfat durch Kontamination aus Bauschutt (HÖLTING, 1990) in das Grundwasser eingetragen werden. Unbeeinflusste Wässer haben einen Sulfatgehalt von bis zu 30 mg/l.

Nach TRETTIN et al. (1999) findet man in Merseburg-Ost im obersten Grundwasserleiter eine starke, vorwiegend geogen bedingte Beschaffenheitsvariationen für Sulfat, wo 500 bis 3000 mg/l gemessen wurden. Wie Abbildung 19 und die Sulfatwerte Übersichtskarte (Abb. 20) zeigen, kommt Sulfat in den beprobten Wässern in stark unterschiedlichen Konzentrationen von 26,5 bis 9.435 mg/l SO_4^{2-} vor, was zum Teil geogen und zum Teil anthropogen aus Kippenmaterial in das Wasser eingetragen sein dürfte.

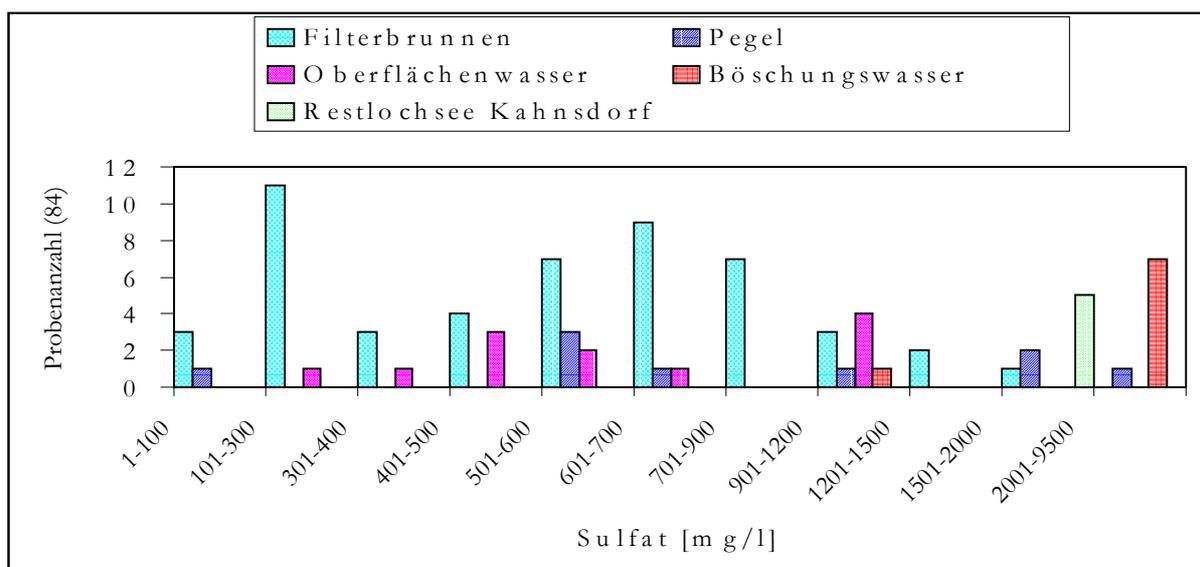


Abb. 19: Häufigkeitsverteilung der Sulfatkonzentration

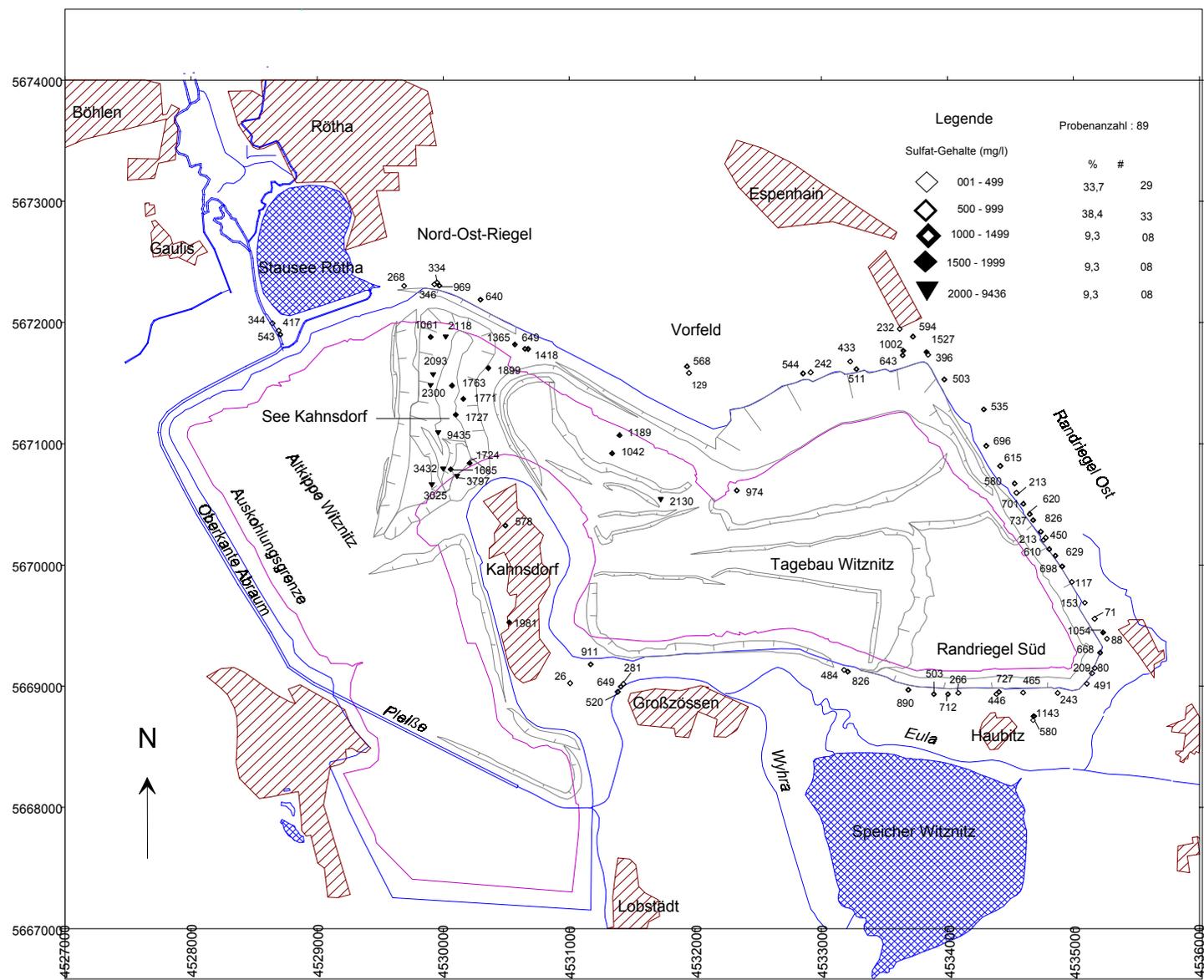


Abb. 20: Sulfat-Gehalts-Übersichtskarte - Namen der Meß- und Probenahmestellen sind dem Overlay zu entnehmen (Anlage 1)

Chlorid (Cl⁻)

Die Hauptquelle für Chlorid ist Meerwasser, in dem es als Salz gelöst in sehr hohen Konzentrationen vorliegt. Geogen wird Chlorid bei der Verwitterung von Silikaten und Karbonaten nur in sehr geringem Maße freigesetzt. Der Hauptanteil stammt aus der Lösung von Evaporiten oder aus der Verwitterung von Tonsteinen, an denen es sich anreichern kann.

Nach LIENIG (1979) ist Chlorid aufgrund der sehr guten Lösungseigenschaften vor allem seiner Alkali- und Erdalkalisalze in nahezu allen natürlichen Wässern vorhanden. Trotz seiner relativen Größe, vor allem im Vergleich zu den Kationen, wird das Chloridion in gut durchlässigen Gesteinen kaum zurückgehalten und aufgrund dieser Eigenschaft häufig als Tracer verwendet.

Nach MATTHESS (1990) sinken die Chloridgehalte im Regenwasser von mehreren Zehner mg/l im Meeresnähe auf wenige mg/l im Landesinneren. Der Autor dokumentiert für häusliche Abwässer Chloridgehalte von 20 bis 50 mg/l. Nach HÖLL (1979) weisen die verunreinigten Grundwässer immer erhöhte Chloridkonzentrationen auf, die im Regelfall zwischen 30 und 100 mg/l liegen und starke Verunreinigungen durch Abwasser können Konzentrationen von mehr als 200 mg/l erreichen.

Wie das Häufigkeitsdiagramm (Abbildung 21) und die Verteilungskarte (Abb. 22) zeigen, tritt Chlorid in der untersuchten Region in Konzentrationen von 4,16 bis 121,0 mg/l Cl⁻ auf.

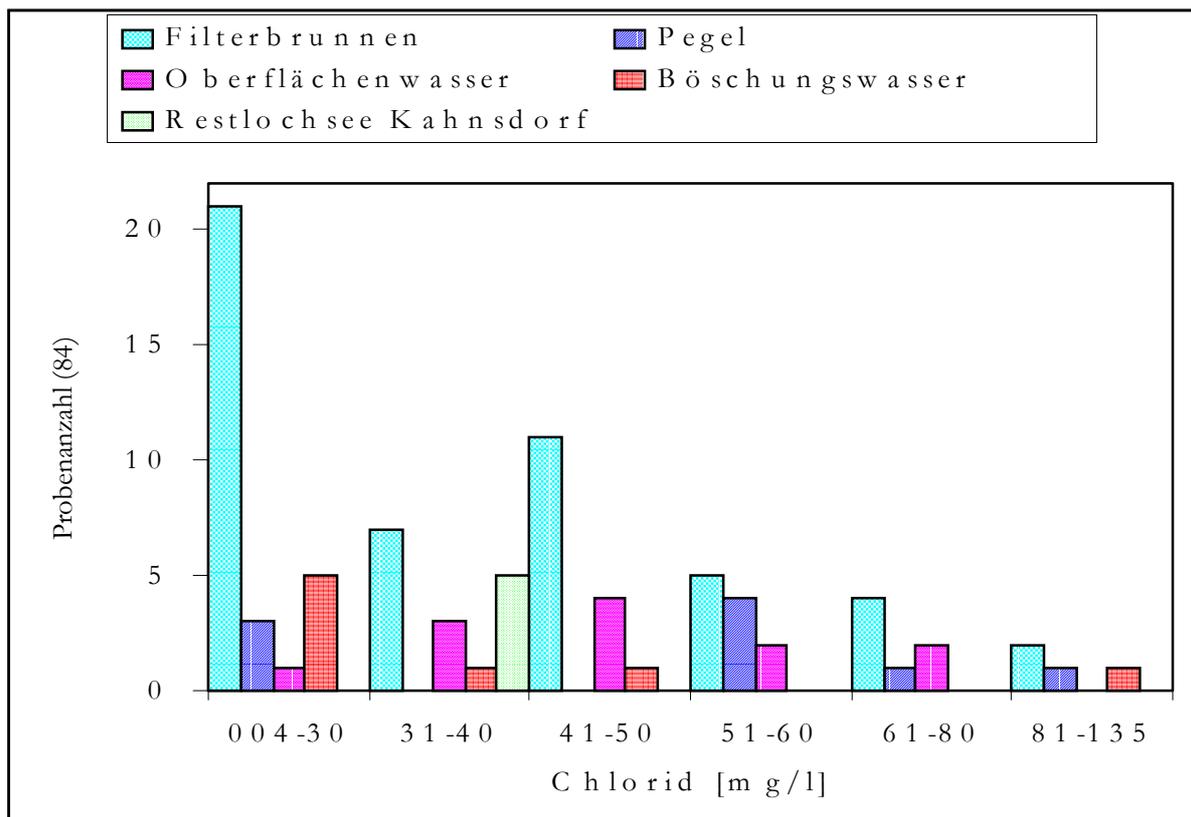


Abb. 21: Häufigkeitsverteilung der Chloridkonzentration

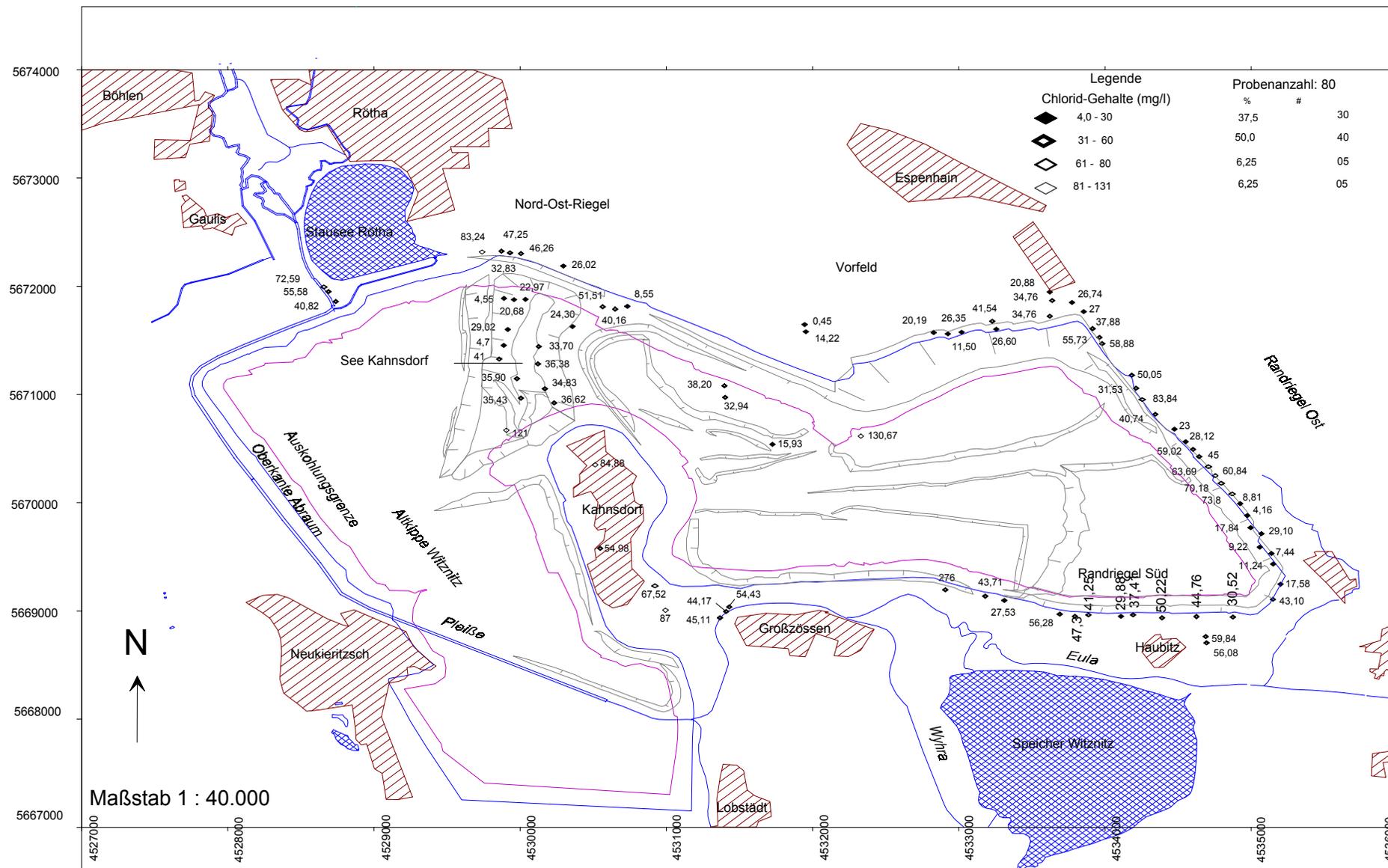


Abb. 22: Chlorid-Gehalts-Übersichtskarte - Namen der Meß- und Probenahmestellen sind dem Overlay zu entnehmen (Anlage 1)

Hydrogenkarbonat – HCO₃⁻ (Karbonathärte)

Nach GRÜTZMACHER (1994) tritt Kohlenstoff, in der unbelebten Natur, in Form von Kohlendioxid als Gas auf, welches im aquatischen Milieu mit undissozierter Kohlensäure (H₂CO₃), Hydrogencarbonat- (HCO₃⁻) und Karbonationen (CO₃²⁻) im Gleichgewicht steht. In natürlichen Wässern stellen das Hydrogencarbonation sowie die undissoziierte Kohlensäure den überwiegenden Anteil der Karbonatspezies dar, wobei mit abnehmendem pH-Wert die undissoziierte Kohlensäure an Bedeutung gewinnt.

Kohlendioxid wird mit dem Regen- und Sickerwasser aus der Atmosphäre und der Bodenluft in das Grundwasser eingetragen. Weiterhin entsteht es beim aeroben und anaeroben Abbau organischer Substanz sowie bei der Einwirkung von Säuren auf Karbonate und ihrer daraus resultierenden Auflösung. Mit den im Sediment enthaltenen, festen Karbonaten ist die Kohlensäure über das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht verbunden. Dieses legt für bestimmte Verhältnisse zwischen Hydrogenkarbonat- und Calciumionen entsprechende pH-Werte in der Lösung fest. Liegen die somit errechneten pH-Werte über den tatsächlich gemessenen, so herrscht kein Gleichgewichtszustand. Solche Wässer, die sogenannte „aggressive“ Kohlensäure enthalten, weisen kalklösende Eigenschaften auf (GRÜTZMACHER, 1994).

Nach MATTHESS (1990) sind im Regenwasser in der Regel weniger als 10 mg/l HCO₃⁻ (< 1° dH) enthalten, während die Konzentrationen im Grundwasser aufgrund der oben genannten Prozesse auf 50 bis 400 mg/l (2,3 bis 18,4 °dH) ansteigen.

Nach HÖLL (1979) können Grundwässer mit Karbonathärten von mehr als 25°dH (540 mg/l HCO₃⁻) als verschmutzt angesehen werden. Diese Erhöhung der Hydrogenkarbonatkonzentration ist vor allem auf die vermehrte Kalklösung durch die CO₂⁻ Produktion beim Abbau und bei der Fäulnis organischer Substanz zurückzuführen. So enthält häusliches Abwasser nach MATTHESS (1990) 60 bis 90m mg/l HCO₃⁻ (2,8 bis 4,1 °dH).

Abb. 23 und Abb. 24 zeigen, daß die gemessenen Hydrogenkarbonatkonzentrationen im Untersuchungsort 4,9 bis zu 523,4 mg/l erreichten haben.

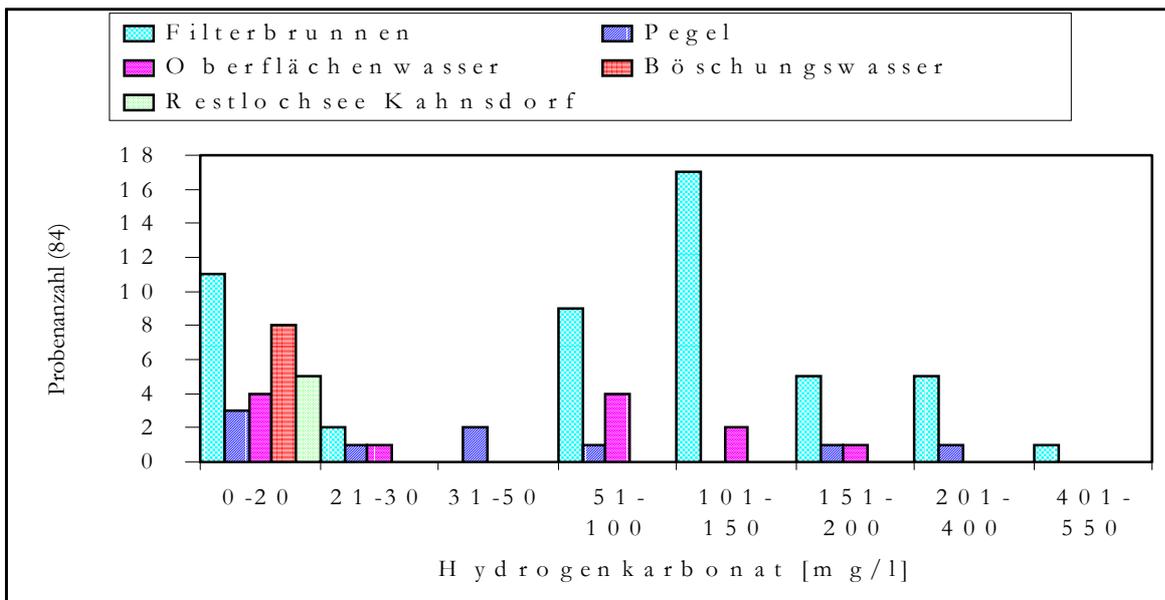


Abb. 23: Häufigkeitsverteilung der Hydrogenkarbonatkonzentration

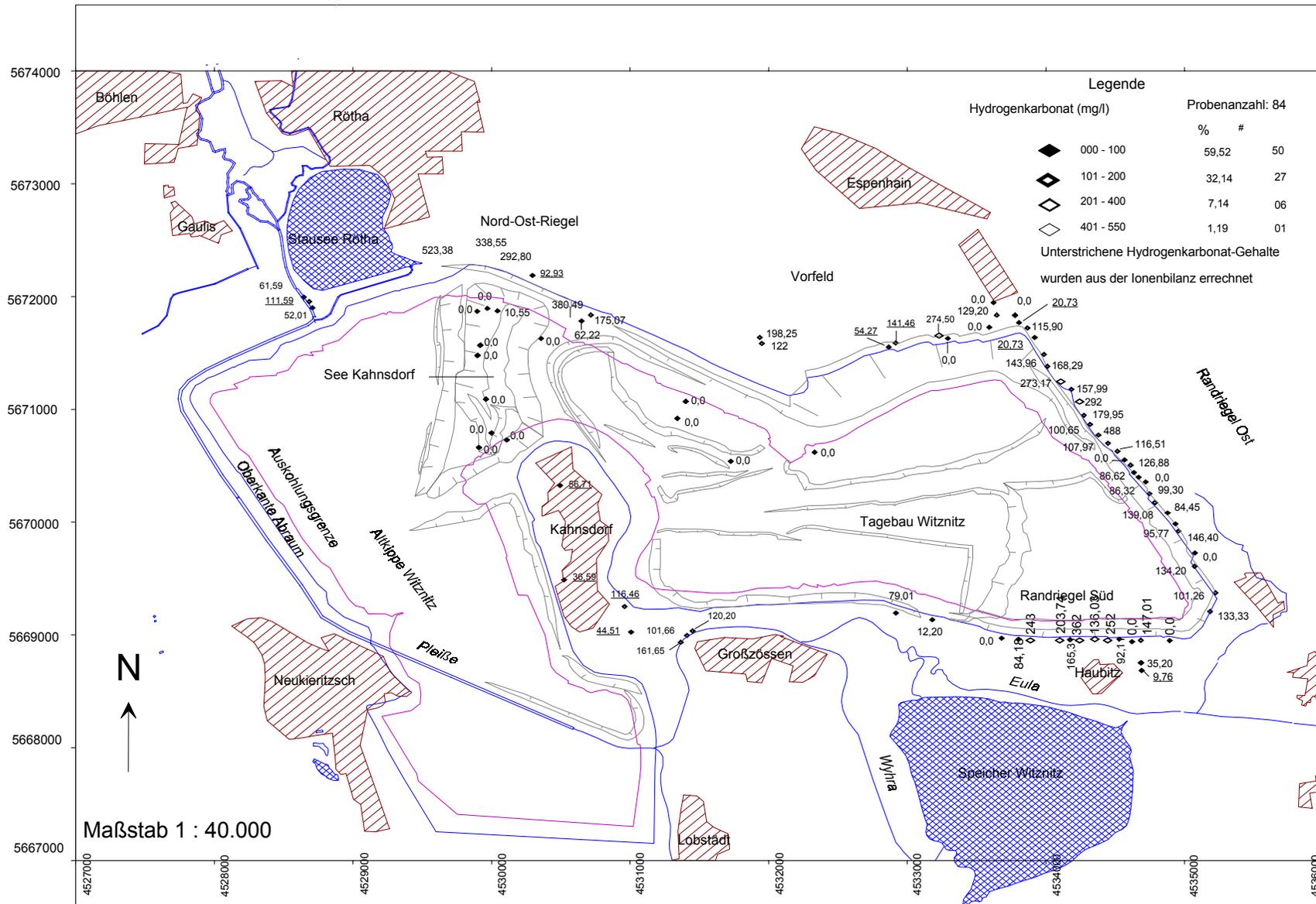


Abb. 24: Hydrogenkarbonat-Gehalts- Übersichtskarte - Namen der Meß- und Probenahmestellen sind dem Overlay zu entnehmen (Anlage 1)

Hauptkationen

Magnesium (Mg^{2+})

Magnesium tritt in aquatischen Systemen als der Begleiter des Kalziums auf. Aufgrund der geringeren geochemischen Häufigkeit von Magnesium beträgt das Verhältnis Calcium zu Magnesium ca. 4 bis 5 : 1 (LIENIG, 1979). Dolomit, der häufig gesteinsbildend in Erscheinung tritt, stellt das wichtigste magnesiumhaltige Mineral dar. Wie Calcium ist auch die Löslichkeit des Magnesiums über das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht bestimmt. Eine Erhöhung des Magnesiumgehaltes im Wasser kann durch Abwässer der Kali-Industrie verursacht sein (GRÜTZMACHER, 1994).

Nach AURAND et al. (1984) enthalten die Niederschläge in der Regel 0,1 bis einige mg/l

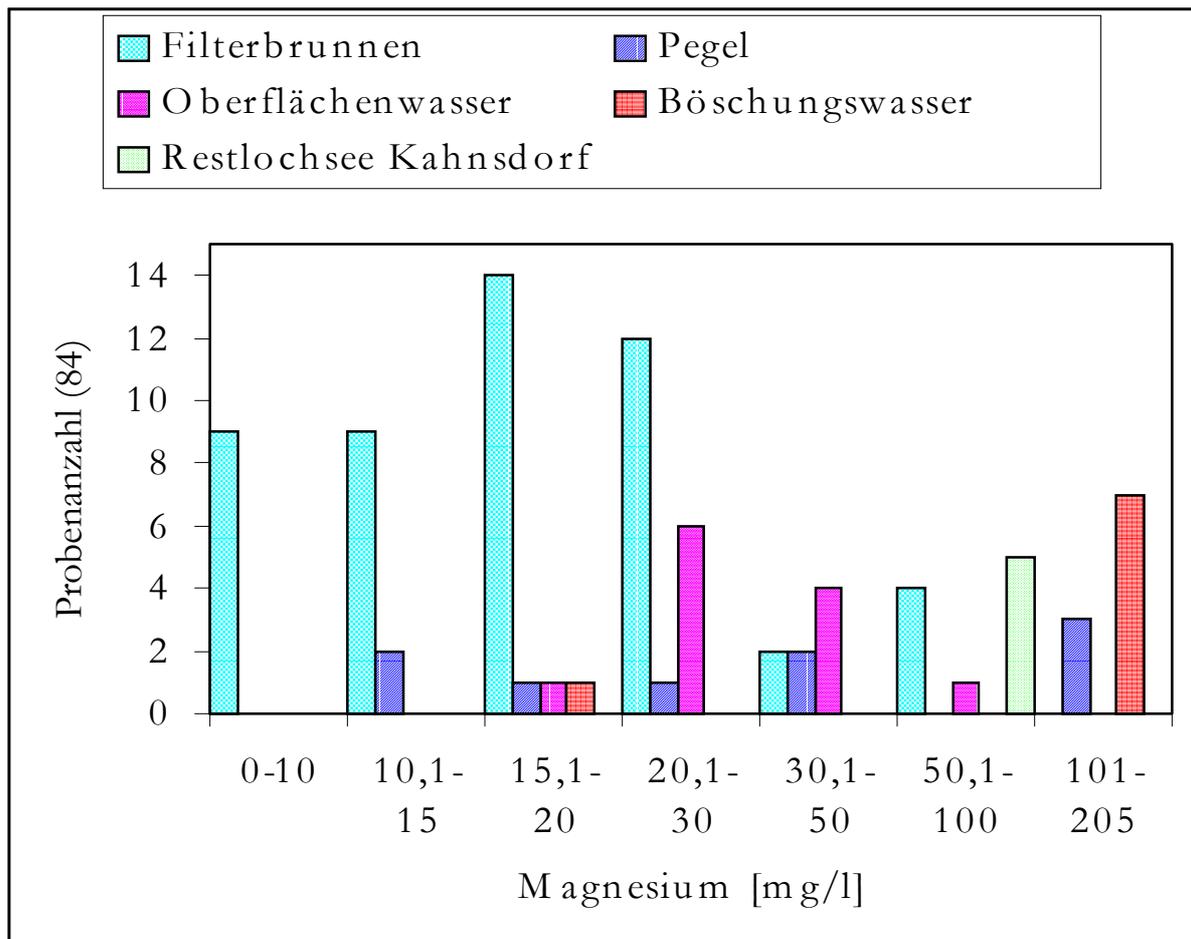


Abb. 25: Häufigkeitsverteilung der Magnesiumkonzentration

Magnesium, während im Berliner Grundwasser die Konzentrationen meist unter 20 mg/l liegen. Nach MATTHESS (1990) schwanken die Magnesiumgehalte im Abwasser zwischen 3 und 13 mg/l.

Die Trinkwasserverordnung (TVO, 1990) sieht einem Grenzwert für Magnesium von 50 mg/l vor. LIENIG (1979) gibt dagegen schon einen bitteren Geschmack für Wasser mit 43 mg/l Mg als $MgCl_2$ an. Wie Abb. 25 und Abb. 26 darstellen, variieren die Magnesiumgehalte ab 4,2 bis zu 203,8 mg/l im Untersuchungsort.

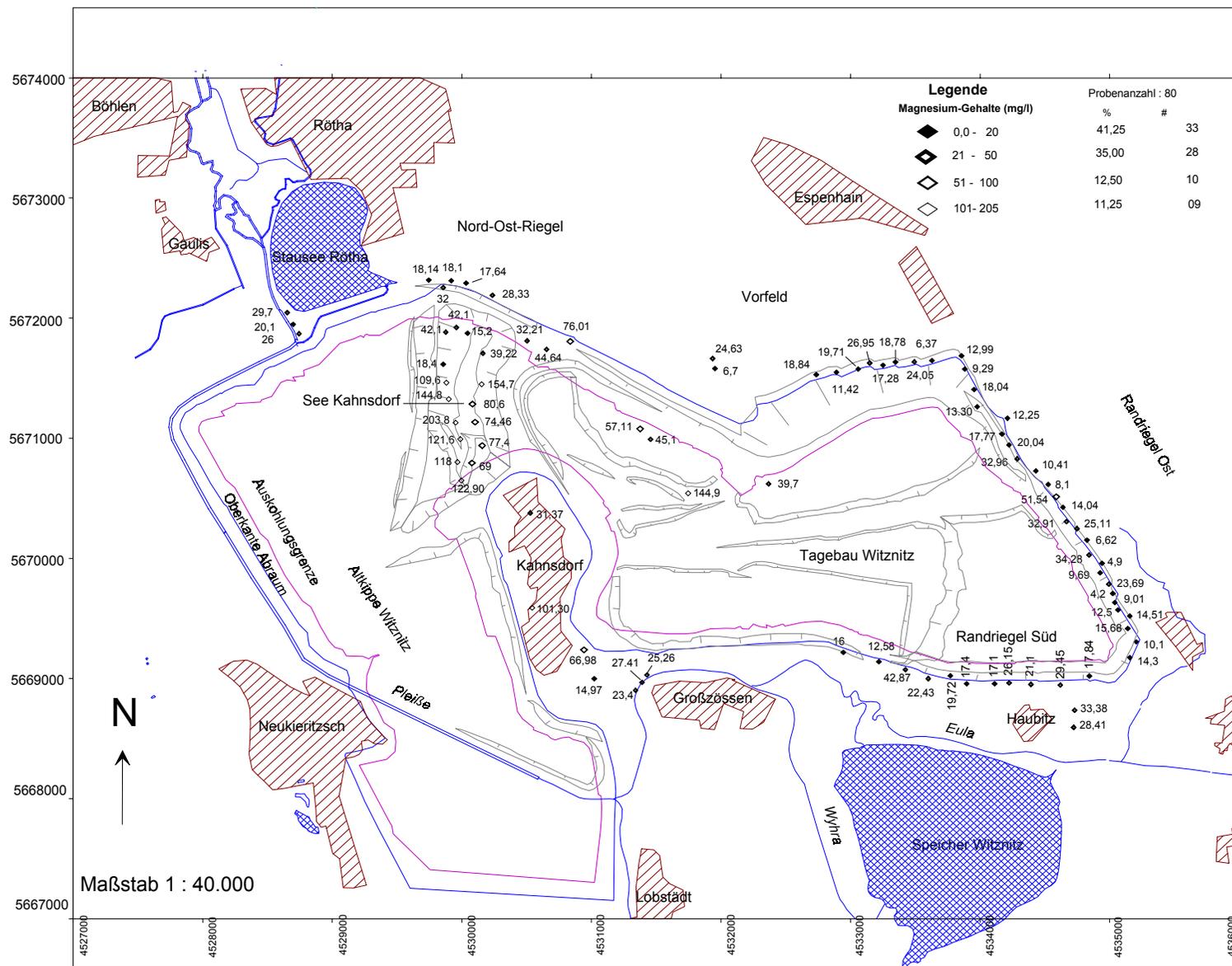


Abb. 26: Magnesium-Gehalte Übersichtskarte - Namen der Meß- und Probenahmestellen sind dem Overlay zu entnehmen (Anlage 1)

Kalzium (Ca^{2+})

Das zweiwertige Kation des Kalziums ist in nahezu allen aquatischen Systemen vorhanden und stellt im süßen Grundwasser das häufigste Kation. Der Kalziumgehalt des Grundwassers ist in dem häufigem Auftreten von Karbonatgesteinen in Form von Kalk oder Dolomit in der Lithosphäre begründet. Unter Einwirkung der Kohlensäure, die im Gleichgewicht mit dem Kohlendioxid der Atmosphäre steht, werden die Karbonate unter Bildung von Hydrogenkarbonat und Kalzium – bzw. Magnesiumionen gelöst. Dieser Prozess wird durch das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht bestimmt. Neben geogenen Quellen kann Kalzium im Grundwasser auch durch die Auswaschung von Düngemitteln oder sonstigen anthropogenen Verunreinigungen vorkommen (MATTESS, 1990).

Nach LIENIG (1979) ist Kalzium als biophiles Element in der Knochensubstanz von Mensch und Tier enthalten und wird vom Mensch als Nährstoff benötigt. Nach MATTHESS (1990) sind im Regenwasser in der Regel zwischen 0,8 und mehreren mg/l Kalzium enthalten. Das Grundwasser silikatischer Gesteine enthält normalerweise deutlich weniger als 100 mg/l. Bei der Anwesenheit von karbonatischen Substraten in der gesättigten oder ungesättigten Zone liegt die Kalziumkonzentration bei 100 mg/l.

Wie Abbildung 27 und die Verteilungskarte (Abb. 28) zeigen, kommt Kalzium in Konzentrationen von 10,1 bis 613,5 mg/l Ca^{2+} in den Wässern des Untersuchungsgebietes vor.

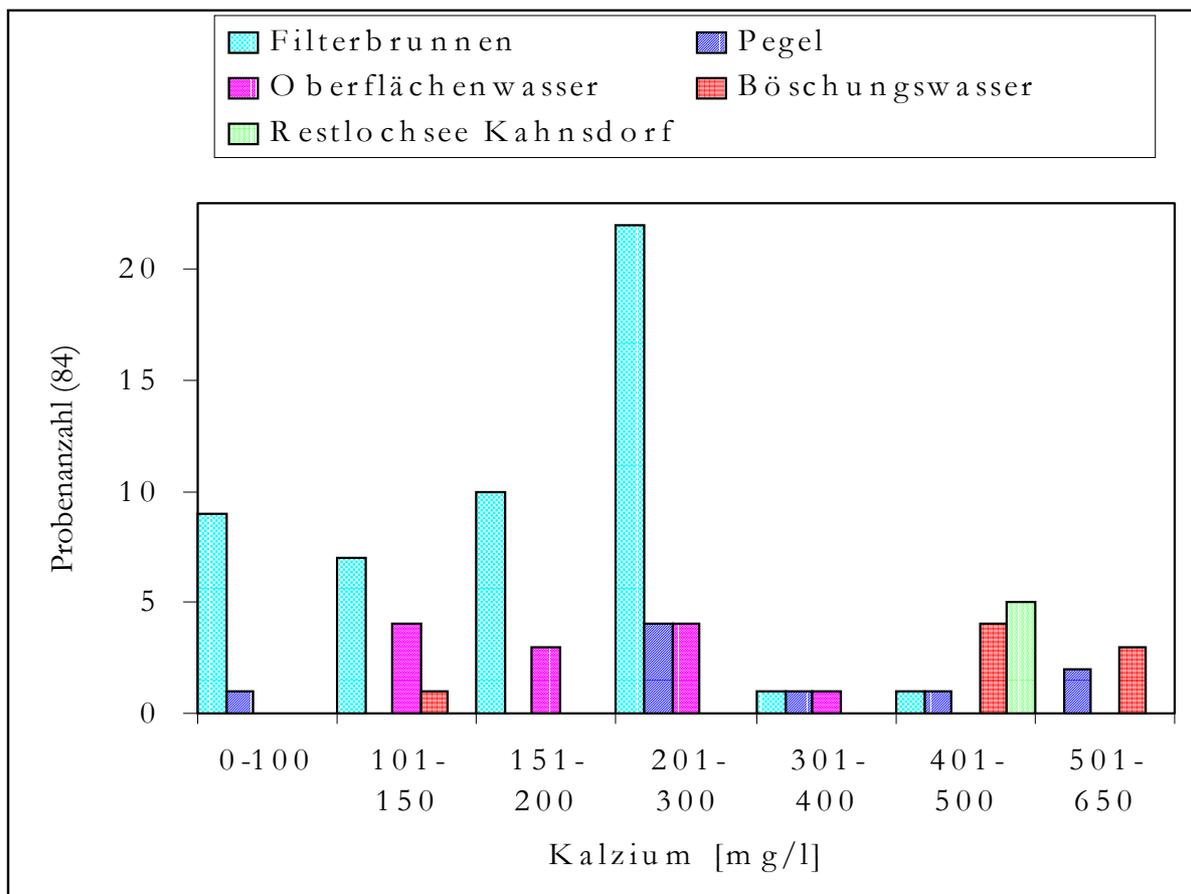


Abb. 27: Häufigkeitsverteilung der Kalzium Konzentration

4 Meßergebnisse

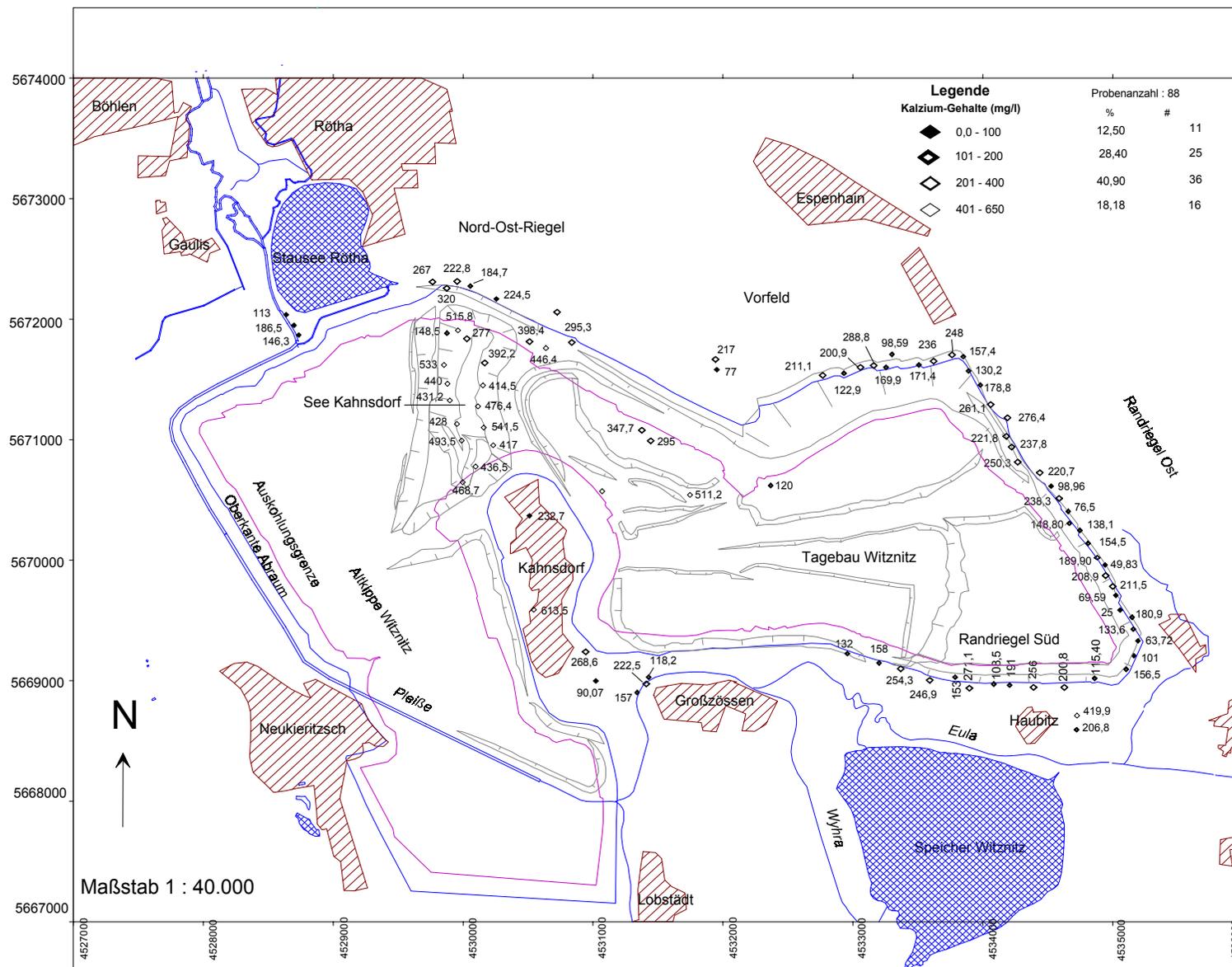


Abb. 28: Kalzium-Gehalts-Übersichtskarte - Namen der Meß- und Probenahmestellen sind dem Overlay zu entnehmen (Anlage 1)

Kalium (K⁺)

Obwohl Kalium innerhalb der Lithosphäre ähnlich häufig auftritt wie Natrium und ebenfalls sehr gut lösliche Salze bildet, liegen seine Konzentrationen in natürlichen aquatischen Systemen erheblich niedriger. Dies liegt an der geringeren Mobilität von Kalium, die im wesentlichen davon beeinflusst wird, dass das Ion leicht adsorbiert wird im größtenteils an Tonen aber auch anderen sorptionsfähigen Mineralien. Weiterhin ist Kalium ein biophiles Element, das durch die Vegetation dem Wasserkreislauf entzogen wird. Nach dem Absterben der Pflanzen kommt es jedoch wieder zu einer Auswaschung in das aquatische System. Erhöhte Kaliumgehalte im Grundwasser lassen auf eine Lösung aus Düngemitteln in landwirtschaftlich genutzten Gebieten oder auf andere anthropogene Verunreinigungen schließen.

Nach MATTHESS (1990) enthält das Regenwasser in der Regel 0,1 bis mehrere mg/l Kalium. Nach HÖLL (1979) liegen die Kaliumkonzentrationen im Grundwasser normalerweise um ein bis zwei mg/l. Höhere Gehalte sind auf einen besonderen geogenen oder anthropogenen Eintrag zurückzuführen. Überschreiten die Kaliumgehalte die des Natriums, so besteht der Verdacht von Verunreinigungen durch Fäkalien oder Überdüngung.

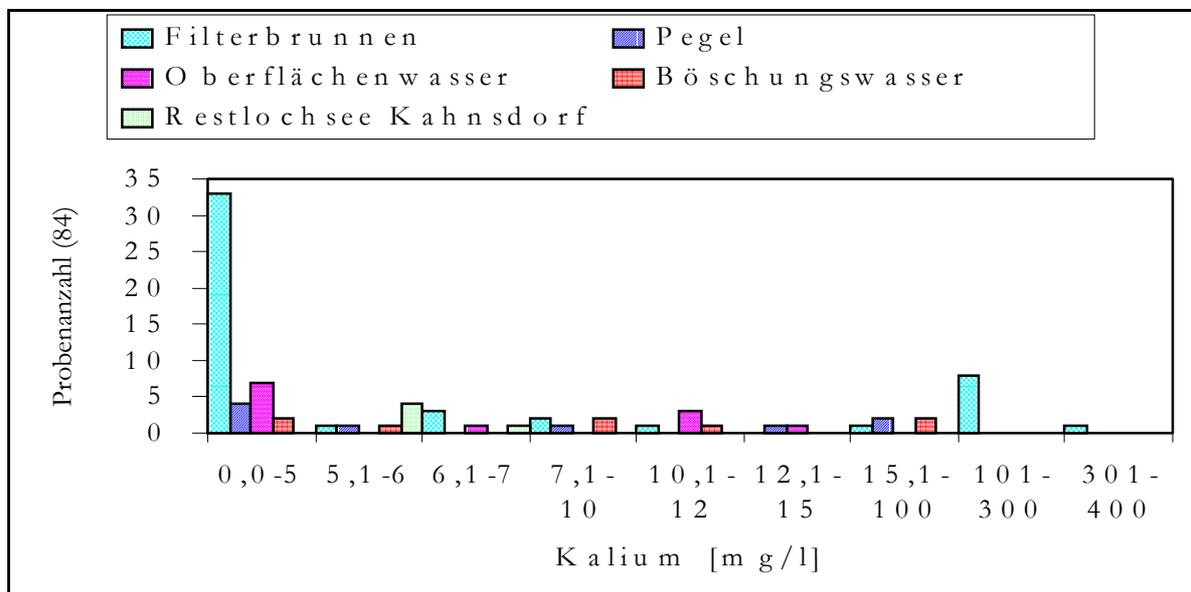


Abb. 29: Häufigkeitsverteilung der Kaliumkonzentration (mg/l)

Wie Abb. 29 oben und Abb. 30 zeigen, tritt eine Kalium Konzentration in den beprobten Wässern von 1,1 bis 396,2 mg/l auf.

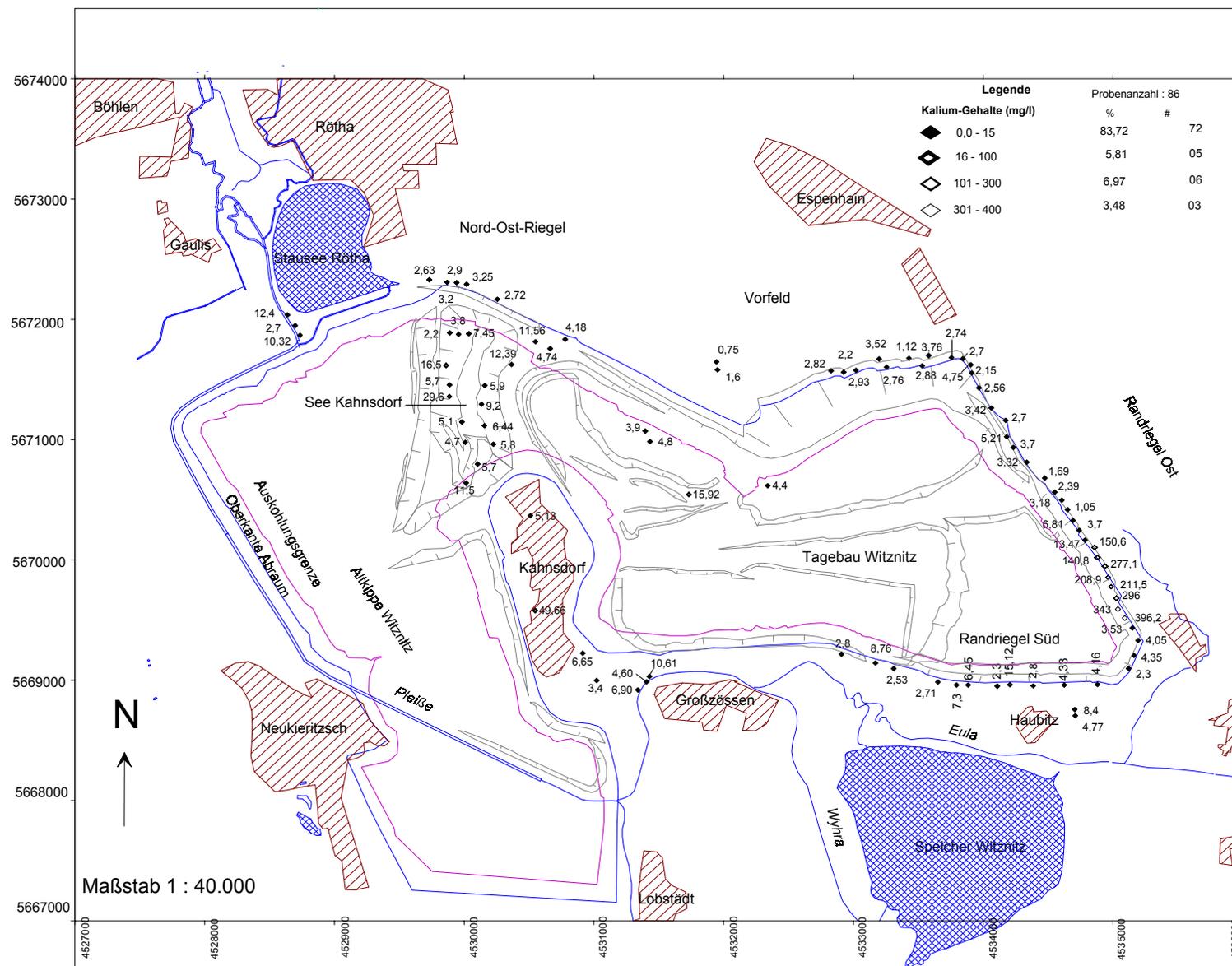


Abb. 30: Kalium-Gehalts-Übersichtskarte - Namen der Meß- und Probenahmestellen sind dem Overlay zu entnehmen (Anlage 1)

Natrium (Na⁺)

Nach MATTHESS (1990) ist Natrium als Hauptkation in nahezu allen aquatischen Systemen aufgrund der hohen Löslichkeit seiner Salze, vorhanden. Darüber hinaus bestehen nur begrenzte Möglichkeiten der Sorption an Tonmineralen oder anderen Sorbenten. Im Form von Evaporiten oder salzhaltigen Sedimenten ist Natrium oft primär im Untergrund vorhanden. Sekundär erfolgt der Eintrag in das Grundwasser über den Niederschlag, der im Landesinneren in einer Größenordnung von 0,2 bis mehrere mg/l Natriumionen enthält.

Natrium ist als bevorzugter Bindungspartner von Chlorid und ist im Salz (NaCl) integraler Bestandteil der hochkonzentrierten Wässer und wird in beschränktem Maße auch bei der Gipsausfällung ausgeschieden. LIENIG (1979) dokumentiert Geschmacksbeeinträchtigungen ab etwa 50 mg/l Natrium im Wasser als NaNO₃.

Wie Abbildung 31 und die Natriumverteilungskarte (Abb. 32) zeigen, liegen im Untersuchungsgebiet die Natriumgehalte zwischen 1,0 und 60,5mg/l Na⁺ und sind damit nicht besonders hoch. Die höheren Gehalte in den Filterbrunnen, deuten auf evaporitische Lagen im Untergrund hin.

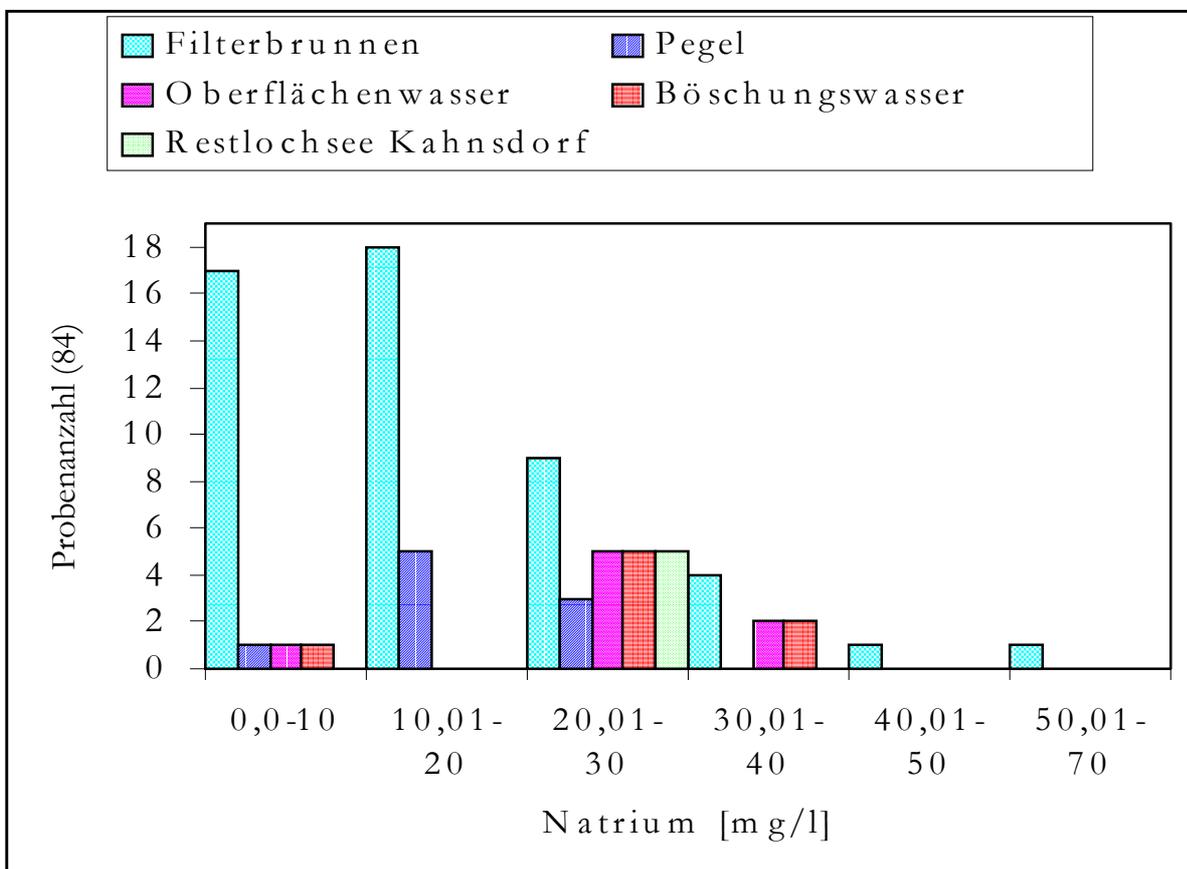


Abb. 31: Häufigkeitsverteilung der Natriumgehalte

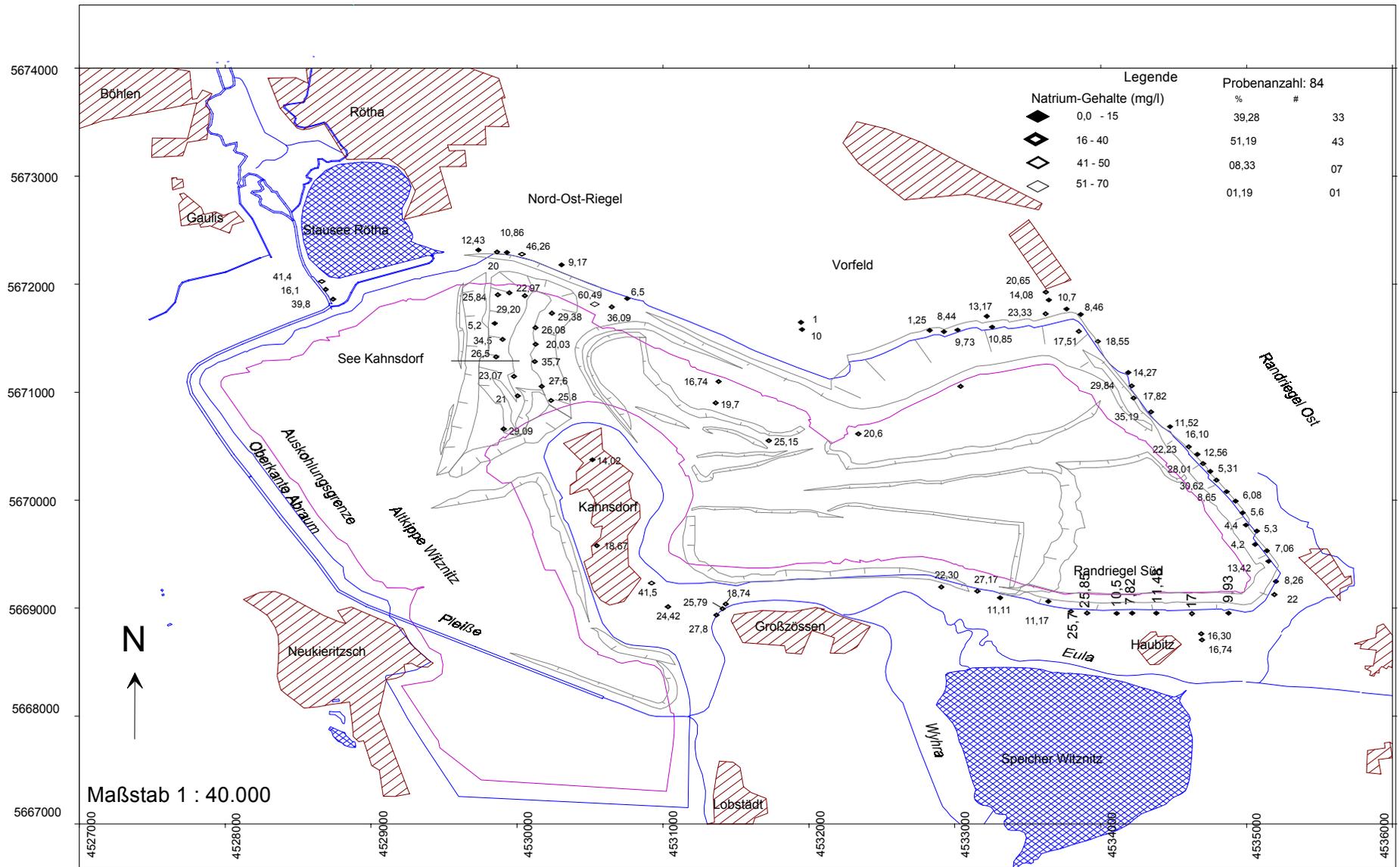


Abb.32: Natrium-Gehalts-Übersichtskarte - Namen der Meß- und Probenahmestellen sind dem Overlay zu entnehmen (Anlage 1)

Mangan (Mn^{2+})

Mangan ist in Sedimenten und Böden in Form von Mn^{2+} , Mn^{3+} und Mn^{4+} -Oxiden und Manganhydroxiden, sowie als Mangankarbonat verbreitet und stellt neben Eisen das am weitesten verbreitete Schwermetall dar. Häufig sind deren zweiwertige Ionen im Wasser nebeneinander anzutreffen, wobei die Mangankonzentration im allgemein niedriger ist als die des Eisens. Dies ist wohl auf die geringere geochemische Beweglichkeit des Mangans zurückzuführen. Bei $pH < 7$ ist das Mn^{2+} -Ion vorherrschend. Bei höheren pH-Werten überwiegt der Hydroxidkomplexe $MnOH^+$ ($pH < 10,5$) und bei $pH \geq 12$ die anionischen Formen (z.B. $Mn(OH)_5^-$). Bei der Oxidation der Mn^{2+} -Ionen ist nicht der Sauerstoffgehalt der wässrigen Phase der ausschlaggebende Faktor, sondern der pH Wert. In den meisten Grundwässern ist Mangan nur in Spuren enthalten, auch unter reduzierenden Verhältnissen sind Mangangehalte über 1mg/l verhältnismäßig selten (MATTHEß, 1990).

Wie Abbildung 33 und die Verteilungskarte (Abb. 34) zeigen, werden die Mangankonzentrationen im Untersuchungsgebiet zwischen der Nachweisgrenze von $\leq 0,1\text{ mg/l}$ und $9,46\text{ mg/l Mn}$ analysiert.

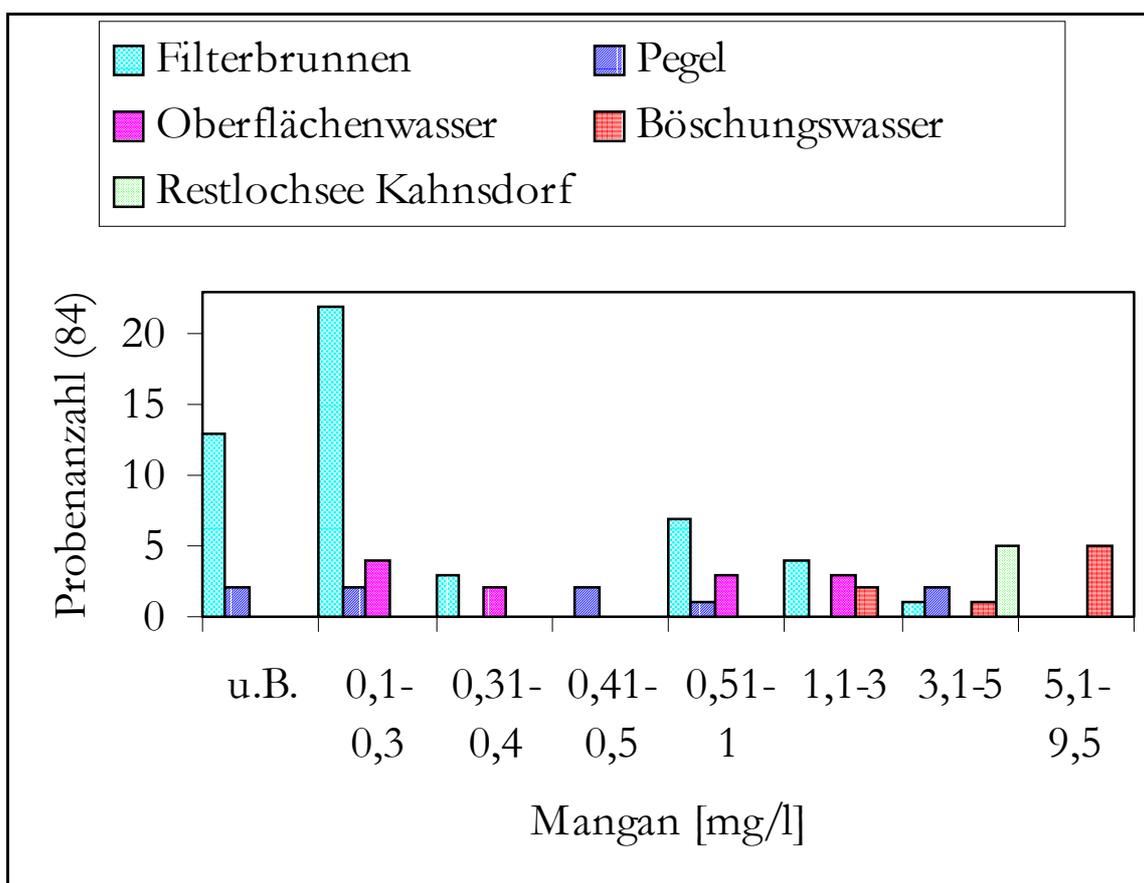


Abb. 33: Häufigkeitsverteilung der Mangankonzentrationen (mg/l)

4 Meßergebnisse

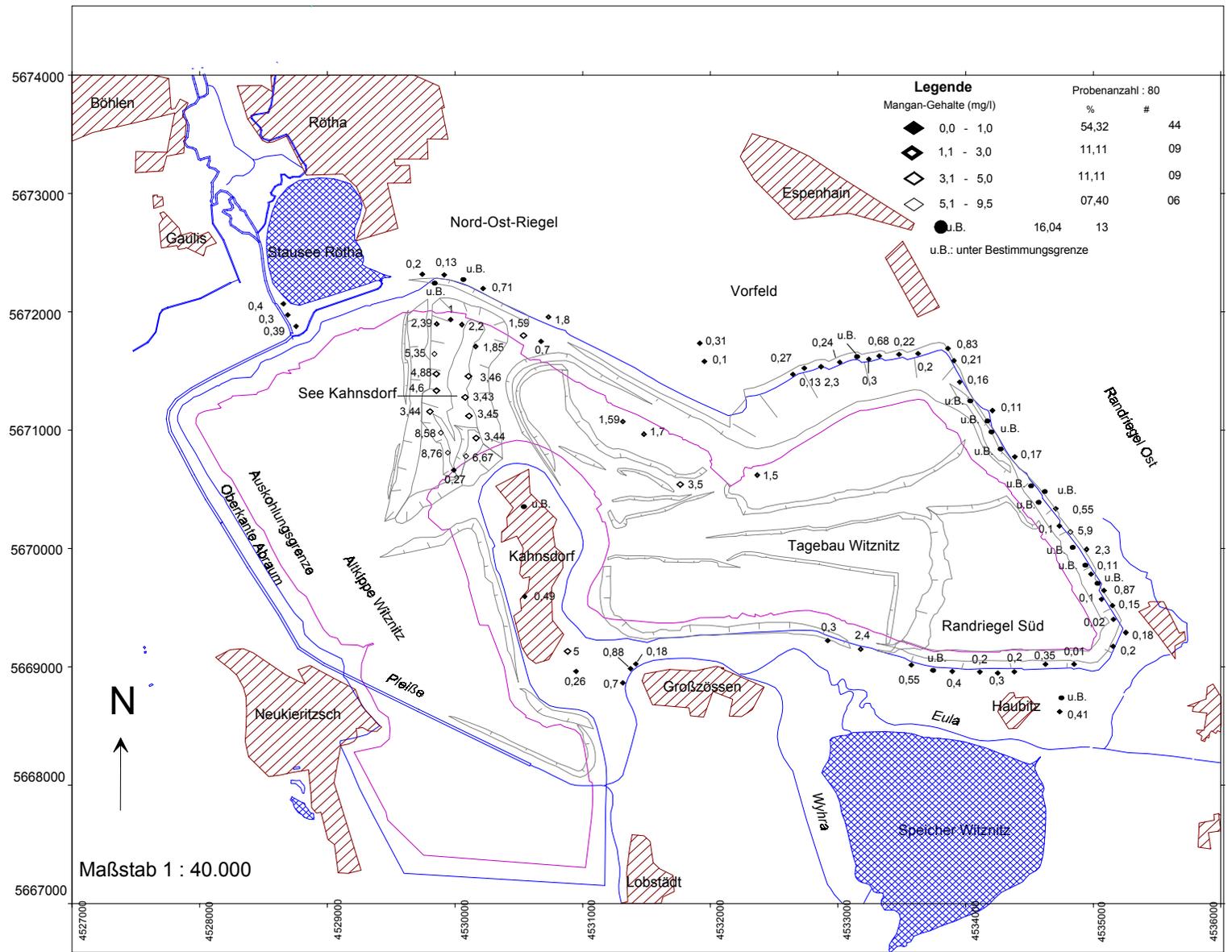


Abb. 34: Mangan-Gehalts-Übersichtskarte - Namen der Meß- und Probenahmestellen sind dem Overlay zu entnehmen (Anlage 1)

4.1.2.2 Nährstoffe

Phosphat (PO_4^{3-})

Phosphor tritt in aquatischen Systemen in Form von organisch gebundenem Phosphor als Bestandteil von Mikroorganismen oder als gelöstes Phosphat auf. In Lösung finden sich dabei folgende Ionen: PO_4^{3-} , $\text{H}_2\text{PO}_4^{2-}$, H_2PO_4^- , $\text{H}_3\text{PO}_4(\text{aq})$. In der Regel ist das Auftreten von Phosphat in natürlichen Gewässern auf die Ionen HPO_4^{2-} und H_2PO_4^- beschränkt. Da diese Ionen vor allem mit Eisen und Aluminium schwerlösliche Verbindung bilden, liegen Phosphatgehalte in unbeeinflussten Grundwässern im Bereich von wenigen Zehntel mg/l (LIENIG, 1979).

Phosphate gelangen durch Düngemittel sowie durch feste und flüssige Abfallstoffe in das Grundwasser. Der Mensch scheidet 4,5 g Phosphat pro Tag aus (LIENIG, 1979). Nach HÖLL (1979) gelangten weiterhin seit den dreißiger Jahren Phosphat in Form des Natriumpoly-phosphats über Waschmittel in die häuslichen Abwässer. Phosphat gilt als der sicherste Indikator bei Fäkalverunreinigungen. Ausnahme bilden Grundwässer aus Moorgegenden oder aus Bereichen, in denen mit Phosphatdüngern gewirtschaftet wird. Da Braunkohle aus Moor gebildet wird, bestehen entsprechende Verbindungen auch in den hier bearbeiteten Sedimenten

Nach MATTHESS(1990) enthalten häuslichen Abwasser 20 bis 40 mg/l Phosphat. Eine Beanstandung von Wasser ist in Verbindung mit anderen Verschmutzungsindikatoren bei Konzentrationen von mehr als 0,1 mg/l gegeben (HÖLL, 1979). Eine Schädigung der Gesundheit ist dagegen nach LIENIG (1979) erst ab ca. 9,5 mg/l zu erwarten.

Eine Phosphatkonzentration tritt in der untersuchten Region von 0,03 bis 0,19 mg/l auf (Abb. 36).

Ammonium (NH_4^+)

Die Oxidationsstufe des Stickstoffs im Ammoniumion ist dreifach positiv und somit die geringst mögliche. Ammonium stellt das Endprodukt des menschlichen und tierischen N-Stoffwechsels dar und ist ein Anzeiger für Verunreinigungen durch Fäkalien. Weiterhin kann Ammonium durch die Reduktion von Nitrat entstehen. Ammoniumsalze sind zwar sehr gut löslich, doch werden sie stark an der Bondensubstanz adsorbiert. Aus diesem Grund und weil bei Anwesenheit von Sauerstoff eine sofortige Oxidation zu Nitrat erfolgt, liegen natürliche Ammoniumgehalte in der Regel unter 0,1 mg/l und Regenwasser kann 0,01 bis 0,1 mg/l Ammonium enthalten (MATTHESS, 1990), während in verunreinigten Wässern Gehalte von bis zu 1000 mg/l auftreten können (HÖLL, 1979).

Das untersuchte Wasser kommt in weiten Teilen im Untersuchungsort aus einem reduzierenden Milieu und kann bei schlecht inkohlter Braunkohle in Verbindung mit Wasser durchaus in größerer Menge vorkommen, da eine Durchlüftung und damit eine Oxidation nicht gegeben ist. In den pleistozänen Ablagerungen sind Torfmudden enthalten aus denen ebenfalls Ammoniumionen freigesetzt werden können. Ammonium kommtz in den untersuchten Wässern zwischen 1,38 und 25 mg/l vor (Abb. 36).

Nitrit (NO_2^-)

Nitrit kommt in der Natur als Zwischenprodukt bei der Denitrifikation und Nitrifikation vor. In der Regel liegen die Gehalte dieses Ions im Spurenbereich, also deutlicher weniger als 0,1 mg/l. Zusammen mit Ammonium gilt Nitrit als wichtigstes Anzeichen für Verunreinigungen durch Fäkalien. Nitrit kann jedoch aus oben genannten Gründen auch bei verunreinigten Wässern vorkommen oder wenn organische Substanz unter anaeroben Bedingungen zersetzt wird.

Im Zusammenwirken mit sekundären Aminen können sich aus Nitrit Nitrosamine bilden, deren kanzerogene Wirkung nachgewiesen ist (MATTHESS, 1990).

Die Nitritkonzentration variiert im Untersuchungsort zwischen 1 bis 11 mg/l, was Folge der reduzierenden Bedingungen und des Abbaus der organischen Ablagerungen ist (Abb. 36).

Nitrat (NO_3^-)

Nitrat stellt den häufigsten Vertreter der Stickstoffspezies im aquatischen System dar. In geringen Mengen (5 bis 10 mg/l) ist es in nahezu allen Wässern vorhanden. Als Endprodukt des biologischen Abbaus von organischen N-Verbindungen gilt der Nitratgehalt als Anzeichen für die Belastung des Untergrundes, ebenso es das Ausgangsprodukt der Denitrifikation darstellt (HÖLL, 1979).

Im Regenwasser sind zwischen 0,3 und 2,5 mg/l Nitrat enthalten. In Meeresnähe oder in Industrieregionen können diese Werte erheblich überschritten werden und 80% aller für Trinkwasserzwecke in der Bundesrepublik Deutschland geförderten Grundwässer weisen nach MATTHESS (1990) Konzentrationen von weniger als 20 mg/l auf.

Wie Abbildungen 35 und 36 zeigen, liegen die Nitrat Konzentration im Untersuchungsort im Wasser zwischen 0,1 bis 25,9 mg/l.

Da Phosphatkonzentrationen nur in sieben Proben festgestellt wurde, Nitrit in fünf und Ammonium ebenfalls in sieben, wurde ein Häufigkeitsverteilungsdiagramm nur von Nitrat erstellt, das in 19 Proben nachgewiesen wurde.

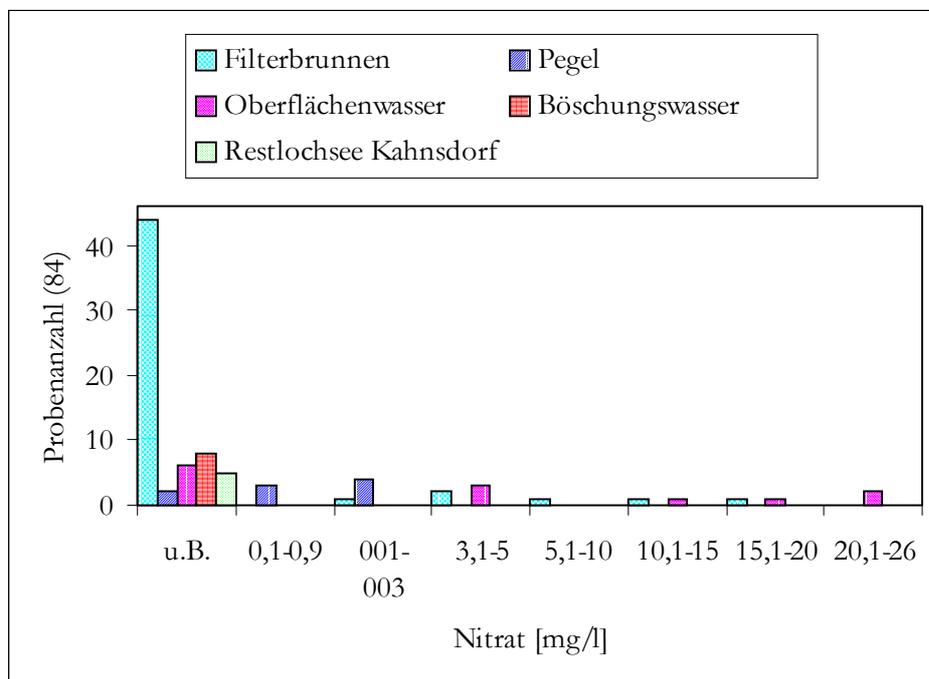


Abb. 35: Häufigkeitsverteilung des Nitratgehaltes

4 Meßergebnisse

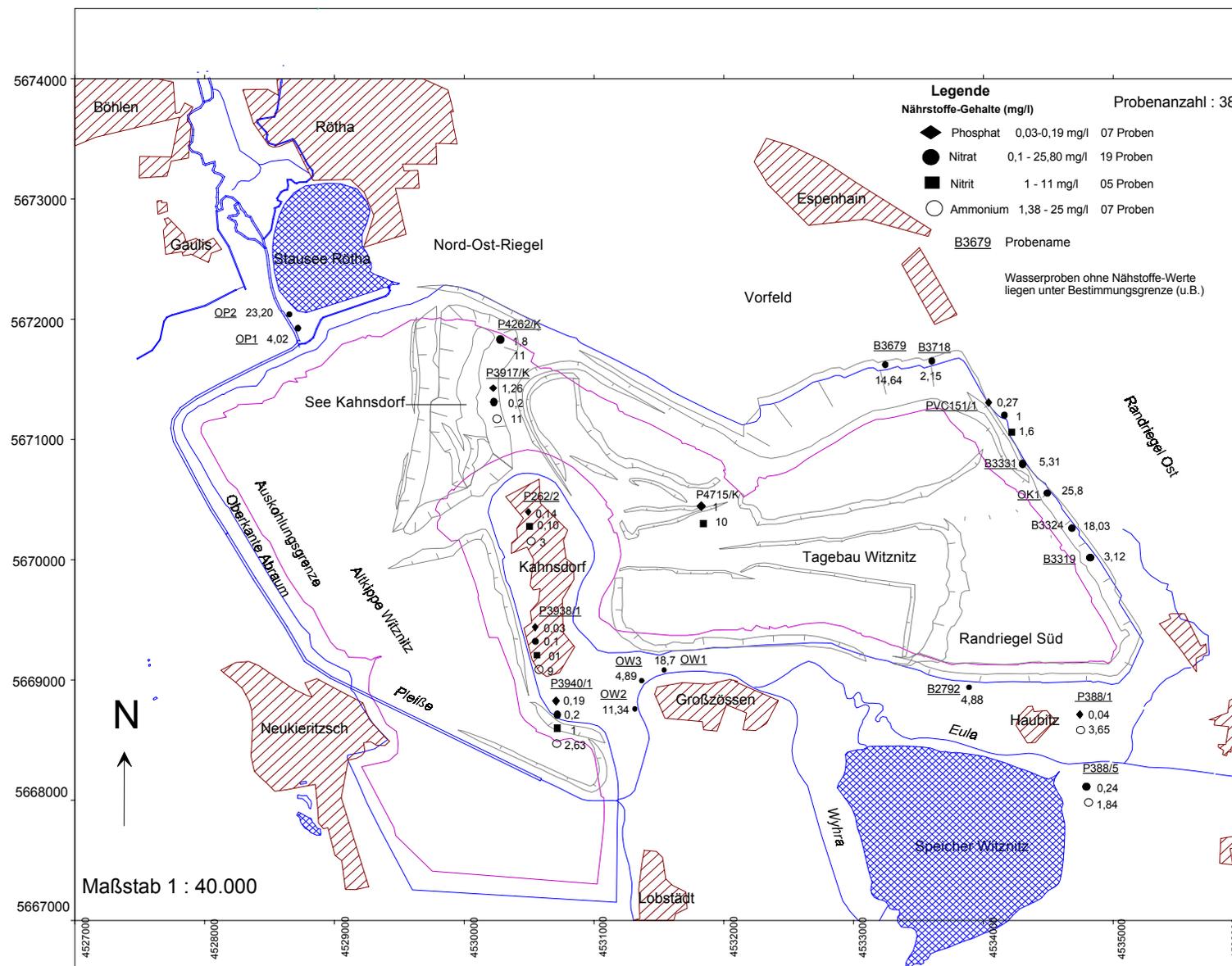


Abb. 36: Nährstoff-Gehalts-Übersichtskarte - Namen der Meß- und Probenahmestellen sind dem Overlay zu entnehmen (Anlage 1)

4.1.2.3 Konzentrationen der Spurenelemente und des Eisens

Das Auftreten bzw. die Konzentrationen des bestimmten Spurenelements (As) und der Schwermetalle, die ebenfalls nur in Spuren vorkommen, in diesem Fall Cd, Co, Cr, Cu, Ni und Zn, steht in engem Zusammenhang mit der Herkunft der Wässer. **Zink** tritt von allen Spurenmetallen am häufigsten auf. In den Filterbrunnenwässern konnte es meistens nachgewiesen werden (0,02 bis 0,95 mg/l Zn), in den Pegelwässern liegen die Gehalte zwischen 0,02 und 6,2 mg/l Zn, in den Vorflutern lagen die höchsten Konzentration bei 0,08 mg/l Zn. Erhöhte Zinkkonzentrationen weisen die Oberflächenwässer im Tagebau auf. Zink wurde in den Wässern der Wasserhaltung mit Gehalten zwischen 0,22 und 0,34 mg/l Zn, in den Hangaustrittwässern mit 0,13 bis 2,38 mg/l Zn und im See Kahnsdorf mit 0,77 bis 1,07 mg/l Zn nachgewiesen (Abb. 37 und 39).

Nickel wurde in 14 Filterbrunnenwässern und drei Pegelwässern bestimmt. Die Konzentrationen lagen zwischen 0,01 und 0,30 mg/l Ni (Abb. 38 und 40). Durchgängig tritt Nickel in allen im Tagebau angetroffenen Wässern auf, wobei die Gehalte zwischen 0,1 und 0,78 mg/l variieren. Nach MERKEL & SPERLING (1998) ist Nickel in der Erdkruste zu ca. 0,015% vertreten. Aus der Zusammensetzung von Eisenmeteoriten, die durchschnittlich 8-9% Ni enthalten, schließt man auf größere Nickelmengen im Erdinnern. Nach HORN & ADAMS (1996) in: MERKEL & SPERLING (1998) sind die Anteile von Nickel an der mittleren Zusammensetzung von Magmatiten, Sandsteinen, Tongesteinen und Karbonatgesteinen 94, 2,6, 29 und 13 mg/kg.

Wie Abb. 40 zeigt, wurde **Arsen** nur in vier Proben nachgewiesen. Drei Brunnenwässer weisen 0,02 bis 0,03 mg/l As auf, desweiteren wurde Arsen in einem Hangaustrittswasser mit 0,15 mg/l As bestimmt. Bei WOOLSON (1983) in: MERKEL & SPERLING (1998) werden für Kohlen Arsengehalte zwischen 0 und 2000 mg/kg und ein Mittelwert von 13 mg/kg angegeben. In Rohöl sind dagegen im Mittel nur 0,134 mg/kg Arsen enthalten (PIVER, 1979, in: MERKEL & SPERLING, 1998).

Cadmium wurde in zwei Filterbrunnenwässern, einem Wasserhaltungswasser und einem Hangaustrittswasser jeweils mit Gehalten von 0,01 mg/l Cd nachgewiesen (Abb. 41). In der Erdkruste ist Cadmium nur zu ca. 3×10^{-5} % vertreten und gehört somit zu den seltenen Metallen. Cadmium tritt nur in Verbindungen auf. In eignen Fällen ersetzt es andere Elemente in ihren Mineralen, vor allem Zink (MERKEL & SPERLING, 1998).

Kobalt wurde ebenfalls in drei Proben aus Filterbrunnen mit Konzentrationen von 0,25 bis 0,27 mg/l analysiert. Eine Probe aus dem See Kahnsdorf weist einen Kobaltgehalt von 0,12 mg/l auf. Kobalt steht in der Häufigkeitsliste der Elemente in der Erdkruste mit durchschnittlich 20 mg/kg (FALBE & REGITZ, 1992, in MERKEL & SPERLING, 1998). Kobalt tritt fast immer gemeinsam mit Nickel auf (Abb. 41).

Häufiger in Erscheinung tritt **Chrom**. Die Gehalte lagen in vier Filterbrunnenwässern zwischen 0,05 und 0,15 mg/l und in einem Pegel bei 0,05 mg/l. In allen Hangaustrittwässern tritt Chrom in Konzentrationen von 0,05 bis 0,15 mg/l auf, im See Kahnsdorf bis auf eine Ausnahme ($<0,005$ mg/l Cr) in Gehalten von 0,005 mg/l (Abb. 41). Chrom tritt in der Natur fast ausschließlich in Verbindung auf. Spuren metallischen Chroms wurden nur in Meteoriten nachgewiesen. Der Chromgehalt der Erdkruste beträgt schätzungsweise 0,02% (MERKEL & SPERLING, 1998).

Kupfer konnte nur in den Hangaustrittwässern (0,06 bis 0,30 mg/l Cu) und im See Kahnsdorf (0,20 bis 0,86 mg/l Cu) nachgewiesen werden (Abb. 41). Der Kupfer-Anteil im oberen Teil der festen Erdkruste beträgt 0,007% und nach HORN & ADAMS (1996) in: MERKEL & SPERLING (1998) betragen die Anteile von Kupfer an der mittleren Zusammensetzung von Magmatiten, Sandsteinen, Tongesteinen und Karbonatgesteinen 97,7, 15,4, 44,7 und 4,44 mg/kg.

Nach MERKEL & SPERLING (1998) wird der Zinkanteil in der Erdkruste auf 0,01% geschätzt. Es liegt in den Primärgesteinen meiste feinverteilt als Spurenbestandteil von gesteinsbildenden Mineralen wie Magnetit, Pyroxen, Amphibol, Biotit, Spinell, Granat und Staurolith vor, in Sedimenten reichert sich Zink vorwiegend in Tonmineralen, vor allem der Montmorillonitgruppe an.

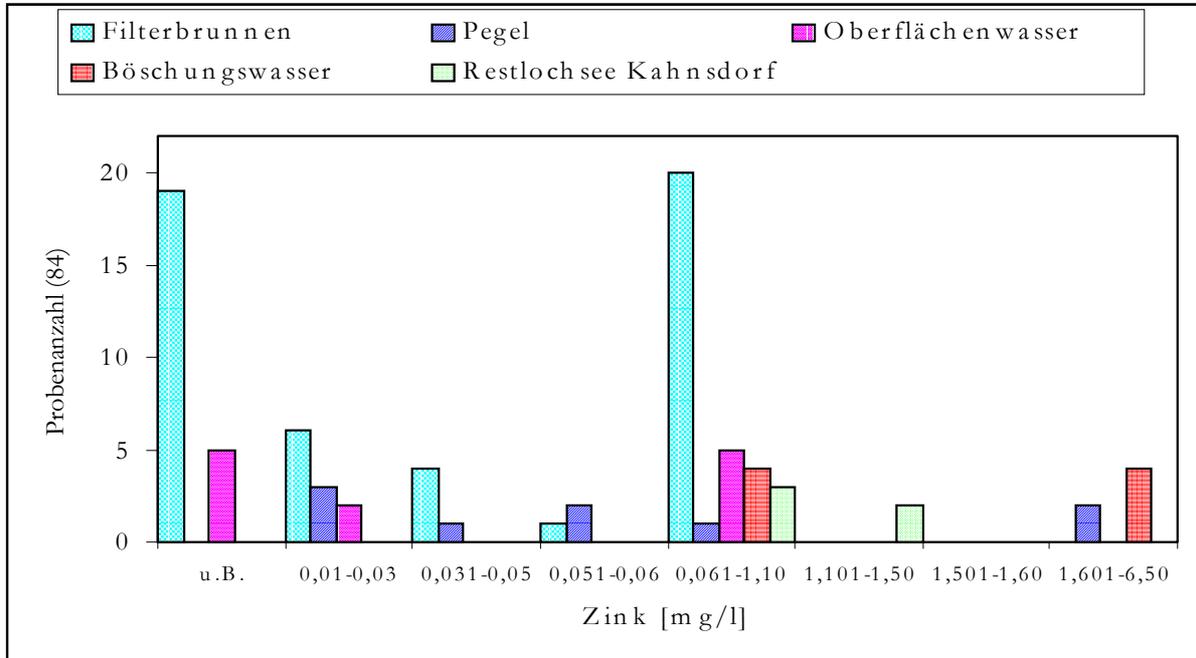


Abb. 37: Häufigkeitsverteilung des Zinkgehaltes

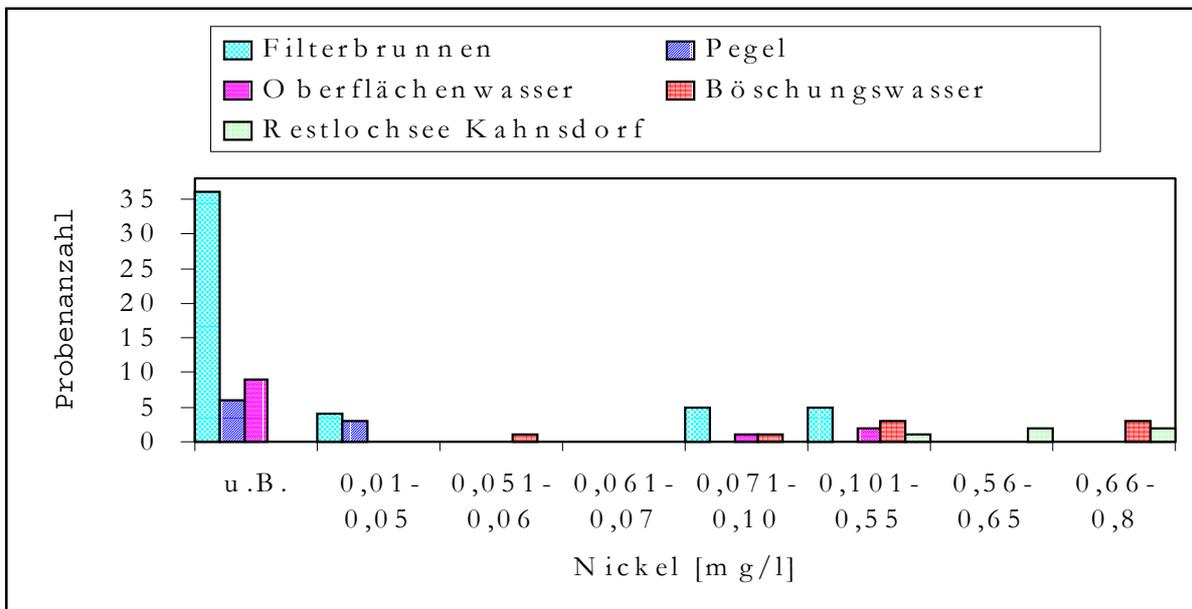


Abb. 38 : Häufigkeitsverteilung des Nickelgehaltes

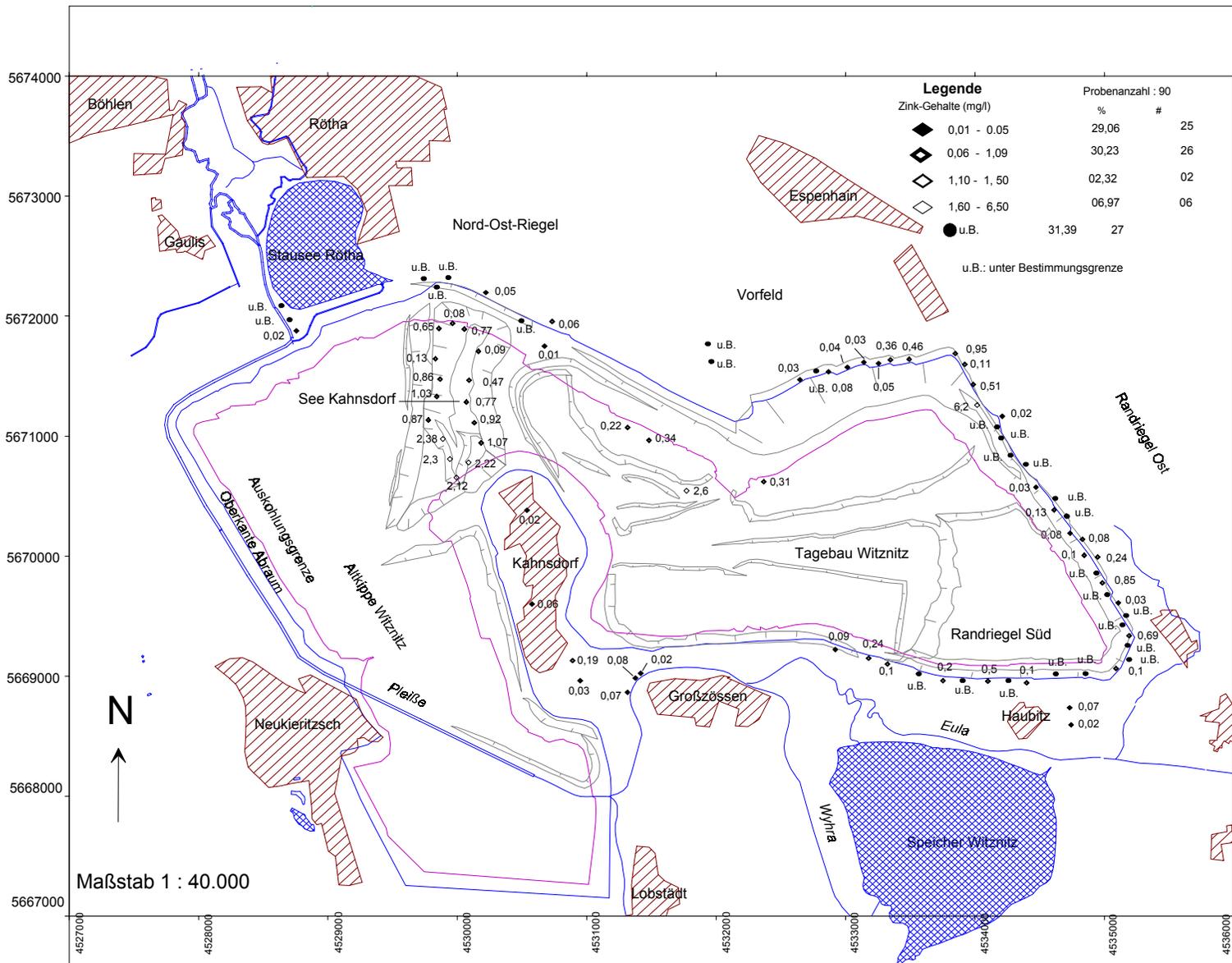


Abb. 39: Zink-Gehalts-Übersichtskarte - Namen der Meß- und Probenahmestellen sind dem Overlay zu entnehmen (Anlage 1)

4 Meßergebnisse

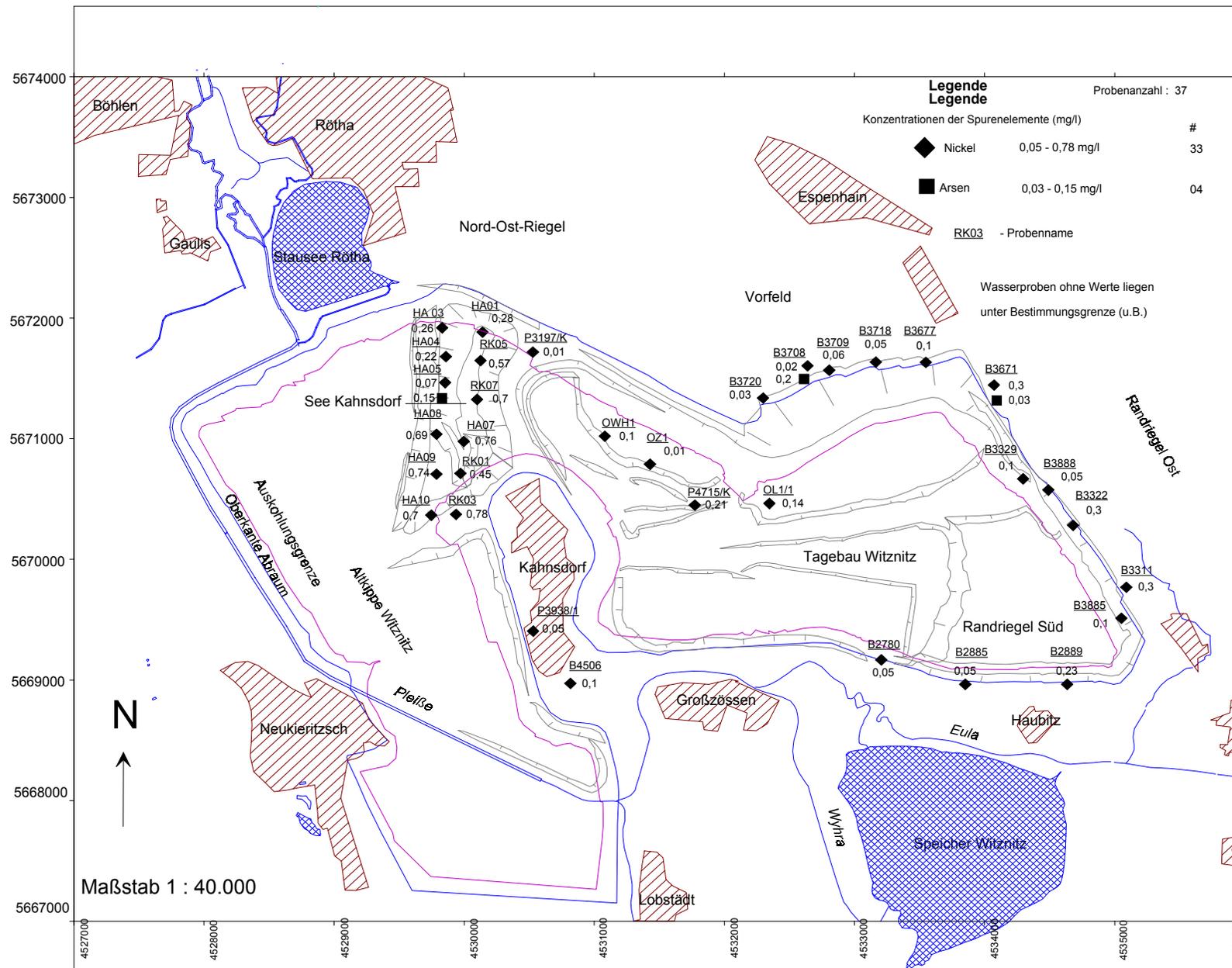


Abb. 40: Konzentrationen der Spurenelemente(Ni, As) - Übersichtskarte - Namen der Meß- und Probenahmestellen sind dem Overlay zu entnehmen (Anlage 1)

4 Meßergebnisse

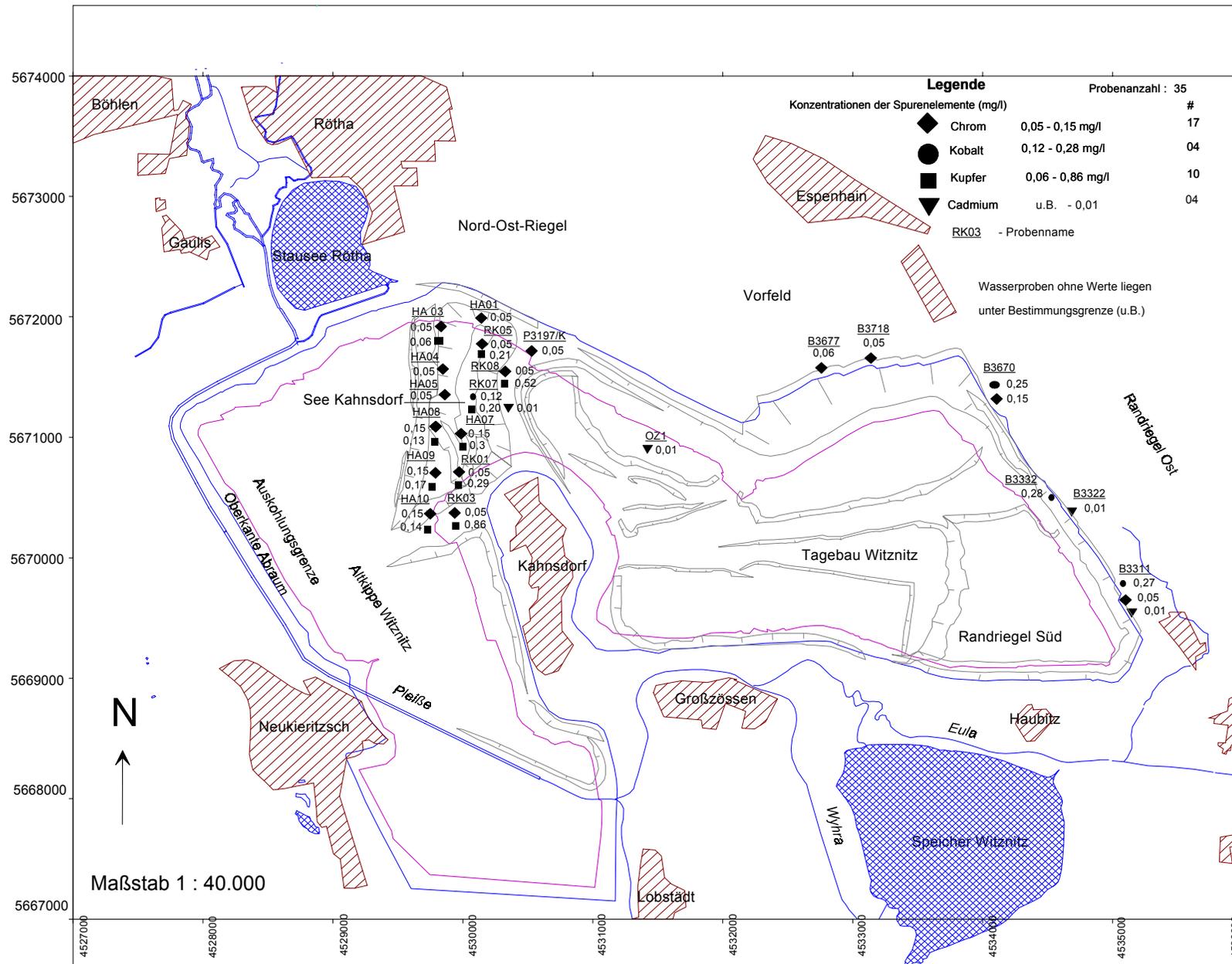


Abb. 41: Konzentrationen der Spurenelemente (Cr,Co,Cu,Cd)-Übersichtskarte-Namen der Meß- und Probenahmestellen sind dem Overlay zu entnehmen (Anlage

Eisen ($\text{Fe}^{2+} / \text{Fe}^{3+}$)

Eisen ist in hohen Konzentrationen in Tonstein und anderen tonhaltigen Sedimenten anzutreffen. Als zweiwertiges Eisen kommt es im Disulfid (FeS_2) und im Siderit (FeCO_3) und als Fe^{3+} in den Oxiden und Hydroxiden vor. Eisen ist einer der wichtigsten Bestandteile der Magmatite und wird bei deren Verwitterung freigesetzt. Als Verwitterungsprodukt wird es größtenteils als unlösliches Oxid der Oxidhydrat ausfällt und ist geochemisch verhältnismäßig immobil (MATTHESS, 1990).

Eisen kommt in zwei Oxidationsstufen vor, in Form von Fe^{2+} und Fe^{3+} . Art und Menge des Vorkommens sind im starkem Maße vom pH-Wert abhängig. Während in saurem Milieu die verschiedensten Variationen und Verbindungen möglich sind, reduziert sich dies mit steigendem pH Wert auf einige wenige, zumeist organisch Komplexe. Im Grundwasser ist Fe^{2+} die häufigere Oxidationsstufe. Sie ist wesentlich pH unempfindlicher und kann auch noch oberhalb von pH 11 als organischer Komplex im Wasser gelöst vorkommen. Das dreiwertige Eisen kommt in Lösung oberhalb pH 4,8 nur noch untergeordnet vor.

Im sauerstoffhaltigen neutralen Grundwässern ist Eisen höchsten in Spuren nachweisbar, da Fe^{2+} -Ionen leicht oxidiert werden und als schwerlösliches Eisenhydroxid ausfallen. Trotzdem lassen sich Fe-Gehalte bis zu einigen mg/l in sauerstoffhaltigen Wässern nachweisen. Wird bei relativ neutralem pH-Wert Sauerstoff zugeführt, so oxidiert das vorhandene Fe^{2+} in kürzester Zeit zum dreiwertigen Eisen und fällt als Hydroxid aus (MATTHESS, 1990, HÖLTING, 1992).

Im anaeroben Milieu können sich bei Vorhandensein organischer Substanz reduzierende Bedingungen einstellen, so dass, auch beschleunigt durch bakterielle Katalyse, oxidierte Eisenverbindungen reduziert werden und sich so erhöhte Fe^{2+} -Gehalte einstellen können. Ebenso führt die Oxidation der, unter stark reduzierten Bedingungen stabilen, Eisensulfide in Anwesenheit von Luftsauerstoff oder katalysierenden Bakterien zu beträchtlichen Gehalten an zweiwertigem Eisen, Sulfat und Protonen. In reduzierten Grundwässern kommen häufig Eisengehalte zwischen 1 und 10 mg/l vor, wobei die Werte aufgrund der Eh/pH-Abhängigkeiten örtlich und zeitlich stark variieren können.

Wie Abb. 42 und die Verteilungskarte der Eisenionenkonzentration (Abb. 43) zeigen, tritt ein Gesamteisenkonzentration in den beprobten Wässern bis zu 1402 mg/l Fe auf. Bei sechs Proben lagen die Gehalte unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,1 mg/l Fe.

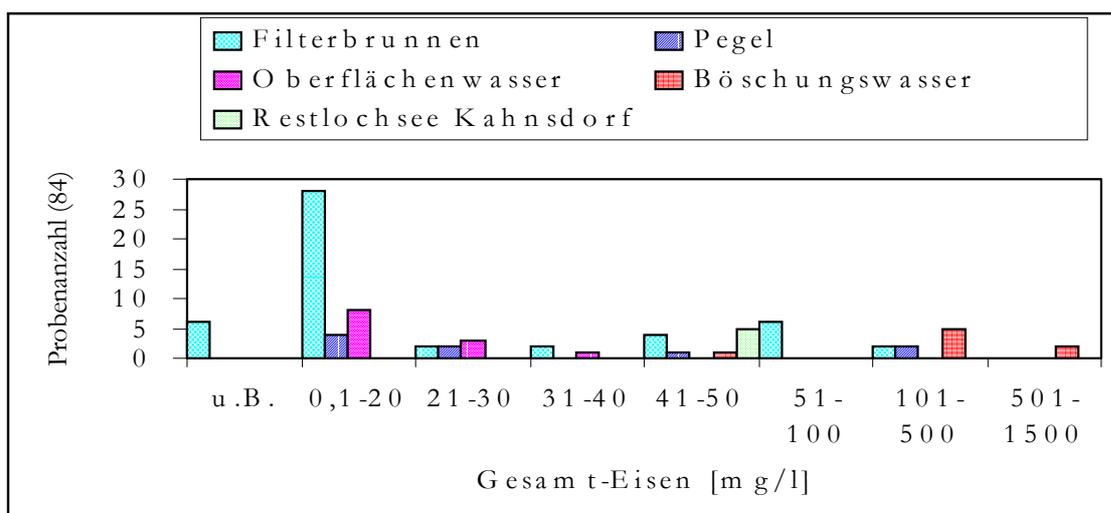


Abb. 42 : Häufigkeitsverteilung der Gesamt-Eisenkonzentration

4 Meßergebnisse

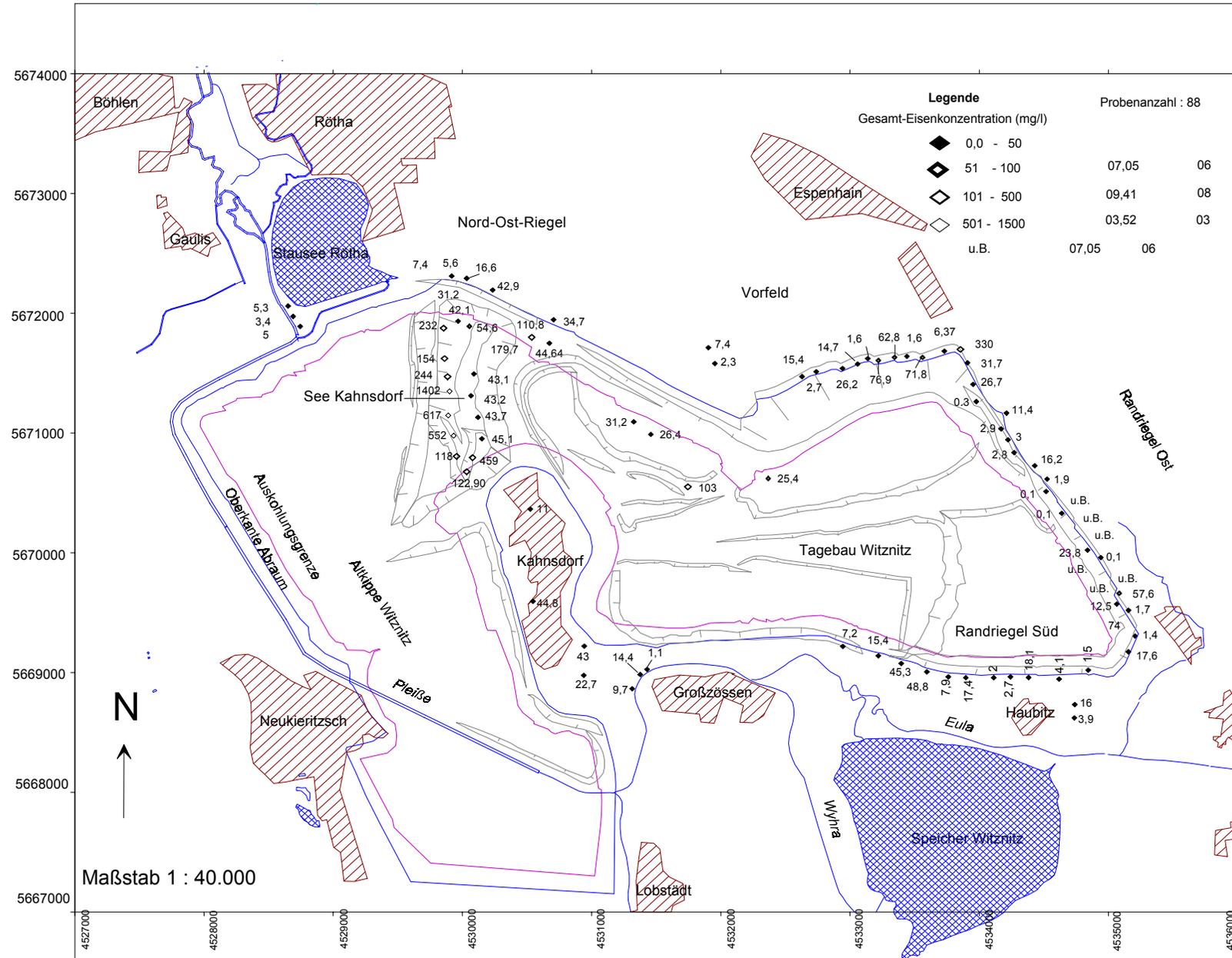


Abb. 43: Gesamt-Eisenkonzentrations-Übersichtskarte - Namen der Meß- und Probenahmestellen sind dem Overlay zu entnehmen (Anlage 1)

4.2 Gemessene Oberflächentemperaturen mit dem Strahlungsthermometer

Insgesamt wurden 38 Temperaturprofile gemessen, die den folgenden Bereichen zugeordnet werden können: Restlochsee Kahnsdorf, westliche und östliche Böschungen, Vorfeld und Grube Witznitz II. Die Profile wurden zu unterschiedlichen Jahreszeiten und festgelegten Tageszeiten gemessen, um eine mögliche Korrelation zwischen der Oberflächentemperatur der Sedimente oder des Wassers und dem Eisensulfidverwitterungsprozess festzustellen.

Da der Restlochsee Kahnsdorf noch im Entstehen ist, könnten Eisenverwitterungsprozesse in den Randbereichen noch stattfinden, so dass die Oberflächenwassertemperatur eine unterschiedliche Verteilung auf der Seefläche hätte zeigen können. Ebenso konnte an der westlichen Böschung, die ein unterschiedliches Kippungsalter aufweist, erwartet werden, dass sich ein differenziertes Temperaturfeld ergibt. Die Böschung wurde seit 15 Jahren aufgebaut und ist bereits teilweise mit kleinen und mittelhohen Bäumen bestanden. Die Sukzession hat etwa ein Drittel der Fläche erfasst und ist noch sehr spärlich ausgeprägt. Im Allgemeinen kann man die Abrauhügel noch gut erkennen, wenn auch inzwischen eine starke Erosion mit Hangrutschungen eingesetzt hat. Flächen, die eine starke schwarze Färbung zeigen, sind kaum geblieben und offensichtlich ist hier ein ungünstiges Substrat für das Aufwachsen von Pflanzen.

Die östliche Böschung des Sees ist wesentlich jüngere als die westliche und war der Drehpunkt war des Baufeldes Kahnsdorf, in dem der Abbau 1960 begann. 1976-1980 wurde durch eine Dammschüttung eine Nord-Südverbindung zwischen dem Pfeiler Hain-Drehpunkt und Kahnsdorf hergestellt, über den eine Straße und die Werksbahn führt. Die Böschungen sind hier mit Bäumen oder Gras bewachsen und zeigen eine ebene Topographie, die nichts von den einstigen Kippen anzeigt. Auch muß von einer stärkeren Kompaktion des Materials ausgegangen werden, denn die Böschung ist absolut stabil. Genauere Angaben zum Böschungsaufbau können nicht gemacht werden, da es keine Dokumentation hierzu gibt.

Bis 1993 wurde in der Grube Witznitz II gearbeitet, die dann aufgegeben wurde und sich nunmehr in der Rückbauphase befindet. Hier wurden ebenfalls Temperaturprofile neben dem Haldenbeckenzulauf, an der Hauptwasserhaltung und in kleinen, flachen Depressionen, in denen sich Regenwasser gesammelt hat, aufgenommen. Die Bodenbedeckung in der Grube ist unbewachsen und sehr starken Erosionsprozessen ausgesetzt. Hangrutsche lassen sich im Gelände, mächtige Erosionsrinnen auf den Luftbildern beobachten, die trotz des geringen Niederschlages in dieser Gegend (400 – 450 mm/a) sehr stark ausgewaschen sind.

Die Messungen auf dem Vorfeld sollten als Vergleichsmessungen dienen. Dieser Bereich wurde niemals bergmännisch bearbeitet, so dass man von einer Backgroundmessung sprechen kann. Hierbei wurden mehrere Profile gemessen, da die unterschiedliche Vegetation, die ebenfalls erfasst wurde, auch unterschiedliche Strahlungstemperaturen ergeben konnte.

Sämtliche Profile, die im Restlochsee Kahnsdorf und der unmittelbaren Umgebung gemessen wurden, werden im folgenden Kapitel gesondert dargestellt. Dies schließt auch den ersten Überflug mit dem DAIS 7915 am 30.05.96 ein, da die DLR lediglich eine Kalibrierung für die Seefläche und nicht für den Landteil vorgenommen hat.

4.2.1 Gemessene Strahlungstemperatur der Sedimente

Die hier beschriebenen Profile liegen in der Grube Witznitz II (W2), auf der östlichen und westlichen Böschung des Restlochsees Kahnsdorf (OB und WB) sowie auf dem Vorfeld (VF).

Grube Witznitz II (W2)

Im Bereich der Grube W2 wurden fünf verschiedene Profile mit insgesamt 29 Messpunkten und 36 Temperaturmessungen aufgenommen. Die einzelnen Profile sind entsprechend der Lage mit folgenden Kürzeln bezeichnet: K für den Bereich neben dem Zulaufkanal zu den Wasserbecken, WBA neben dem nordöstlichen Wasserbecken, WBB neben dem südöstlichen Wasserbecken, W21, für das Nord-Süd verlaufende Grubenprofil und OZ neben dem Haldenbeckenzulauf, wie dies aus Abbildung 43a und 43b hervorgeht.

Die Grube Witznitz II wurde östlich vom Drehpunkt Hain aufgefahren und von 1970 bis 1990 ausgebeutet und ist somit jünger als die Grube Witznitz, die sich westlich befindet.

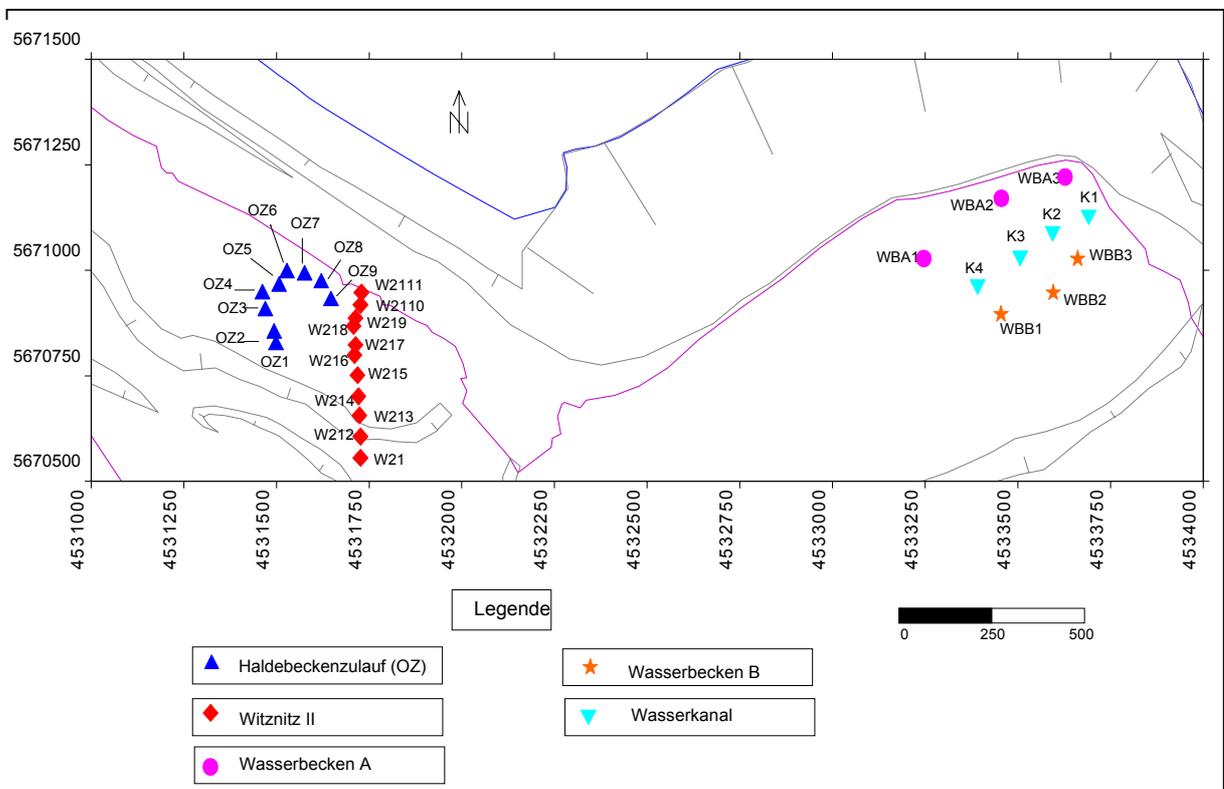


Abb. 43a: Lage der Profile und Messpunkte in der Grube Witznitz II

Abbildung 43b (nächste Seite) zeigt die komplexen Verhältnisse, die die Temperaturmessung beeinflussen. So spielt die Farbe des Untergrundes, die Vegetation, die Tageszeit und der Sonneneinstrahlungswinkel, die Oberflächenstruktur und die Bodenfeuchte eine wichtige Rolle. Daneben ergeben sich auch starke jahreszeitliche Schwankungen.

4.2 Gemessene Oberflächentemperaturen mit dem Strahlungsthermometer

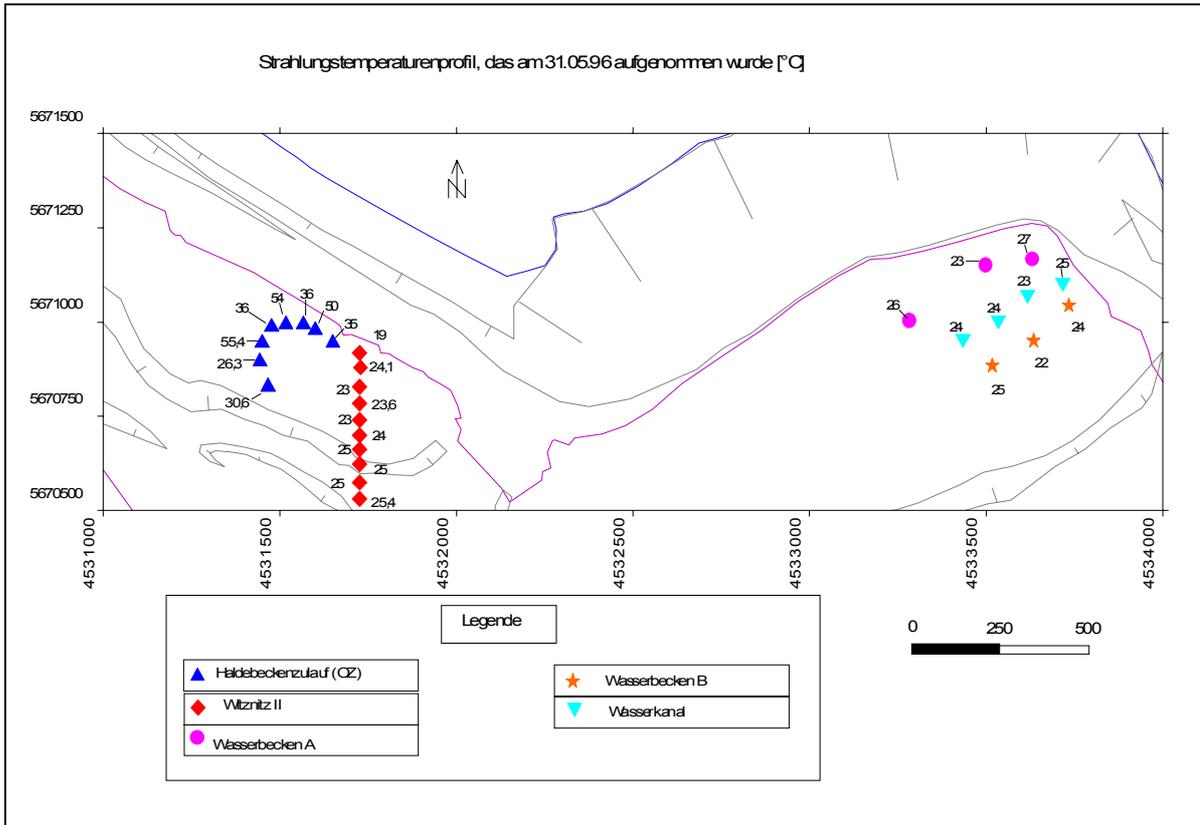


Abb. 43b: Gemessene Temperaturen in der Grube Witznitz II

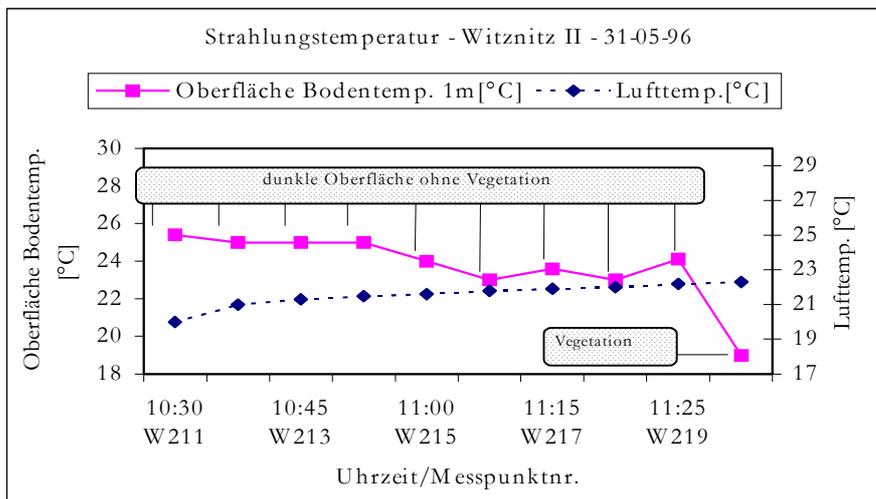


Abb. 44: Temperaturdiagramm vom 31.05.96 aus dem Bereiche der Grube Witznitz II

4.2 Gemessene Oberflächentemperaturen mit dem Strahlungsthermometer

Zum Vergleich sei das Profil OZ, das am 31.05.96 und am 26.11.96 gemessen wurde, herangezogen. Das spätere Profil wurde hierbei sehr detailliert vermessen, woraus sich ebenfalls ein komplexes Bild ergibt. Die Temperaturprofile sind in Abbildung 45 und 46 dargestellt.

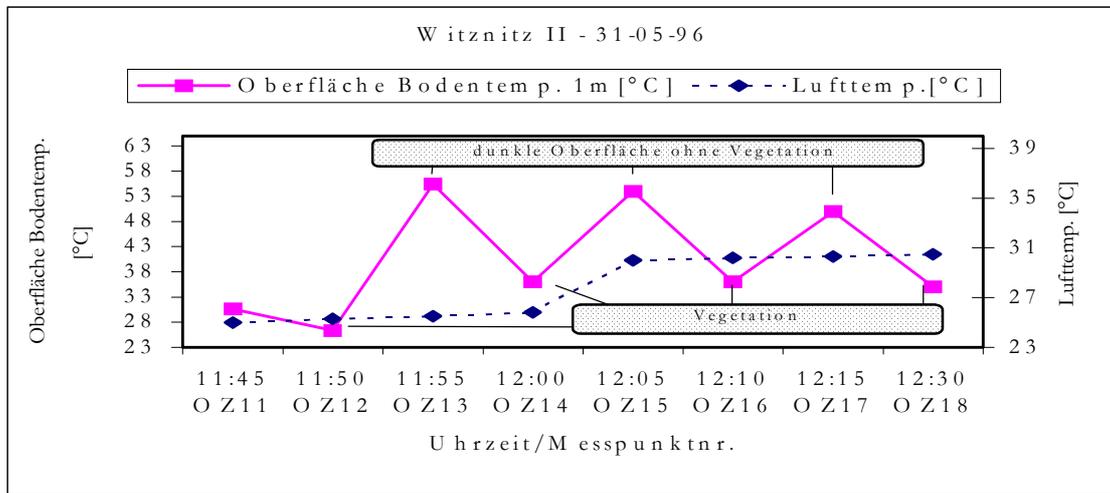


Abb. 45: Diagramm zeigt die Ergebnisse der Strahlungstemperatur in Haldebeckenzulauf

Abbildung 45 verdeutlicht den Einfluß der Bodenfärbung sehr eindrucksvoll. Dort wo keine Vegetation vorhanden ist, liegt die Strahlungstemperatur bis zu 18°C höher als in den Bereichen wo eine Vegetationsdecke vorhanden ist, obwohl die Lufttemperatur zwischen 12:05 und 12:30 Uhr kaum noch ansteigt. Die höchste Strahlungstemperatur betrug 55,4°C beim Messpunkt OZ13.

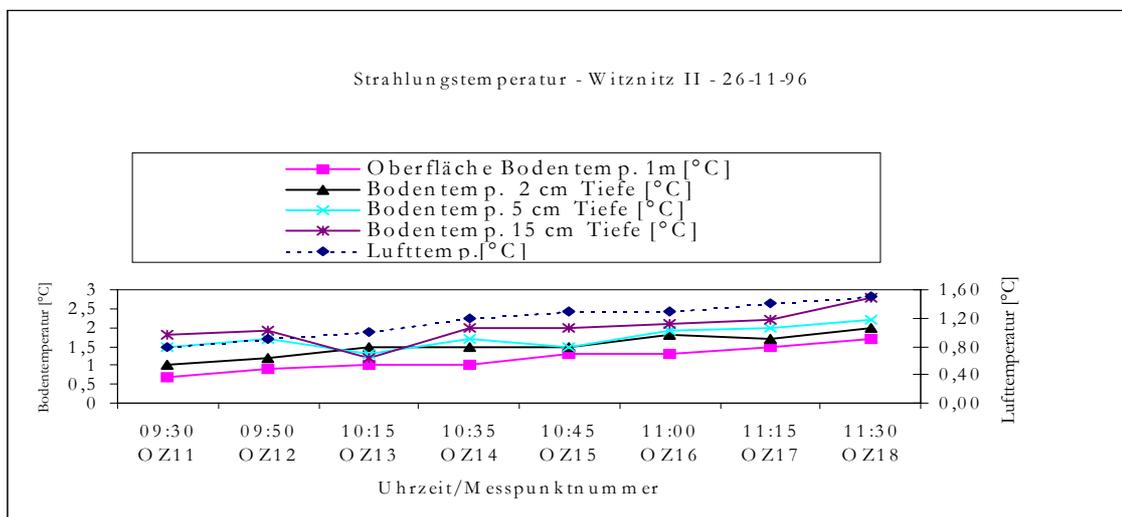


Abb. 46: Diagramm zeigt die Strahlungstemperatur am Haldebeckenzulauf (OZ) am 26-11-96

An der gleichen Lokalität (OZ) wurde ebenfalls am 16.11.96 ein weiteres Profil zwei Stunden früher gemessen, wobei der Lufttemperaturunterschied von 0,8°C bis 1,5°C reichte. Bei der Strahlungstemperaturmessung wurde nicht nur der Standardabstand von einem Meter eingehalten, sondern die Strahlung wurde in Löchern im Boden von 2 cm, 5 cm und 15 cm Tiefe gemessen.

sen. Allgemein steigt die Strahlungstemperatur an, je tiefer man im Boden misst. Am Messpunkt 11 kann wie an den anderen Punkten abgesehen von OZ13 und OZ15 eine Temperaturzunahme von 1,1°C registriert werden. Für die Ausnahmen können zwei Gründe genannt werden. Die unterschiedliche Bodenfeuchte prägt sich in der Temperatur aus, da das Wasser eine andere Wärmeleitfähigkeit aufweist als das Sediment. Da über Nacht Bodenfrost herrschte, erwärmt sich das Wasser langsamer und die hohe Feuchtigkeit in der Tiefe konnte noch nicht reagieren. Es kann aber auch sein, dass durch Schneeeintrag während des Grabvorgangs und des ausschließende Schmelzen, kaltes Wasser in den Untergrund gelangte und so die Temperatur verfälscht hat.

Die Resultate, die an den beiden Wasserbecken WBA und WBB gemessen wurden, sind in Abbildung 47 und 48 dargestellt. Auch hier zeigt sich ein deutlicher Unterschied zwischen den Flächen ohne und mit Vegetation. Die Variation der Lufttemperatur am WBA liegt zwischen 30,6°C und 30,8°C und die Strahlungstemperaturen der Sedimente zwischen 22°C und 27°C. Am WZB wurde eine Lufttemperatur zwischen 31,3°C bis 31,5°C gemessen und die Strahlungstemperaturen der Sedimente lagen zwischen der unbewachsenen Oberfläche (25°C und der bewachsenen Oberfläche (22°C).

Im Gegensatz zu den oben dargestellten Messungen der Profile OZ und W21 ist bemerkenswert, dass die Strahlungstemperatur unter der Lufttemperatur liegt und die Variation geringer ist. Hier wird deutlich, dass bei gleichen Sedimenten und ähnlicher Oberfläche die Bodenfeuchte eine dämpfende Rolle spielt. In jedem Fall kann davon ausgegangen werden, dass aus den Wasserbecken erhebliche Austritte vorhanden sind, die den Boden ständig feucht halten. Damit ist eine Erwärmung ähnlich wie bei den anderen Profilen mit völlig trockenem Untergrund in gleichen Zeitraum nicht möglich.

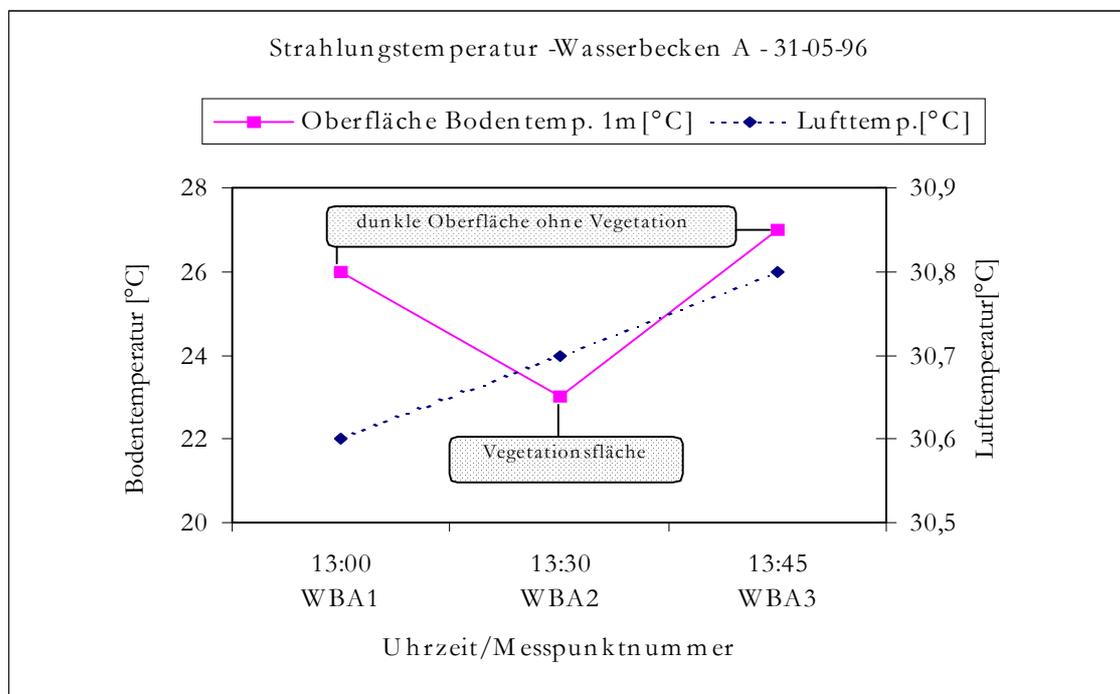


Abb. 47: Strahlungstemperatur der Sedimente neben dem Wasserbecken A (WBA)

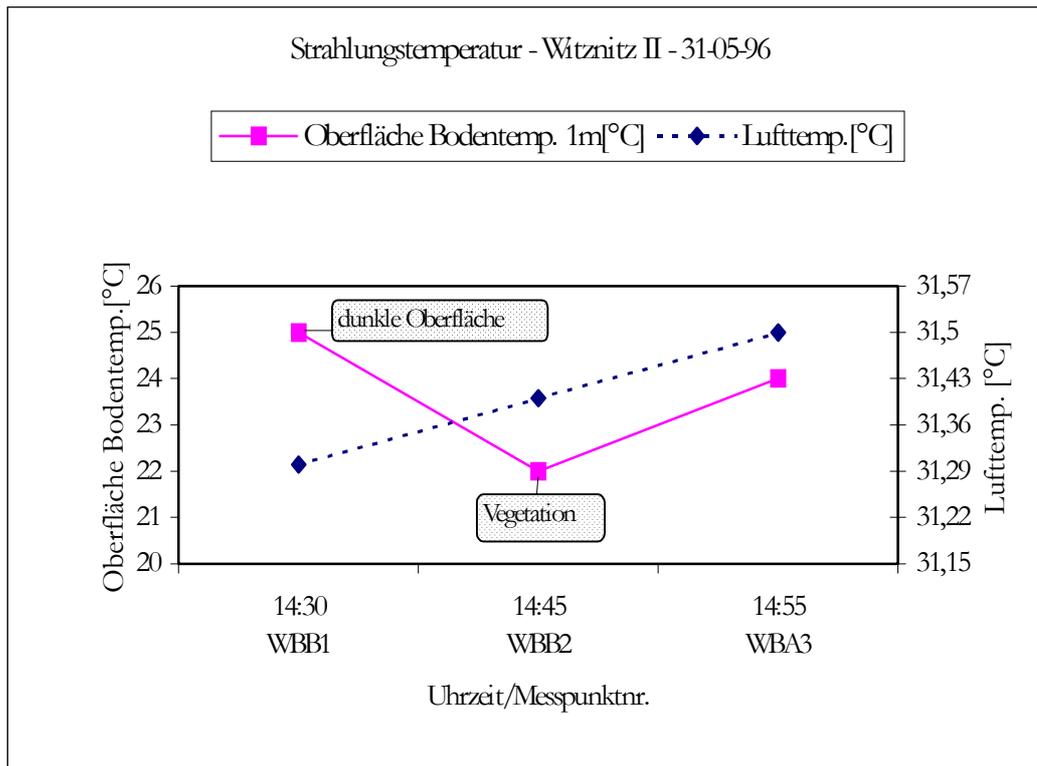


Abb. 48: Strahlungstemperatur der Sedimente neben dem Wasserbecken B (WBB)

VORFELD

Auf dem Vorfeld wurden fünf verschiedene Profile gemessen, die VF1, VF2, VF3, VF4 und VF5 benannt wurden. Die fünf Profile umfassten 34 Messpunkte mit insgesamt 170 Temperaturmessungen.

Die Profile wurden an folgenden Tagen aufgenommen: VF1 am 22.06 und 26.11.96, VF2 am 03.10.96, VF3 am 22.06.96, VF4 am 23.06.96 und VF5 am 03.07.96. Die einzelnen Lokalitäten der Profile mit den dazugehörigen Bezeichnungen sind in Abbildung 49 dargestellt.

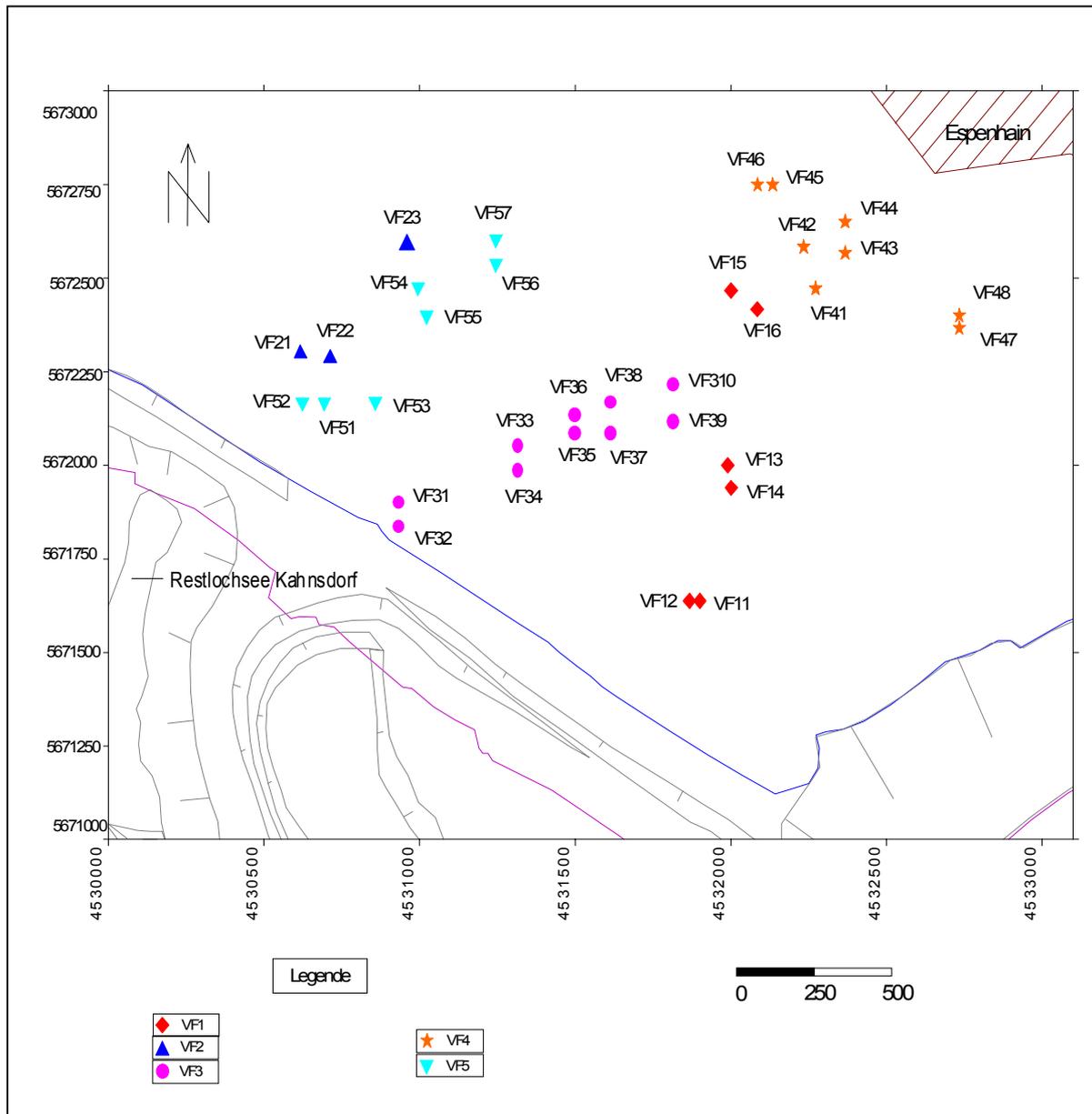


Abb. 49: Die Karte zeigt die Temperaturmessprofile mit den einzelnen Messpunkten auf dem Vorfeld

4.2 Gemessene Oberflächentemperaturen der Sedimente

Die Temperaturen, die über das Profil VF1 (VF11 bis VF16) am 22.06.06 zwischen 15:00 und 16:30 Uhr gemessen wurden, lagen in der Luft zwischen 21,5° und 22,2° C und im Boden zwischen 13,9° und 17° C (Abb. 50).

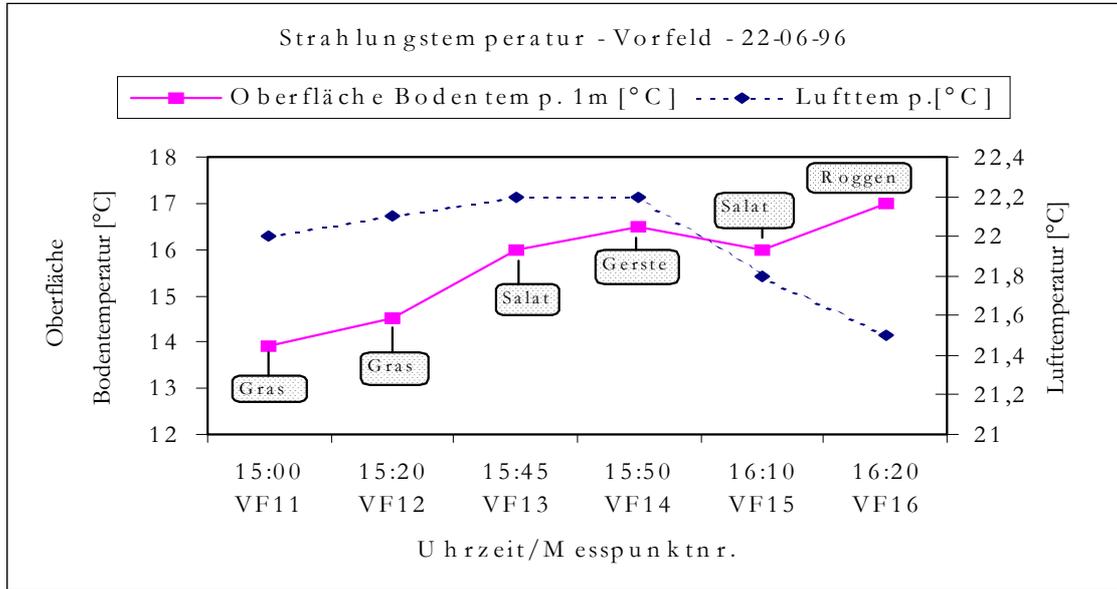


Abb. 50: Diagramm mit den Temperaturmessergebnissen des Profils VF1

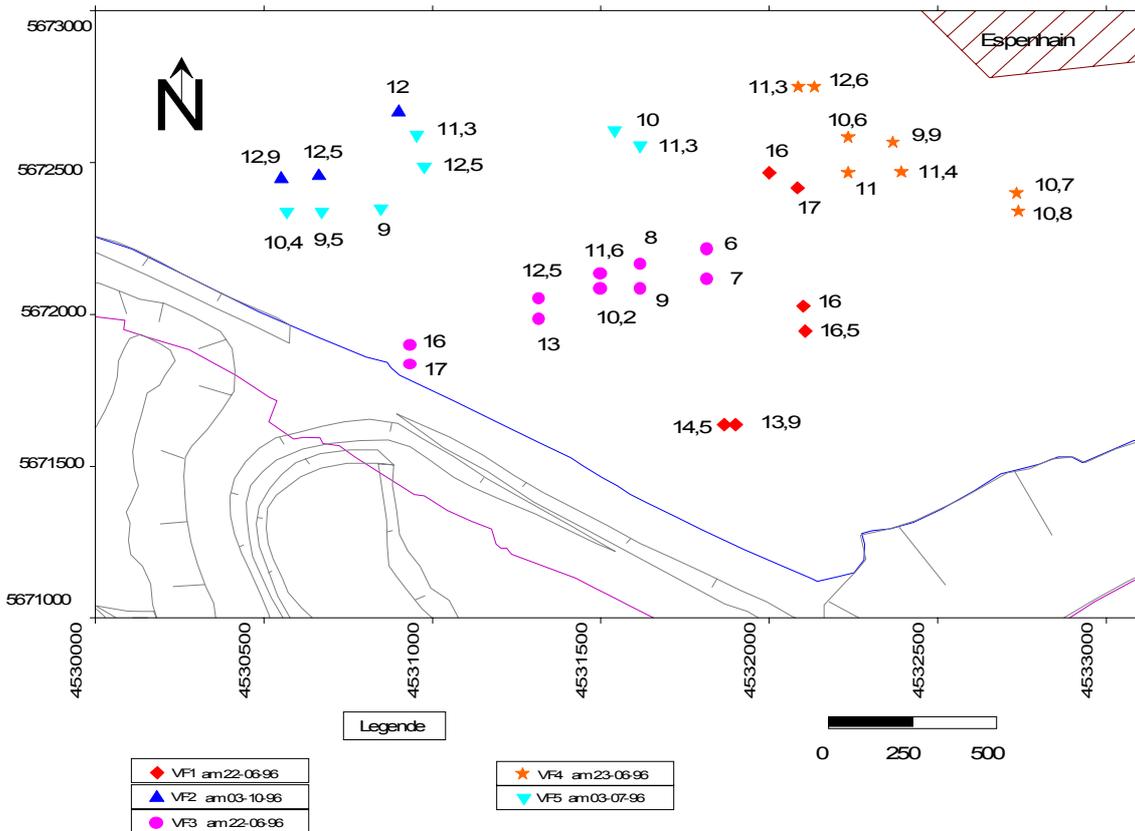


Abb. 51: Ergebnisse der Temperaturmessungen der Profile auf dem Vorfeld

Obwohl die Oberflächen, die gemessen wurden sehr ähnlich waren, ergeben sich doch sehr heterogene Messergebnisse. Hierbei ist in Betracht zu ziehen, dass alle Profile praktisch andere Um-

weltbedingungen zeigten. So waren die Sommermessungen für die Jahreszeit untypisch, da Regen mit Sonne schnell wechselten. Auch kann man die Luftfeuchtigkeit, die Windgeschwindigkeit und die Windrichtung nicht vergleichen. Es wird auch deutlich, dass die Temperaturen vom Oktober nicht zwangsläufig unter denen im Mai liegen müssen (vergl. Abb. 51).

Eine Betrachtung des Diagramms in Abbildung 50 verdeutlicht, dass an Punkten, an denen Gras wächst, ein Unterschied in der mittleren Temperatur von $1,4^{\circ}\text{C}$ besteht, was als repräsentativ für alle identischen Messstellen in jeder Hinsicht auf den ersten Blick so erscheint. Der Unterschied kann sich aus der geringen Abweichung bei der Ablesung ergeben, bei der das Thermometer einmal etwas mehr Bedeckung und einmal etwas weniger Bedeckung gemessen hat, was zu erheblichen Temperaturunterschieden führt. Es ist auch möglich, dass die Messung einen größeren Anteil schwarzen Bodens erfasst hat, was dann zu einer höheren Temperatur führt. Da eine exakte Markierung für die Wiederholungsmessung nicht möglich ist, muss diese Verschiebung der Temperatur berücksichtigt werden. Die Messpunkte VF13 und VF15 zeigten für Flächen, auf denen Salat wuchs, die gleiche Temperatur. Dies könnte die vorher geäußerten Annahmen bestätigen, da immer nur Salatblätter gemessen wurden.

Die Variation der Lufttemperaturen, die auf dem Profil VF1 am 26.11.96 (Abb. 52), gemessen wurden, lag zwischen $1,7^{\circ}$ und $2,5^{\circ}\text{C}$ während der Messung von 12:30 bis 15:00 Uhr. Die Temperaturdifferenz zwischen den Messstellen VF11 und VF12 bleibt bestehen, wobei allerdings die Differenz der Temperaturen wesentlich kleiner ist. Auch die Werte, die an den Punkten VF13 und VF15 gemessen wurden, sind gleich denen in 1 m Höhe und zeigen nur kleine Unterschiede von $0,3^{\circ}$ bis 1°C im Boden in 2–15 cm Tiefe.

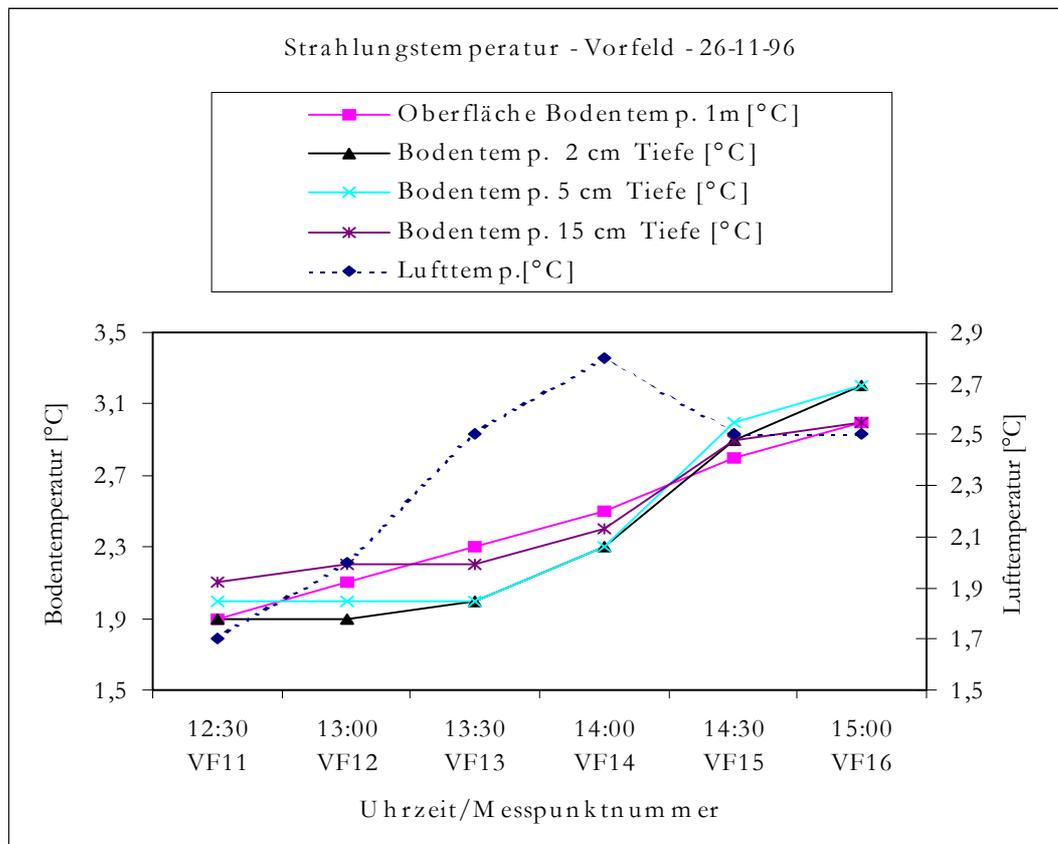


Abb. 52: Diagramm mit den Temperaturmessergebnissen des Profils VF1 am 26.11.96

Das Profil VF3 (Abb. 53) zeigt eine Variation der Lufttemperatur in der Zeit von 16:35 bis 18:00 Uhr von $14,5^{\circ}$ bis $21,3^{\circ}\text{C}$ und für die Sedimente eine Temperaturspanne von 6° bis 17°C . Es ist

4.2 Gemessene Oberflächentemperaturen der Sedimente

anzumerken, dass dieser Tag durch ständig wechselnde Witterung gekennzeichnet war, so dass Regen, Sonne und Bewölkung während der Messung einen wichtigen Einfluss hatten. Die ersten drei Punkte, wo Roggen gepflanzt war, zeigen homogene Temperaturen, was auch für die Weizenkulturen zutrifft, wobei grundsätzlich festgestellt werden muss, dass eine Tendenz zur Abkühlung über das gesamte Profil gegeben ist.

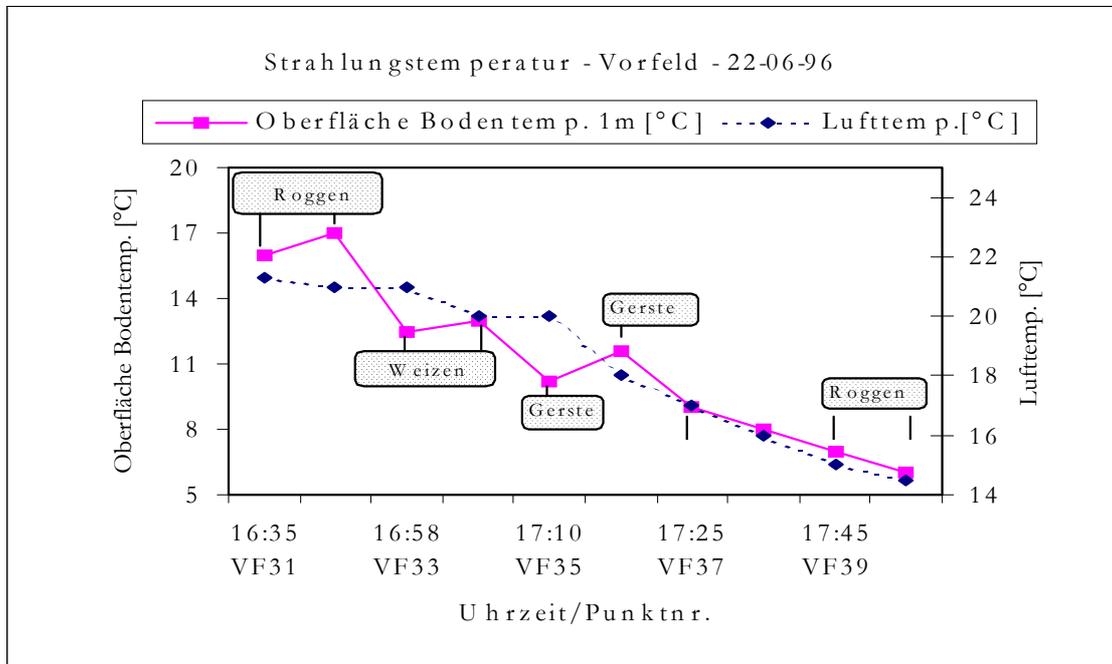


Abb. 53: Diagramm mit den Temperaturmessergebnissen des Profils VF3 am 22.06.96

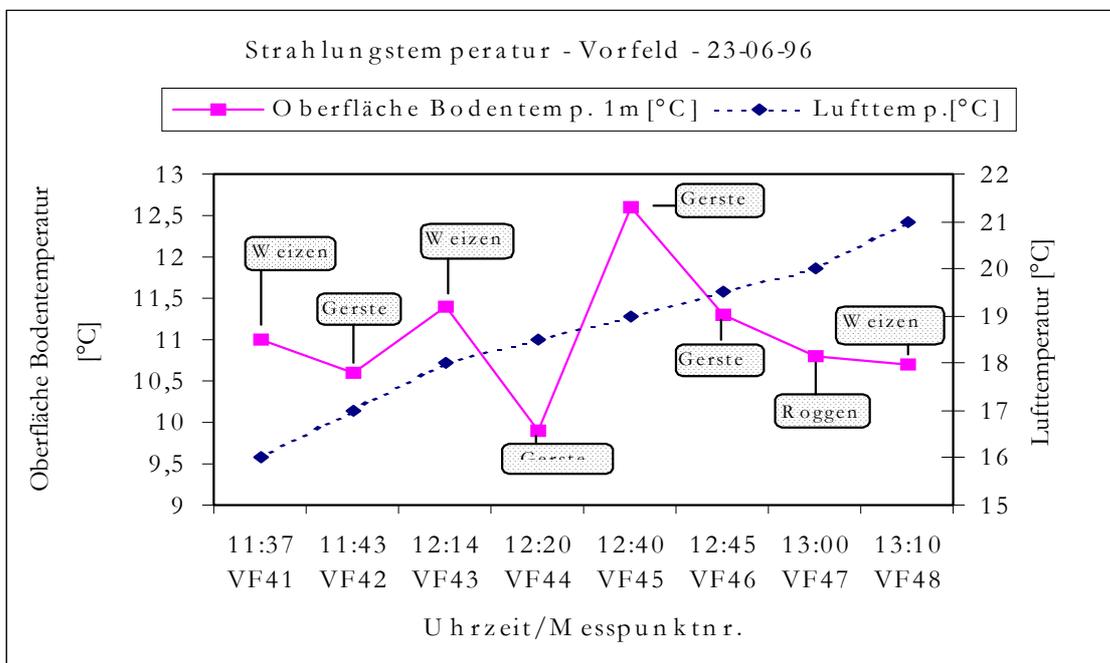


Abb. 54: Diagramm mit den Temperaturmessergebnissen des Profils VF4 am 23.06.96

Das Profil VF4 (Abb. 54), das am 23.06.96 zwischen 11:37 und 13:10 Uhr aufgenommen wurde, wurde in der Luft eine Temperatur zwischen 16° bis 21°C gemessen, während an der Bodenoberfläche Temperaturen zwischen 10,6° und 12,6°C gemessen wurden. Für die Punkte VF41 und

VF43 sind die Ergebnisse mit einer Fläche mit Weizenbestand sehr eng beieinander, was für den Punkt VF48, an dem ebenfalls Weizenkulturen gepflanzt sind, nicht beobachtet werden kann. Ganz im Gegensatz dazu sind die Flächen gekennzeichnet, wo Gerste gepflanzt wurde, die eine große Temperaturspanne von bis zu 3° C zeigen.

Am 03.07.96 wurde das Profil VF5 (Abb. 55) als Nachtprofil in der Zeit von 22:00 bis 23:55 Uhr mit einer Lufttemperaturvariation von 12° bis 15° C und einer Bodentemperatur von 9° bis 12,8°C gemessen.

An den Messpunkten VF51 und VF52 standen Weizenkulturen, an denen die Temperaturunterschiede bei 1,4° C lagen. An den Punkten VF53 eVF54 wurde Sommergerste angepflanzt und hier wurde eine Temperaturdifferenz von 2,3° C gemessen. Diese große Differenz ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass das Objektiv des Strahlungsthermometers auf unterschiedliche Blätter fokussiert wurde, das eine andere Exposition hatten. Dies kann nur auf die Pflanzenphysiologie zurückgeführt werden, denn eigentlich sollten die Temperaturen weitestgehend identisch sein. Eine weitere Möglichkeit für die Temperaturdifferenz ist die Richtung und die wechselnde Geschwindigkeit des Windes, der die Blätter unterschiedlich erfasst hat, auch wenn es sich um einen warme Sommernacht handelt (Abbildung 55). Anders verhält es sich in den Zuckerrübenpflanzungen der Punkte VF55 und VF56, ähnlich und sehr nahe beieinander liegen.

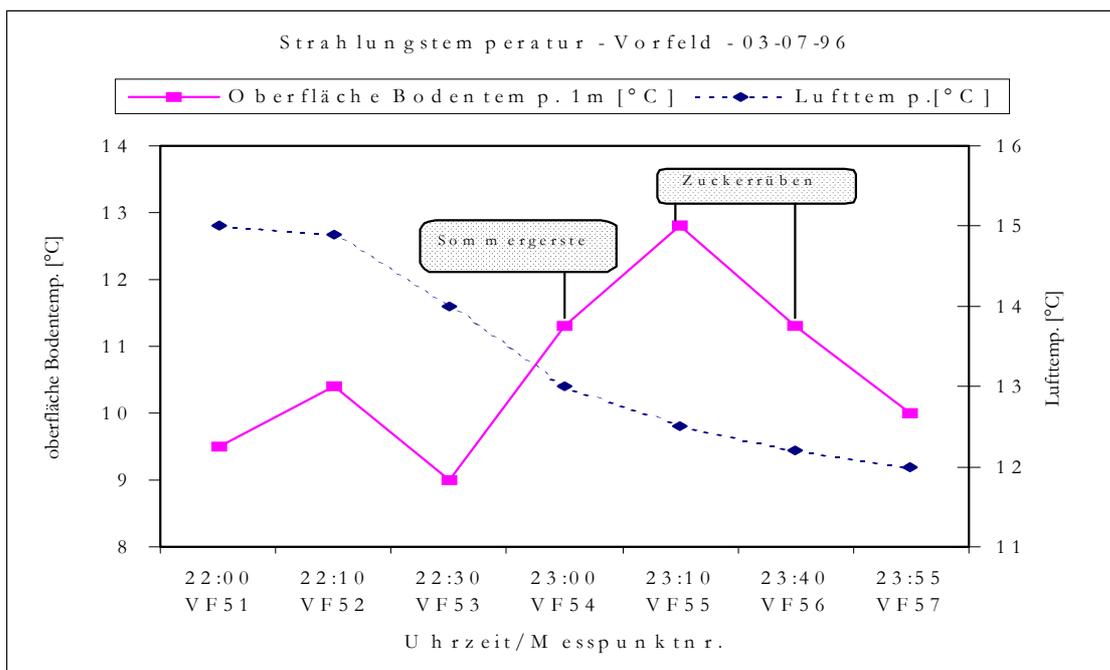


Abb. 55: Diagramm mit den Temperaturmessergebnissen des Profils VF5 vom 03.07.96

Westliche Böschung des Restlochsees Kahnsdorf

An der westlichen Böschung des Restlochsees Kahnsdorf wurden folgende Profile aufgenommen: WB1, WB2, WB3, WB4, WB5, WB6, WB7, WB8 und WB9. Die Profile WB1 bis WB7 wurden am 30.05.96, WB8 und WB9 am 03.10.96, und die Profile WB1, 2 und 3 wurden am 25.11.96 wiederholt, wie auch das Profil WB8 am 23.06.96 und WB9 am 03.07.96, woraus folgt, dass an den 31 Messstellen 310 Messungen durchgeführt wurden, die in Abbildung 56 dargestellt sind.

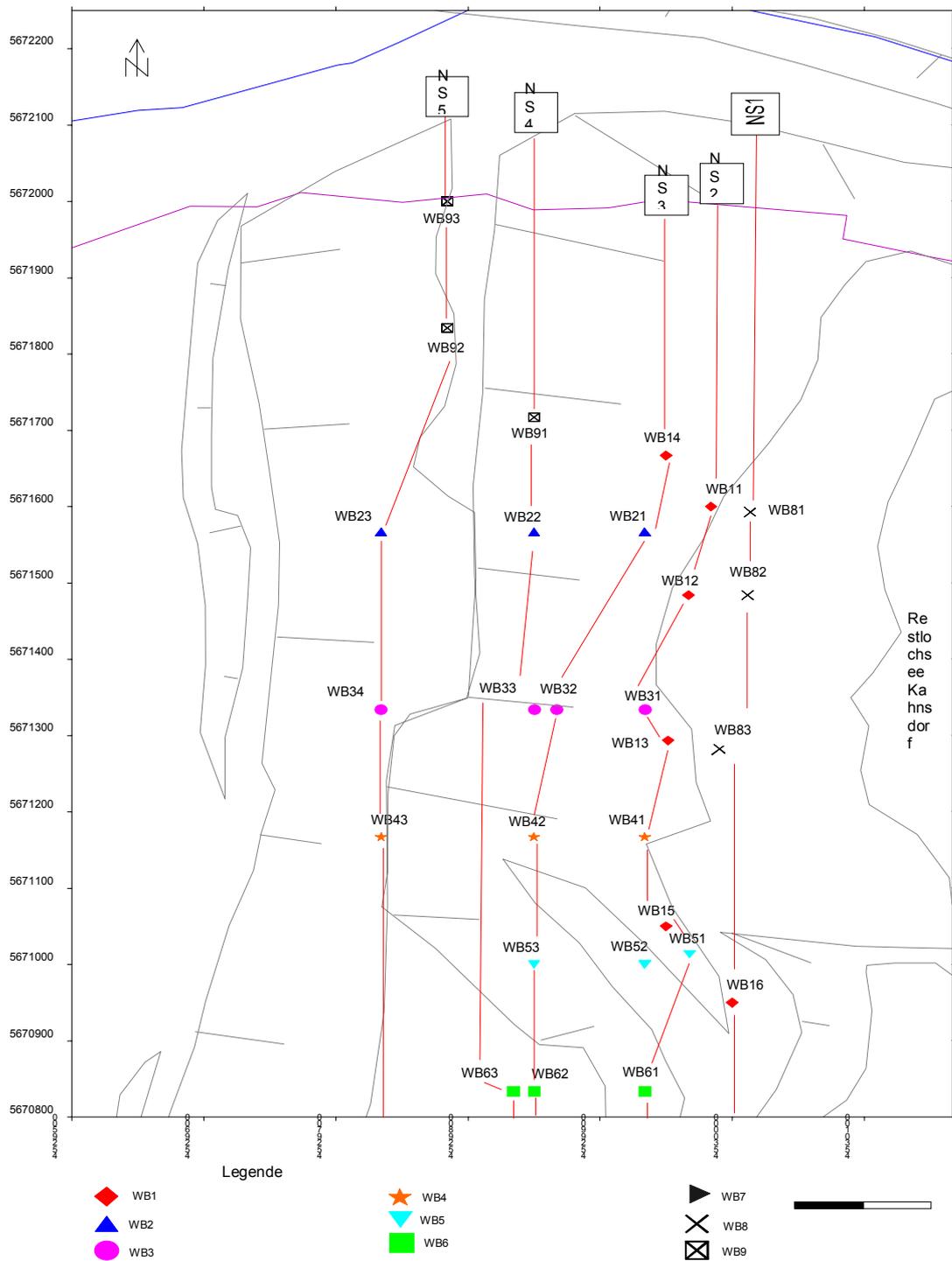


Abb. 56: Bezeichnungen und Lokalitäten der Profile und Messpunkte an der westlichen Böschung des Restlochsees Kahnsdorf m Frühling/Sommer 1996 und Herbst 1996

4.2 Gemessene Oberflächentemperaturen der Sedimente

Die westliche Böschung des Restlochsees Kahnsdorf ist vermutlich der Drehpunkt Kahnsdorf gewesen, wo der Tagebau seine Richtung änderte (ein klarer Literaturhinweis fehlt hierfür). Er teilt den Bergbau in zwei Abbauphasen, eine ältere, die von 1957 bis 1960 und eine zweite, die von 1961 bis 1968 reichte. Dadurch gibt es aus dem Tagebau Abraum aus einer Ausbeutungsphase mit sehr unterschiedlichem Alter, das zwischen 32 und 43 Jahren liegt.

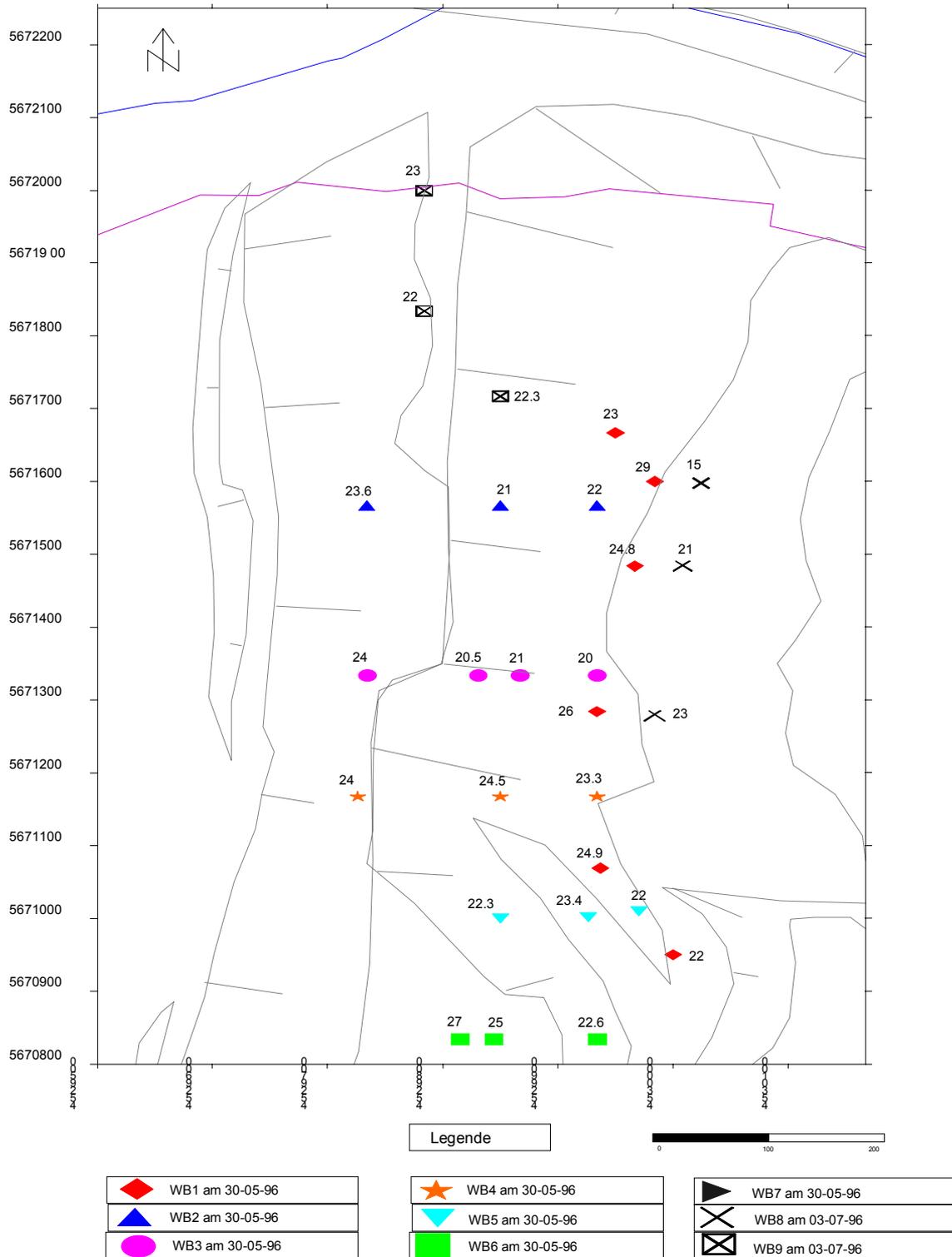


Abb. 57: Darstellung der Temperaturmessergebnisse an der westlichen Böschung des Kahnsdorfsees im Frühjahr/Sommer 1996

Der älteste Teil der Abraumhalden ist deutlich zu erkennen, denn jede Form der Rekultivierung ist hier gescheitert. Das Gelände, das in der Zeit von 1961 bis 1966 aufgeschüttet, wurde in den vergangenen Jahrzehnten niemals rekultiviert. Deutlich lässt sich auch die Böschung anhand des Bewuchses differenzieren. Auf dem alten, unbewachsenen Kippenteil wurden keine Messungen durchgeführt, da hier ausschließlich anthropogene Einflüsse eine Rolle spielen. Der höchste Teil der Böschung ist ebenfalls fast unbewachsen, doch zeigt sich hier eine schwache Sukzession während die darunter liegenden Bereiche noch vollkommen unverändert sind.

Abbildung 57 und 58 zeigen die Ergebnisse, die mit dem Strahlungsthermometer auf der westlichen Böschung des Restlochsees Kahnsdorf gemessen wurden.

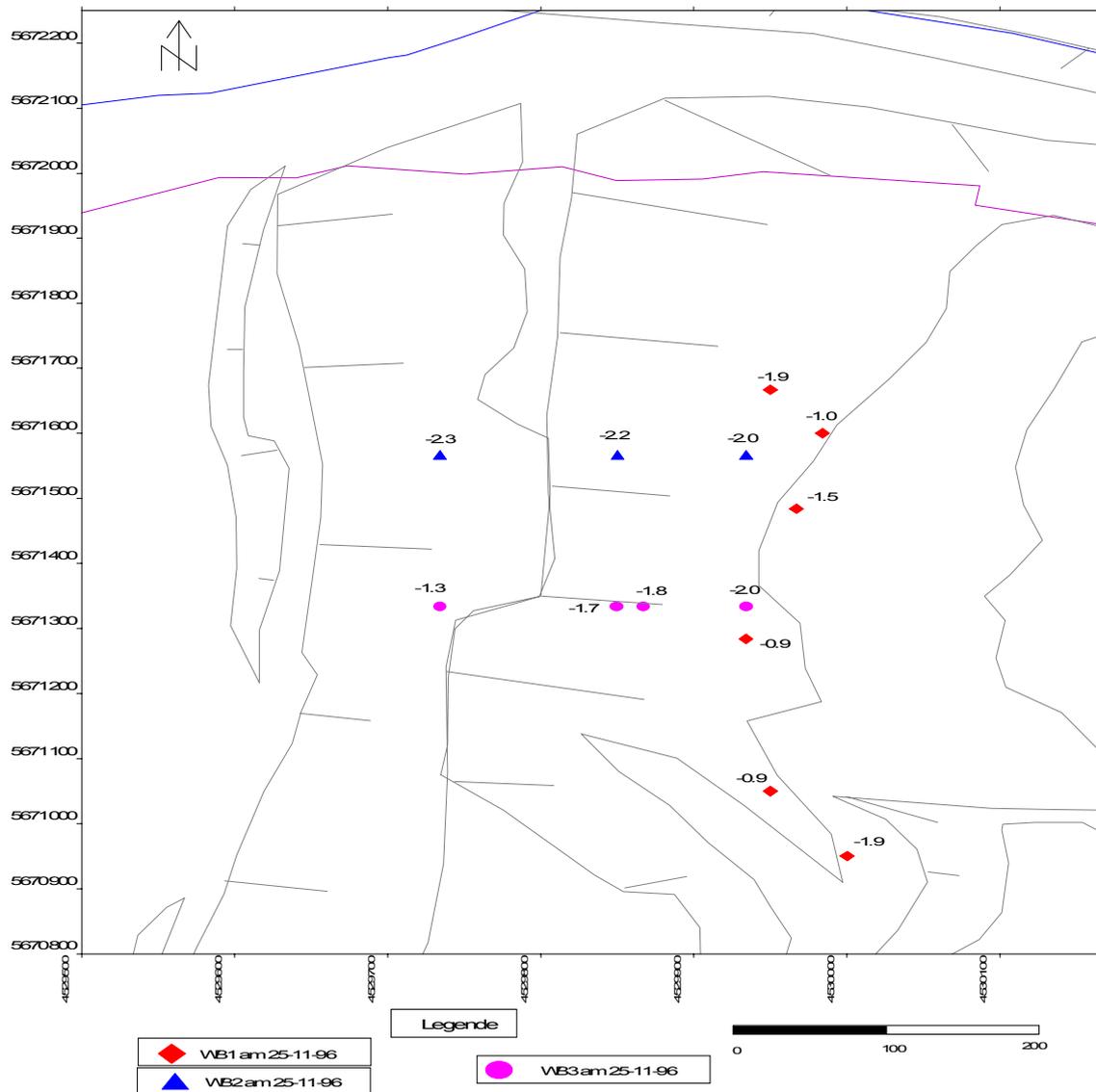


Abb. 58: Ergebnisse der Temperaturmessungen der westlichen Böschung am Kahnsdorfsee im Herbst/1996

Die Profile, die an der Böschung gemessen wurden, können in der entsprechenden Zahlensequenz oder auch in Nord-Süd Richtung gelesen werden wie in Abbildung 56 dargestellt. Dort lassen sich auch die Bezeichnungen und die Messlokalitäten entnehmen. Die Messungen der Profile WB1 bis WB7, die am 30.05.96 aufgenommen wurden, sowie die der Profile WB8 und WB9,

die am 03.07.96 aufgenommen wurden, die in Abbildung 56 und 57 dargestellt sind, wurden dann auch in der entsprechenden Reihenfolge gemessen. Sie alle zeigen eine gewisse nahezu einheitliche Temperatur.

Abbildungen 56, 57 und 58 zeigen, daß die Temperaturen der Sedimente in der Form wie die Profile NS3, 4 und 5 in der Nord-Süd Richtung abgeschritten und gemessen wurden, bis auf die Ausnahme am Punkt WB63 im Profil NS4 mit seinen 27° C eine relativ gleiche Strahlungstemperatur. Im Gegensatz zu diesen drei Profilen zeigen die Profile NS1 und NS2 eine wesentlich größere Variation der Temperatur, die im ersten Fall von 15° bis 23° C und im zweiten Fall von 20° bis 29° C reicht.

Vergleicht man die Messergebnisse, die in Abbildung 57 und 58 dargestellt sind und stellt eine Beziehung zwischen der Oberflächenart der Profile und der Temperatur her, so stellt man fest, dass die kälteren Temperaturen den Flächen zugeordnet werden können, die eine dünne Vegetationsdecke aufweisen, während die mit den hohen Temperaturen alle eindeutig den unbewachsenen Flächen zugeordnet werden können, die dunkel bis schwarz erscheinen und eine raue Oberfläche haben.

Die Beziehung zwischen Sedimenten und Pflanzendecke wurde bereits beschrieben und kann nun auch durch die eigenen Messungen bestätigt werden. Während sich im Frühsommer die Werte nur geringfügig unterscheiden (Abb. 59), zeigen die Temperaturen, die am 25.11.96 gemessen wurden (Abb. 60), nur noch die Schneedecke an, die in weiten Bereichen die Böschung bedeckte, was Temperaturen von -2°C bis 1,9°C zur Folge hatte.

Die Abbildung 59 (30.05.96) zeigt deutlich der Profile Unterschiede, die man machen kann, wenn man die verschiedenen Messungen vergleicht. Es zeigt sich, dass die Temperatur in der Luft nur geringe Unterschiede zwischen 18,5° und 19° C zeigt, während die Temperatur die von den Sedimenten abgestrahlt in 1 m Höhe gemessen wird, Werte von 22° bis 29° C annimmt.

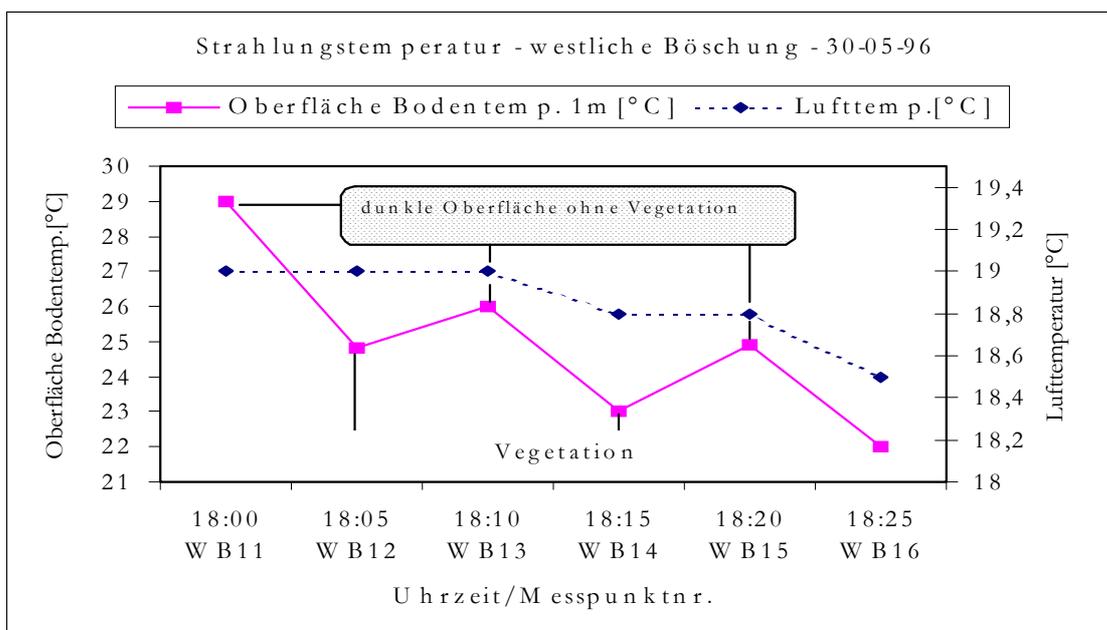


Abb. 59: Temperaturmessungen an der westlichen Böschung des Kahnsdorfsees (WB1, Frühsommer, 1996

Aus Abbildung 59 ist eine gute Korrelation der Strahlungstemperatur zwischen den dunklen Sedimenten und den vegetationsbedeckten Flächen sowie den halbbedeckten Flächen zu entnehmen. Die dunklen Flächen zeigen die höchsten Temperaturen.

Vergleicht man dieses Profil der Abbildung 59 mit den Ergebnissen der Herbsttemperaturmessungen, (Abb. 60), so kann man die gleiche Feststellung treffen. Die Flächen, die mit Schnee bedeckt waren, zeigen in 1 m Höhe die niedrigsten Temperaturen (WB14 und WB16), während die wenigen schneefreien Stellen, die dunkel erschienen, die höchsten Temperaturen (WB13 und WB15) an.

Vergleicht man nun die beiden Diagramme WB1 (Abb. 59, Frñhsommer) mit WB1 (Abb. 60, Herbst) so lässt sich feststellen, dass die Messpunkte, die im Herbst die niedrigste Temperatur anzeigten auch im Frñhsommer die niedrigste Temperatur anzeigten (WB14 und WB16) und die höchsten Temperaturen die im Herbst gemessen wurden, konnten auch im Frñhsommer beobachtet werden (WB1, WB3 und WB4).

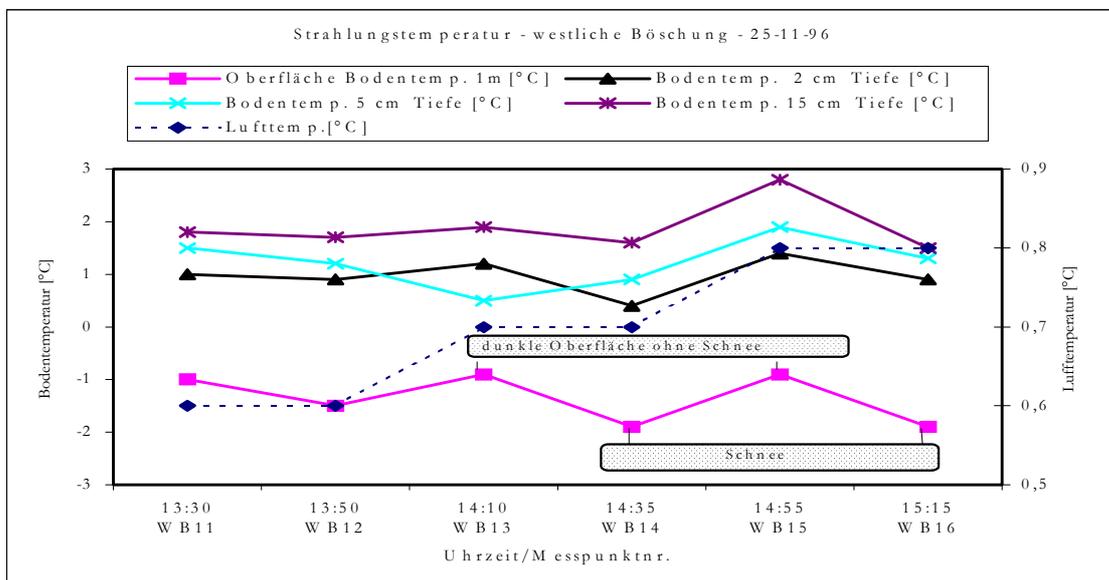


Abb. 60: Temperaturmessungen an der westlichen Böschung des Kahnsdorfsees (WB1, Herbst)

Weiterhin lässt sich in Abbildung 60 beobachten, dass es eine gute Korrelation der Strahlungstemperaturen über dem Schnee und im Boden in den Teufen in 2, 5 und 15 cm Tiefe ergibt. Dieses Ergebnis ist überraschend, denn aufgrund der Reflexionseigenschaften des Schnees würde man hier einen unterschiedlichen Verlauf bei schneebedeckten und freien Flächen erwarten. Eine Ausnahme machen die Punkte WB13 und WB14 jeweils in 5 cm Tiefe. WB13 sollte 0,5° C wärmer sein und WB14 0,9° C unter dem gemessenen Wert.

Für das Temperaturprofil WB2 (Abb. 61) zeigt sich eine Variation der Temperatur der Luft von 17,8° bis 18,5° C in der Zeit von 18:30 bis 18:40 Uhr und eine Strahlungstemperatur der Sedimente von 21° bis 23,6° C, was die Werte des Profils WB1 nachzeichnet.

Im Herbst kann man die gleichen Messwertkorrelationen beobachten wie beim Profil WB1. Die Temperaturvariation ist äußerst gering und liegt in der Zeit von 11 bis 11:40 Uhr in der Luft 0,4° bis 0,5° C und in 1 m Höhe bei -2 bis -2,2° C (Abb. 62).

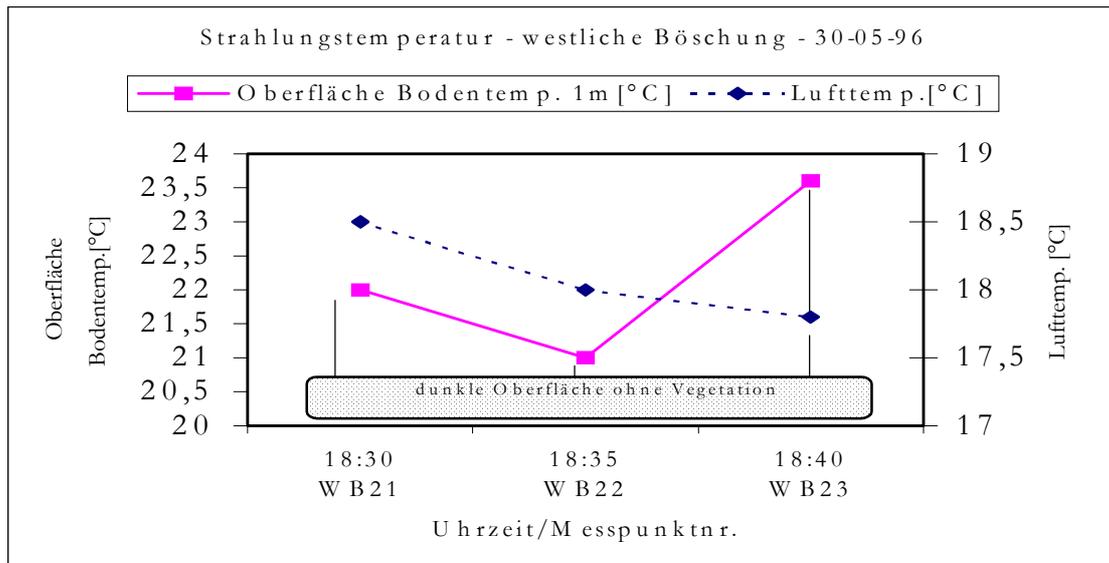


Abb. 61: Temperaturmessungen an der westlichen Böschung des Kahnsdorfsees (WB2, Frösommer)

Das Temperaturdiagramm in Abbildung 62 zeigen eine relativ hohe Temperatur für eine Teufe von 2 cm an (0,6° bis 0,7 °C), für eine Teufe von 5 cm werden 0,7° bis 0,9°C gemessen und schließlich für 15 cm Tiefe liegen die Temperaturen bei 1° bis 1,2 °C.

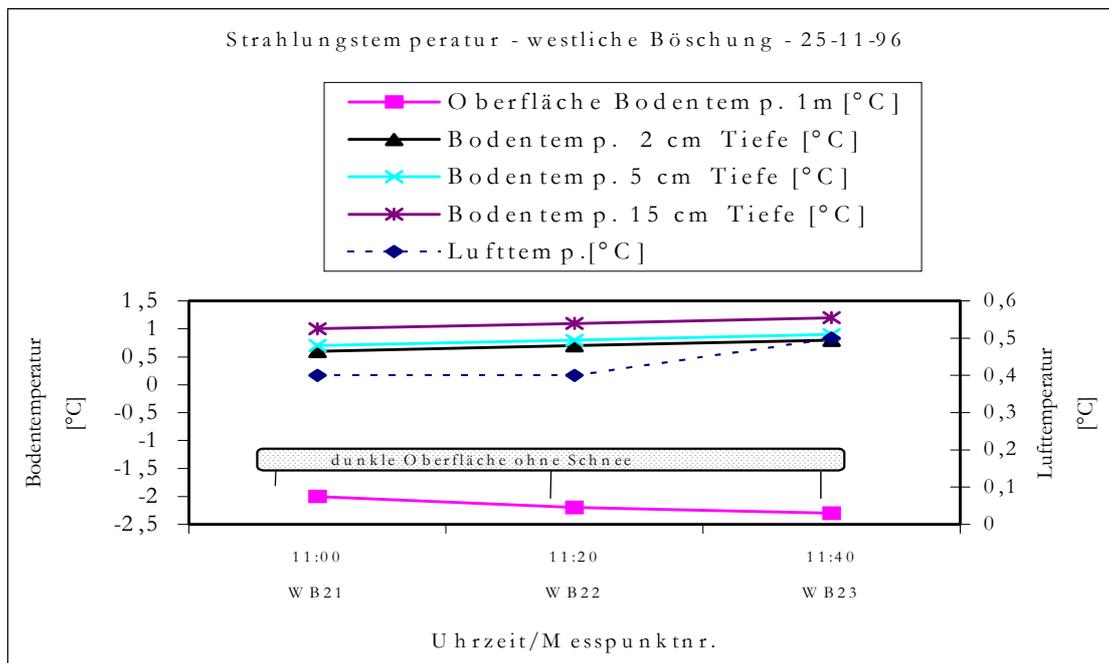


Abb. 62: Temperaturmessungen an der westlichen Böschung des Kahnsdorfsees (WB2, Herbst)

Vergleicht man die Diagramme WB1 und WB2 so stellt man fest, dass eine gute Korrelation besteht oder zumindest die Tendenz die gleiche ist. Die höheren Temperaturen bleiben über die Jahreszeiten erhalten, so dass hohe Frösommertemperaturen auch höhere Herbsttemperaturen bedeuten, wenn man sie in Relation zu den anderen Temperaturen setzt. Hierbei scheint die Schneebedeckung keine Rolle zu spielen.

4.2 Gemessene Oberflächentemperaturen der Sedimente

Die Temperaturen der Luft des Profils WB3 lagen 17° und $17,5^{\circ}\text{C}$ in der Zeit von 18:45 bis 19:05 Uhr und die Temperaturen der Sedimente in 1 m Höhe lagen $20,5^{\circ}$ bis 24°C wie man aus Abbildung 63 ersehen kann. Auch hier zeigt sich deutlich, dass die Flächen, die ohne Vegetation exponiert sind, die höchsten Temperaturen zeigen.

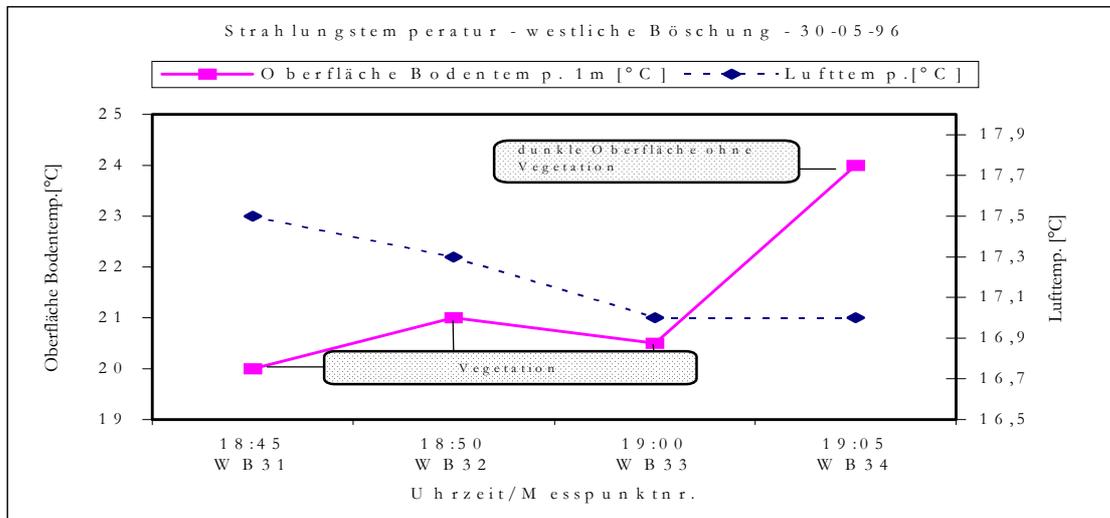


Abb. 63: Temperaturmessungen an der westlichen Böschung Kahnsdorfsee (WB3, Fröhsommer)

Das Profil WB3 wurde ebenfalls im Herbst gemessen (Abb. 64). Die Temperaturvariation der Luft betrug $0,2^{\circ}$ bis $0,3^{\circ}\text{C}$ und die Oberflächentemperatur in 1 m Höhe wurde mit $-1,3^{\circ}$ bis -2°C gemessen. Sie betrug in 2 cm Tiefe $1,3^{\circ}$ bis $1,6^{\circ}\text{C}$, in 5 cm Tiefe $1,7^{\circ}$ bis 2°C und in 15 cm $2,3^{\circ}$ bis $3,2^{\circ}\text{C}$, was bedeutet, dass die Temperaturen in 15 cm Tiefe bereits 2°C höher waren als die der Luft.

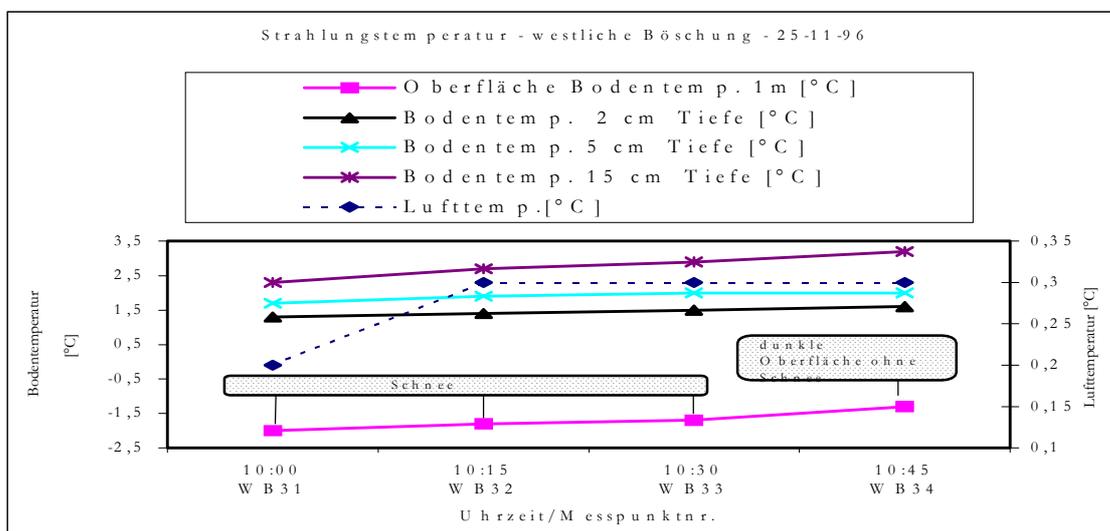


Abb. 64: Temperaturmessungen an der westlichen Böschung des Kahnsdorfsees (WB3, Herbst)

Vergleicht man nun die Profile WB3 von Fröhsommer und Herbst, so kommt man zu gleichen Ergebnissen wie bereit bei den anderen Profilen. Es kann festgestellt werden, dass offensichtlich die Korrelation zwischen Herbst und Fröhsommer bei den Temperaturen durchaus repetitiv ist. Warme Punkte bleiben relativ gesehen warm und kalte Punkte bleiben kalt. Diese Tatsache ist deshalb besonders erwähnenswert, weil sich die physischen Verhältnisse erheblich unterscheiden und auch bei einer Messung in der Natur niemals während der Messreihe konstant sind. So ändert sich nicht nur die Temperatur sondern auch der Wind und der Luftdruck, Faktoren, die bei

4.2 Gemessene Oberflächentemperaturen der Sedimente

der Korrektur eines jeden Sensors eine wichtige Rolle spielen. Auch gibt es in den einzelnen Löchern, die zum Zwecke der Messung aufgegraben wurden unterschiedliche Konditionen, die sich in unterschiedlicher Bodenfeuchte- und Wasserdampfgehalt, der zwischen dem Strahlungsthermometer und der Oberfläche befindet, die gemessen werden soll. Der Einfluss dieser Faktoren ist jedoch, wenn man die Tendenz aller Messungen betrachtet, offensichtlich relativ klein auch wenn alle Werte nach LORENZ (1973) korrigiert wurden.

Für das Profil WB4 wurden Temperaturen von $16,5^{\circ}$ bis $16,8^{\circ}\text{C}$ in der Zeit von 19:10 bis 19:20 Uhr für die Luft gemessen und $23,3^{\circ}$ bis $24,5^{\circ}\text{C}$ wurden in 1 m Höhe mit dem Strahlungsthermometer gemessen (Abb. 65).

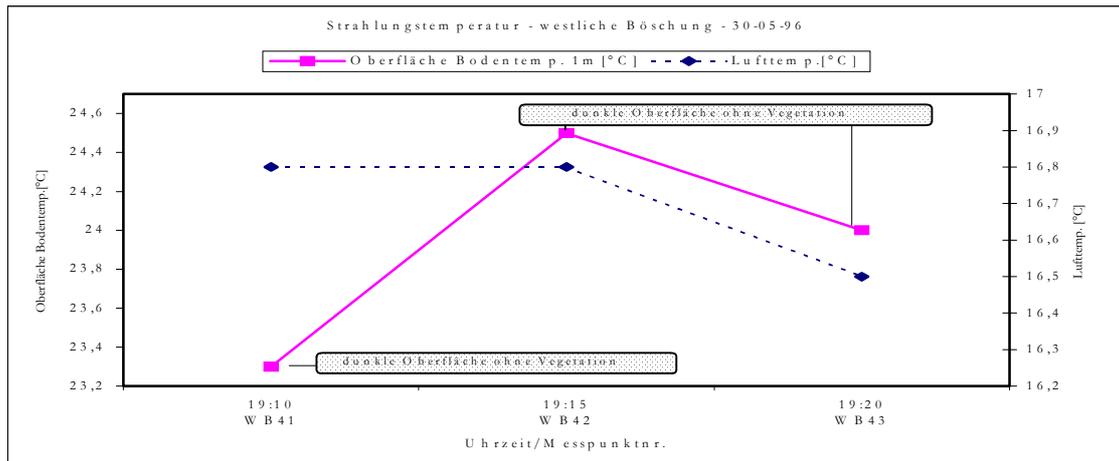


Abb. 65: Temperaturmessungen an der westlichen Böschung des Kahnsdorfsees (WB4, Frühsommer)

Das Profil WB5 zeigt bereits eine Abkühlung der Lufttemperatur, die zwischen $15,5^{\circ}$ und $16,3^{\circ}\text{C}$ lag, was sich auch in der Messung für die Strahlung in 1 m Höhe um 19:35 bis 19:45 Uhr andeutet, die noch eine Wärme von 22° bis $23,4^{\circ}\text{C}$ emittiert (Abb. 66).

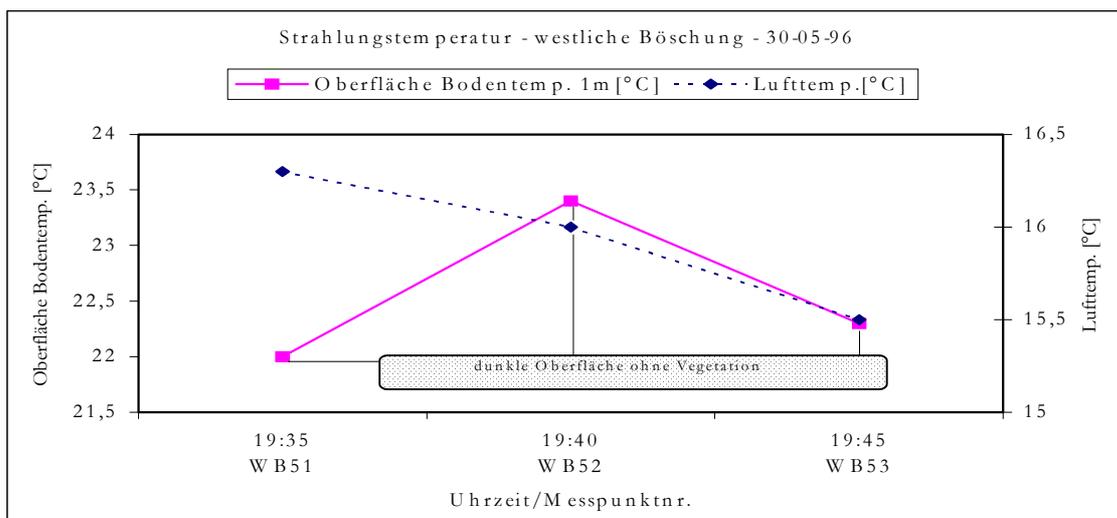


Abb. 66: Temperaturmessungen an der westlichen Böschung des Kahnsdorfsees (WB5, Frühsommer)

Das Profil WB8 wurde so gewählt, dass es sehr nahe am Uferbereich des Restlochsees Kahndorf lag, um festzustellen, ob irgendeine Reaktion der Pyritoxidation festgestellt werden kann, da hier bereits der Flurabstand zum Grundwasser sehr gering war und möglicherweise noch Prozesse der Eisendisulfidverwitterung im Gange waren. Diese oxidative Verwitterung hätte dann genügend Wärme emittieren können, so dass eine Temperaturerhöhung gegenüber den anderen Messprofilen hätte vermerkt werden können. Aus Abbildung 67 können für die Luft Temperaturen zwischen 12,5° und 12,8°C in der Zeit von 14:30 bis 14:45 Uhr bei regnerischem und bewölktem Wetter gemessen werden. Die Temperatur in 1 m Höhe wird 15° bis 17,7 °C registriert.

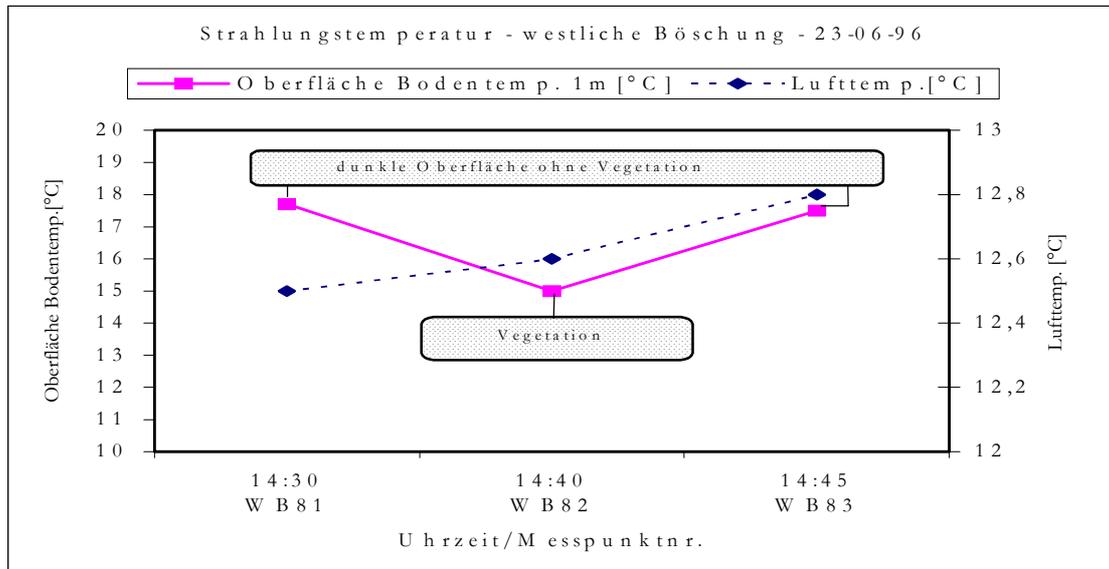


Abb. 67: Temperaturmessungen an der westlichen Böschung des Kahndorfsees (WB5, Früh-sommer)

Die einzige Korrelation, die sich aus dem Profil ergibt, ist jedoch die bereits bekannte Differenzierung von unbewachsenem Boden und lockerer Vegetationsdecke. Zu einem späteren Zeitpunkt wurde die Lufttemperatur mit 20° bis 21°C und die emittierte Oberflächentemperatur in 1 m Höhe mit 21 a 24 °C gemessen wie Abbildung 68 zeigt.

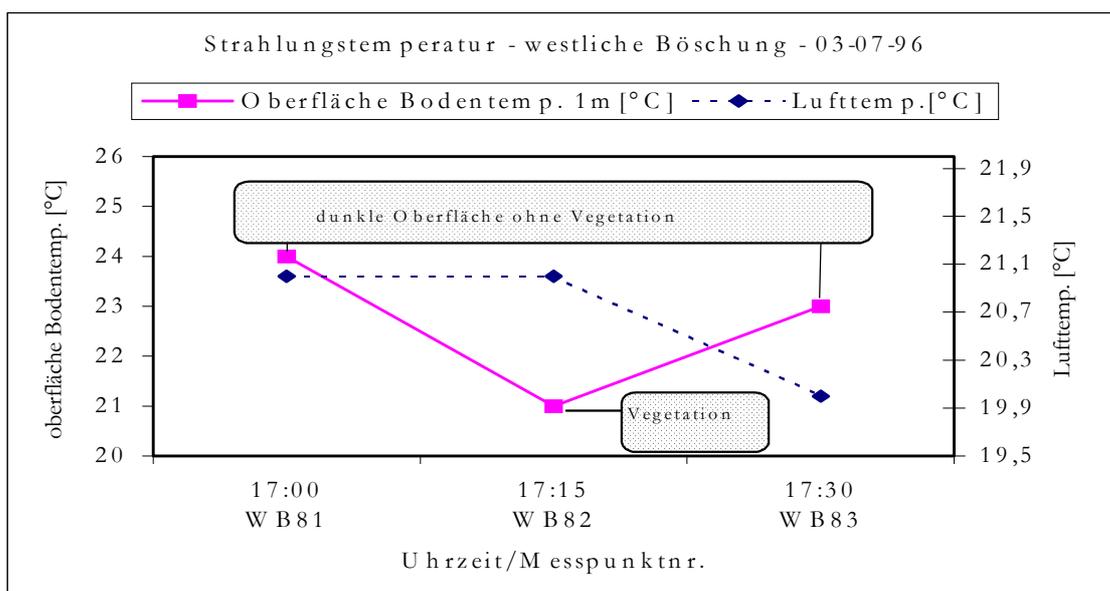


Abb. 68 : Temperaturmessungen an der westlichen Böschung des Kahndorfsees (WB8, Sommer)

Um einen guten Überblick zu gewinnen, wurde das Profil zu einem anderen Zeitpunkt nachgemessen. Am 03.10.96 zeigte Profil WB8 zwischen 14 und 14:45 folgenden Temperaturverlauf. In der Luft wurden 13° bis 14°C gemessen und 1 m über dem Gelände lag der emittierte Temperaturwert bei 14° bis 17° C. Die Temperaturen lagen erwartungsgemäß über dem unbedeckten dunklen Boden höher als über der dünnen Vegetationsdecke (Abb. 69).

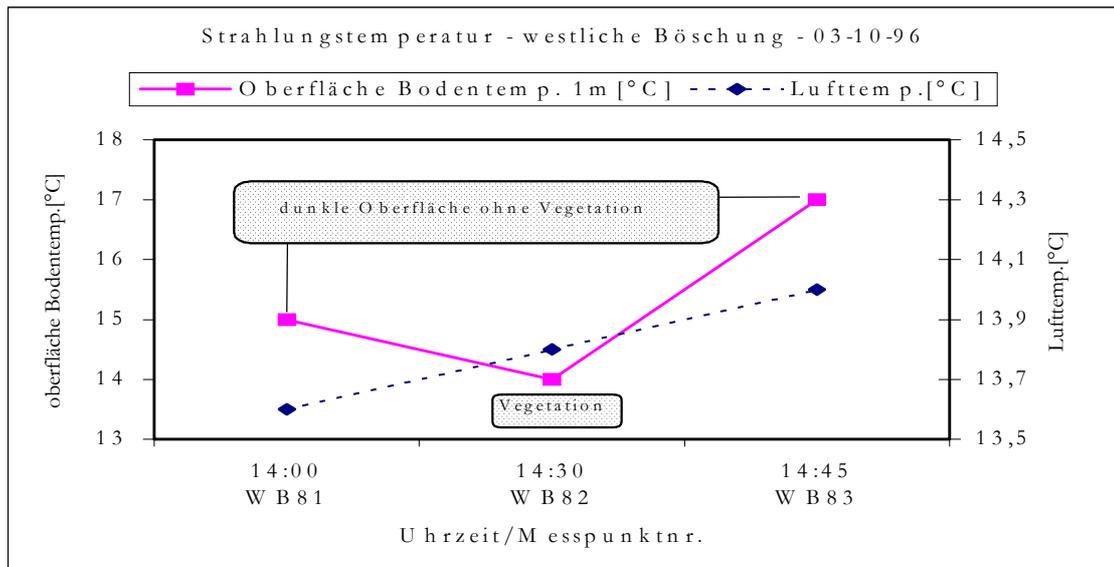


Abb. 69: Temperaturmessungen an der westlichen Böschung Kahnsdorfsee (WB8, Herbst)

Östliche Böschung des Restlochsees Kahnsdorf

Auf der Ostseite des Restlochsees Kahnsdorf wurden fünf Temperaturprofile aufgenommen, die insgesamt 20 Messpunkte mit 200 Messwerten ergaben (Abb. 70). Wegen der unmittelbaren Nähe der Profile OB1 und OB5 werden diese beide gemeinsam behandelt.

Die östliche Böschung war der Drehpunkt des Braunkohlentagebaus und wurde als letzter Bereich 1968 abgebaut und der Abraum simultan geschüttet. Demnach sind die Sedimente 32 Jahre alt und stammen aus dem Tagebau Witznitz II, der bis 1990 in Betrieb war.

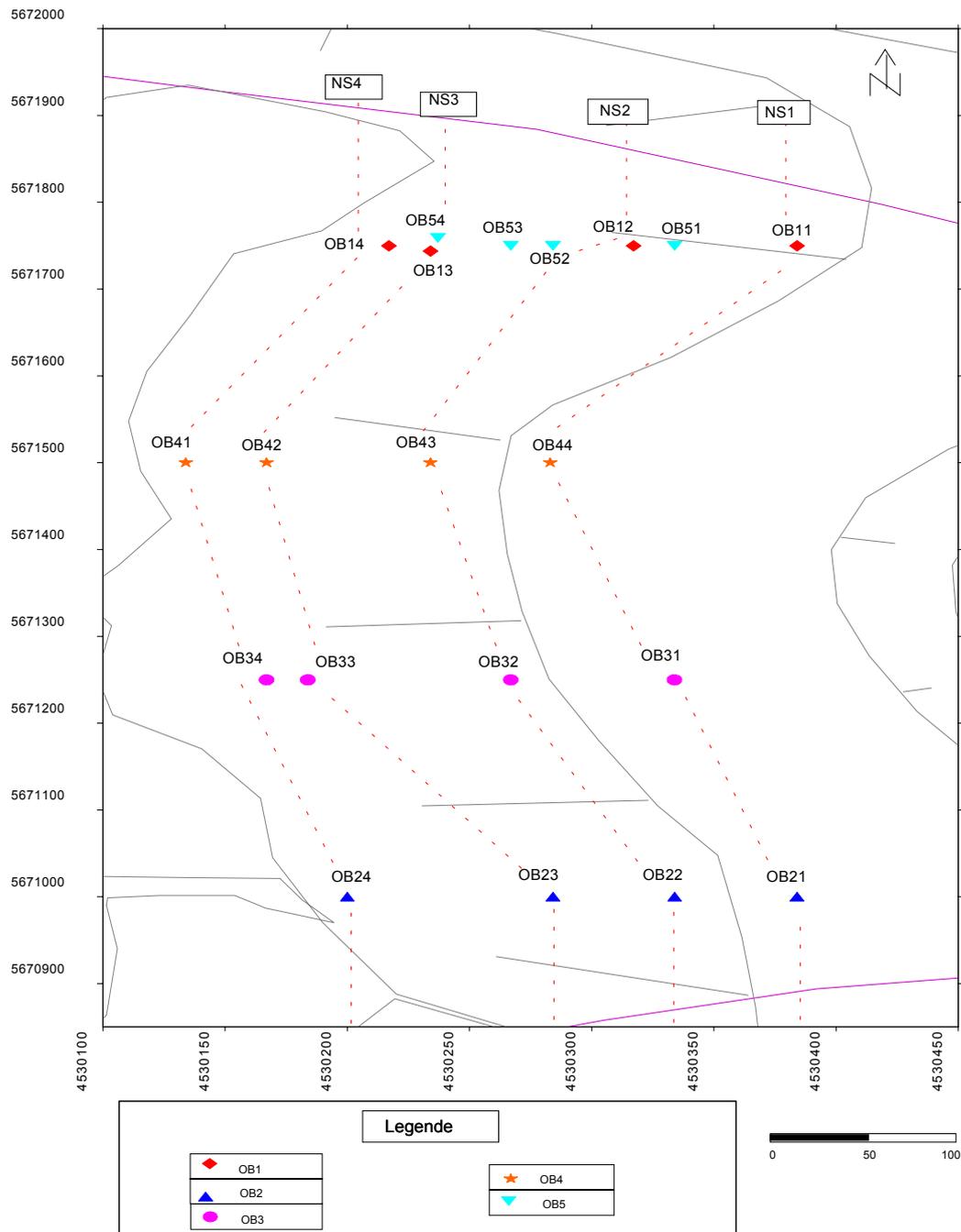


Abb. 70: Benennung und Lage der Profile und Messpunkte auf der östlichen Böschung des Restlochsees Kahnsdorf

4.2 Gemessene Oberflächentemperaturen der Sedimente

Die Resultate der Messungen werden in Nord-Süd Richtung interpretiert, wie dies in Abbildung 71 dargestellt ist. Es ergeben sich insgesamt vier Profillinien, die vom Top der Kippe, entlang des Bahndamms und der Straße geführt werden und immer tiefer, parallel zum See liegen. Abbildung 71 zeigt die Ergebnisse der Profile OB1, am 03.07.96 gemessen und die OB2, 3, 4 und 5, die am 04.07.96 gemessen wurden.

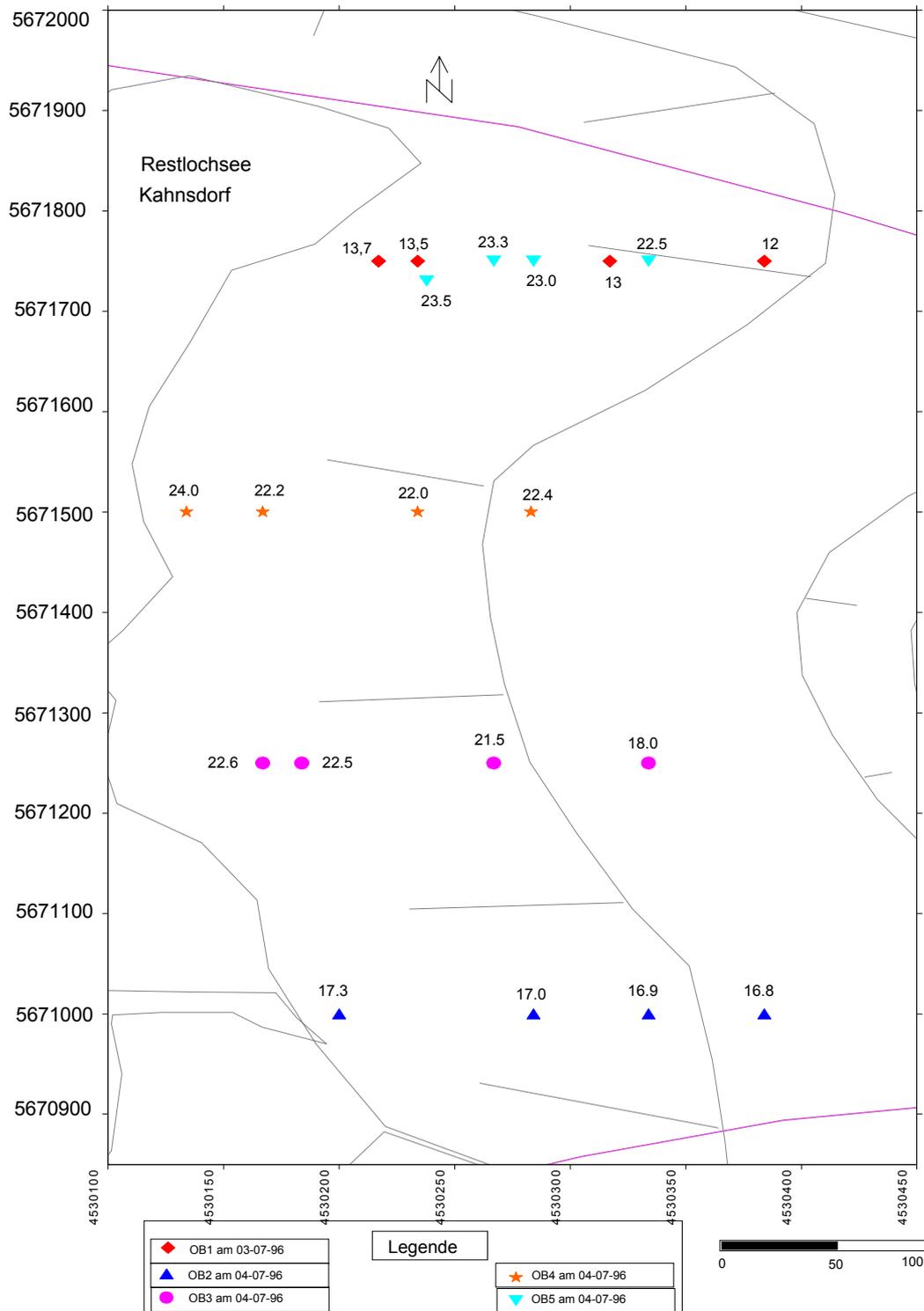


Abb. 71: Messergebnisse der Temperaturemission der Oberfläche der Profile OB1-OB5 an der östlichen Böschung des Restlochsees Kahnsdorf (Sommer, 1996)

4.2 Gemessene Oberflächentemperaturen der Sedimente

Die Ergebnisse, die in Abbildung 71 dargestellt sind, erlauben eine deutliche Aussage in Bezug auf das Temperaturverhalten des Emissionsgrads der Oberfläche in einem Meter Höhe. Jedes Profil, das näher am See liegt, zeigt eine höhere Temperatur als das vorhergehende. Am Messpunkt OB11 liegt die Temperatur bei 12° C und am Messpunkt OB14 bei 13,7°C und 0,2° C höher als der vorhergehende Punkt OB13 (13,5 °C).

Die gleiche Beobachtung kann man am Profil 5 machen (Abb. 71), wo die Temperatur am Punkt OB51 22,5 °C und am Punkt OB54 23,5°C beträgt, was eine Differenz von 1,0°C ausmacht und gegenüber dem vorhergehenden Punkt (OB53) immer noch 0,5°C Differenz bedeutet. Setzt man die Beobachtungsreihe fort, so kann man feststellen, dass die Oberflächentemperatur auf der Böschungskrone am Punkt OB21 und OB24, die in der Nähe des Seeufers liegen 16,8°C beziehungsweise 17,3°C betragen. Damit ergibt sich zu dem vorhergehenden Messpunkt eine Differenz von 0,5° und 0,3°C (OB23, Abb. 71). Die Nord-Süd Profile zeigen ganz zweifelsfrei, dass die Temperaturemission der Sedimente in Seenähe größer ist, als die auf der Böschungskrone.

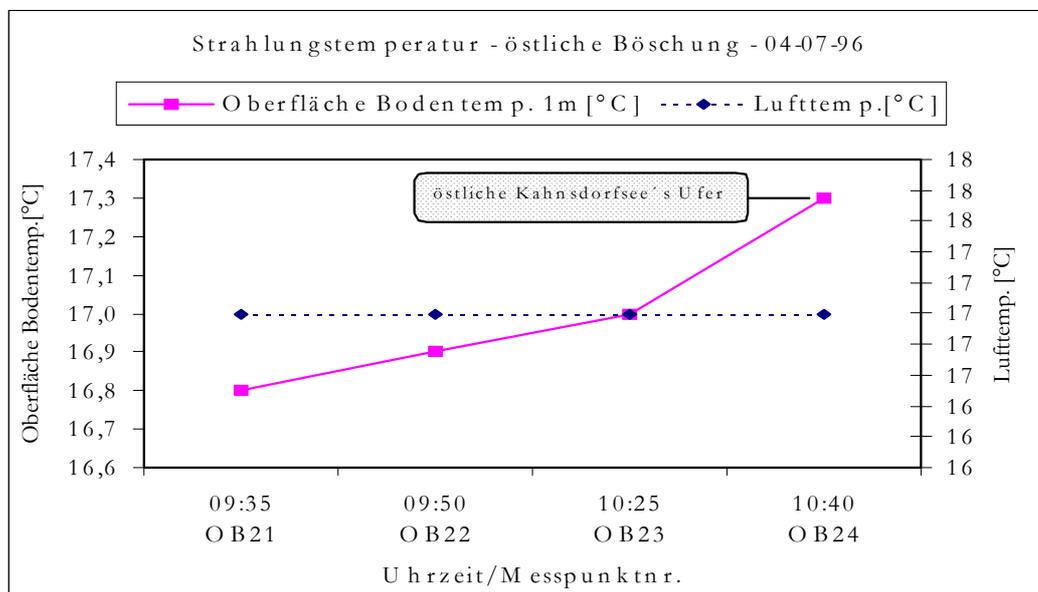


Abb. 72: Temperaturmessungen an der östlichen Böschung des Kahnsdorfsees (OB2, Sommer)

Bei einer gleichbleibenden Lufttemperatur von 17°C während der Zeit von 9:35 bis 10:40 Uhr zeigt das Profil OB2 (Abb. 72) an einem bewölkten Tag, nachdem es am Tag vorher geregnet hatte, dass die Temperatur in 1 m Höhe von der Krone in Richtung See ansteigt und zwar von 16,8°C (OB21) auf 17,3°C (OB24).

Das Profil OB3 (Abb. 73), das am gleichen Tag wie OB2 gemessen wurde, zeigt die gleichen Tendenzen der Zunahme der emittierten Temperatur von der Böschungskrone zum Kahnsdorfseeufer. Das Profil, das von 11:30 bis 12:25 Uhr gemessen wurde, zeigt insgesamt eine höhere Temperatur als OB2. Zwar ist die Lufttemperatur auf 18°C angestiegen, doch auch in diesem Fall wird diese Temperatur von der emittierten Temperatur des Sediments übertroffen. Abbildung 73 zeigt, dass die Temperatur am Punkt OB31 mit 18°C deutlich tiefer liegt als am Punkt OB34 mit 22,6°C. Die Temperaturdifferenz von 4,6°C ist beachtlich, denn die Distanz zwischen den beiden Punkten beträgt nur 167 m.

4.2 Gemessene Oberflächentemperaturen der Sedimente

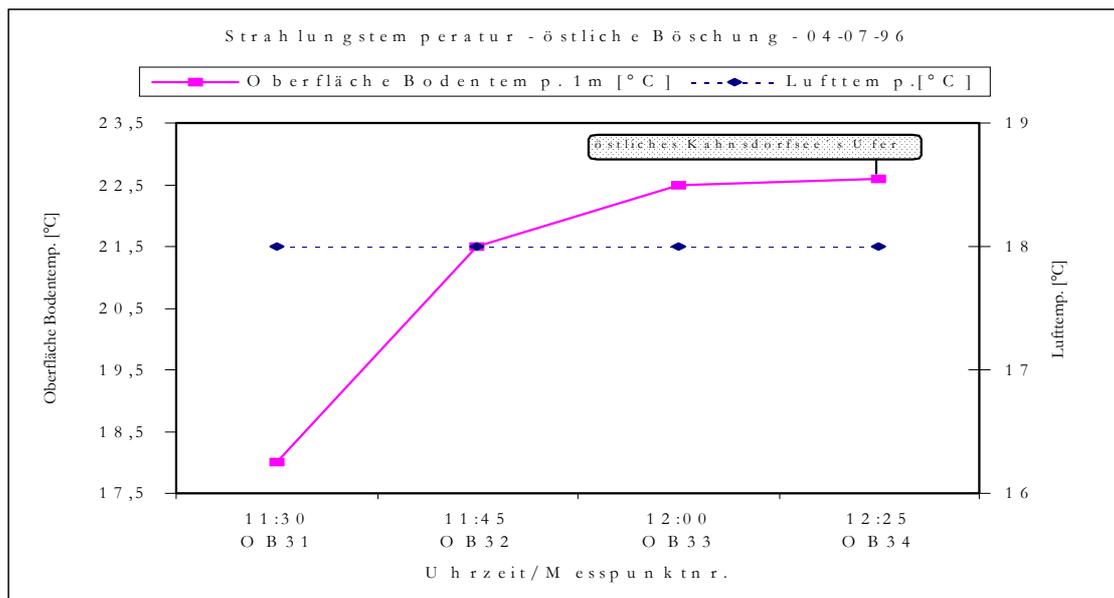


Abb. 73: Temperaturmessungen an der östlichen Böschung des Kahnsdorfsees (OB3, Sommer)

Das Profil OB4 (Abb. 74), welches um 12:55 bis 14:00 Uhr gemessen wurde, hat den gleichen Temperaturverlauf, wie die vorhergehenden Profile. Die Temperatur, die von den Sedimenten emittiert wird, liegt auf der Böschungskrone bei 22,4°C (OB41) und am Ufer des Restlochsees bei 24°C (OB44), was eine Temperaturerhöhung von 2,4°C ausmacht. Die Temperatursprung vom zweitiefsten (OB43) zum tiefsten Punkt (OB44) am Ufer, der 0,8°C beträgt. Allerdings ist auch in dieser Zeit der größte Lufttemperatursprung zu vermerken, wie deutlich aus Abbildung 74 zu sehen ist.

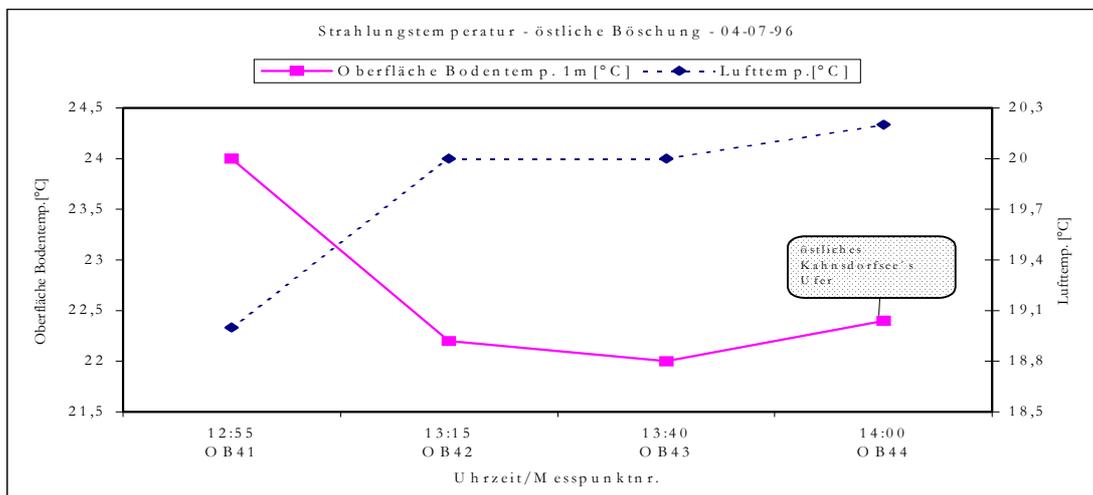


Abb. 74: Temperaturmessungen an der östlichen Böschung des Kahnsdorfsees (OB4, Sommer)

Im Herbst wurden die Profile OB2, 3 und 5 wieder gemessen (Abb. 75, 76, 77 und 78), um zu sehen, ob sich die gleiche Tendenz bemerkbar macht und wie groß die einzelnen Temperaturunterschiede zwischen Böschungskrone und Uferlinie des Kahnsdorfsee sein würde. Hinzu kam die Annahme, dass bei einer Temperaturerhöhung aufgrund der Umsetzung von Eisendisulfid die Grundwasserstände eine wichtige Rolle spielen würden, denn bei größeren Flurabständen würde die Temperatur nicht so stark an die Oberfläche transportiert werden, wie dies bei kleineren

4.2 Gemessene Oberflächentemperaturen der Sedimente

Flurabständen der Fall wäre. Da die Hangfläche größtenteils mit Wiese bedeckt war, konnte von gleichen Messkonditionen ausgegangen werden.

Eine andere Erklärung, als die der temperaturwirksamen Pyritoxidation kann nicht als plausibel für die Temperaturerhöhung anführt werden. Abbildung 75 zeigt für die Nord-Süd verlaufenden Profilinien wieder eine höhere Temperatur entlang der Uferlinie gegenüber der Temperatur auf der Krone der Böschung. Die Messungen erfolgten, nicht in einer der Erosionsrinnen, die man häufiger beobachten kann, so dass die höheren Temperaturen nicht auf die Messungen über dunklen Sedimenten zurückgeführt werden können.

Die Karte, die in Abbildung 75 dargestellt ist, zeigt auch für den Herbst, dass die östliche Böschung des Restlochsees Kahnsdorf den gleichen Temperaturverlauf hat, wie die Sommerwerte. Die Böschungskrone hat hierbei die niedrigsten emittierten Temperaturen und die Messungen entlang der Uferlinie zeigen die höchsten Temperaturen.

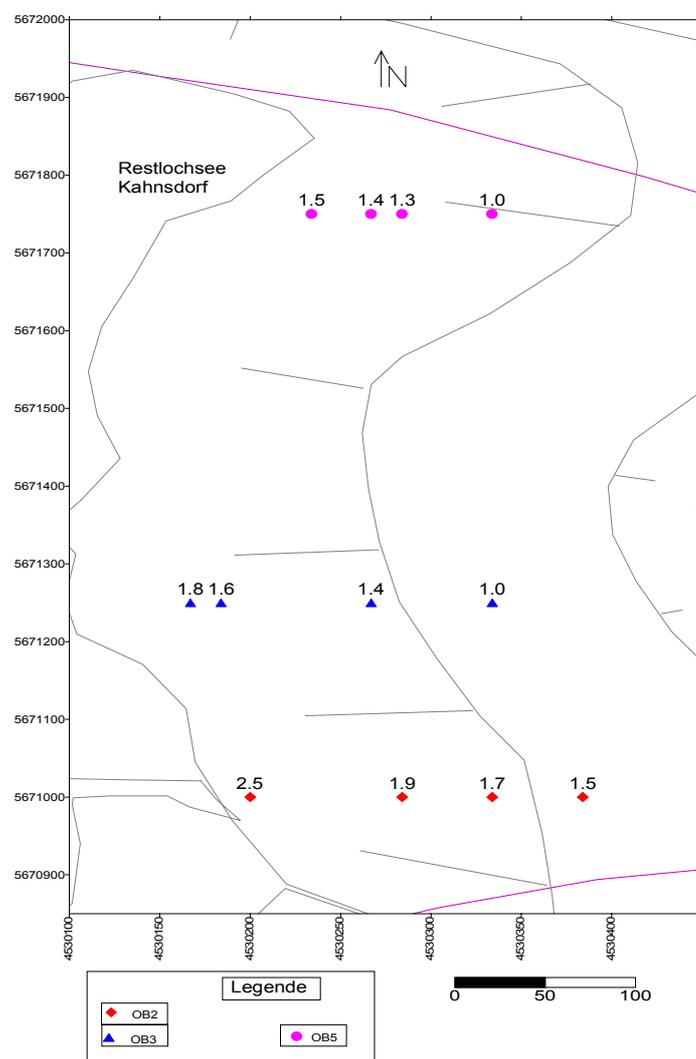


Abb. 75: Temperaturprofile der Oberflächenemission der östlichen Böschung am 27.11.96

In der Tiefe läßt sich das gleiche Bild beobachten, denn die Temperaturlinien für 2,5 – 1,5 cm Tiefe korrelieren bzw. verlaufen parallel zu mit der Linie in 1 cm Abstand.

4.2 Gemessene Oberflächentemperaturen der Sedimente

Das Profil OB3 (Abb. 78) wurde ebenso gemessen und zeigt eine ähnliche Tendenz. Die Messung zwischen 11:00 und 12:15 Uhr zeigt eine Lufttemperatur von 1,4 bis 2°C und eine Oberflächentemperatur zwischen 1° und 1,8°C. Der Punkt OB34, der näher an der Uferlinie des Restlochsees liegt, ist 0,8°C höher, als der Wert des Punktes OB31, der auf der Böschungskrone liegt (Abb. 78)

Das Profil OB5 (Abb. 77) wurde zwischen 9:30 und 10:35 Uhr gemessen und die Lufttemperatur lag zwischen 0,8° und 1,3°C. Die Oberflächentemperatur in 1 m Höhe wurde zwischen 1° und 1,5°C gemessen, wobei der Punkt OB54 am Ufer wiederum eine höhere Temperatur (0,5°C) aufwies, als der Messpunkt OB51, der auf der Böschungskrone lag. Die Korrelation der Werte, die in den verschiedenen Tiefen gemessen wurden, mit den Oberflächentemperaturen ist sehr gut und ohne Abweichungen von der Regel, wie das Profil OB2 (Abb. 76) darstellt..

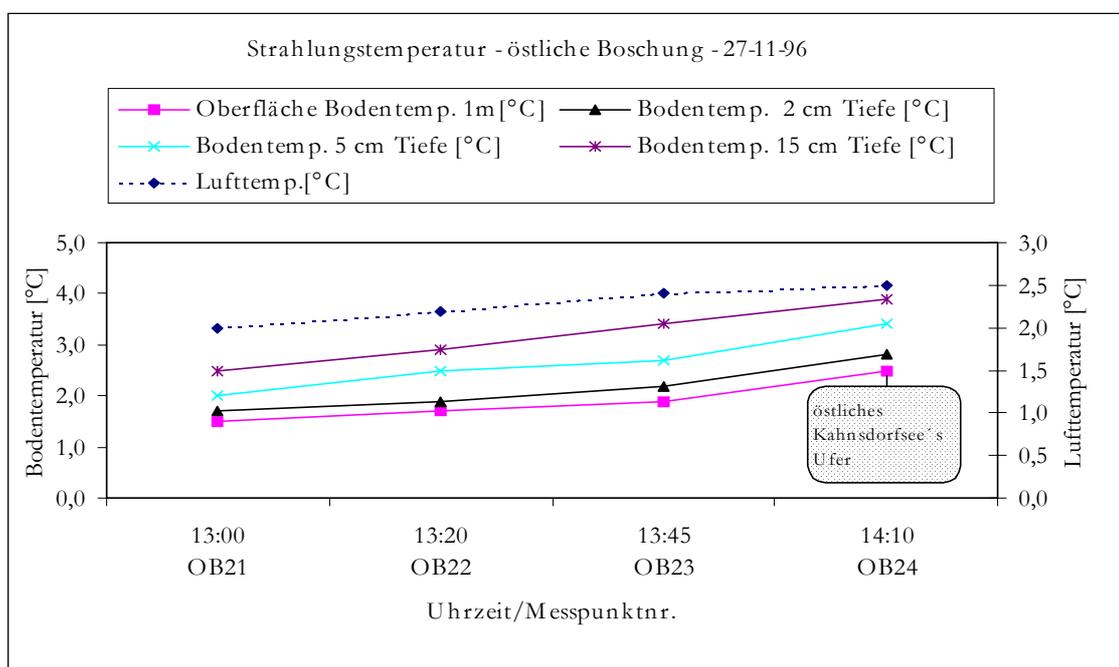


Abb. 76: Temperaturmessungen an der östliche Böschungen des Kahnsdorfsees (OB2, Herbst)

4.2 Gemessene Oberflächentemperaturen der Sedimente

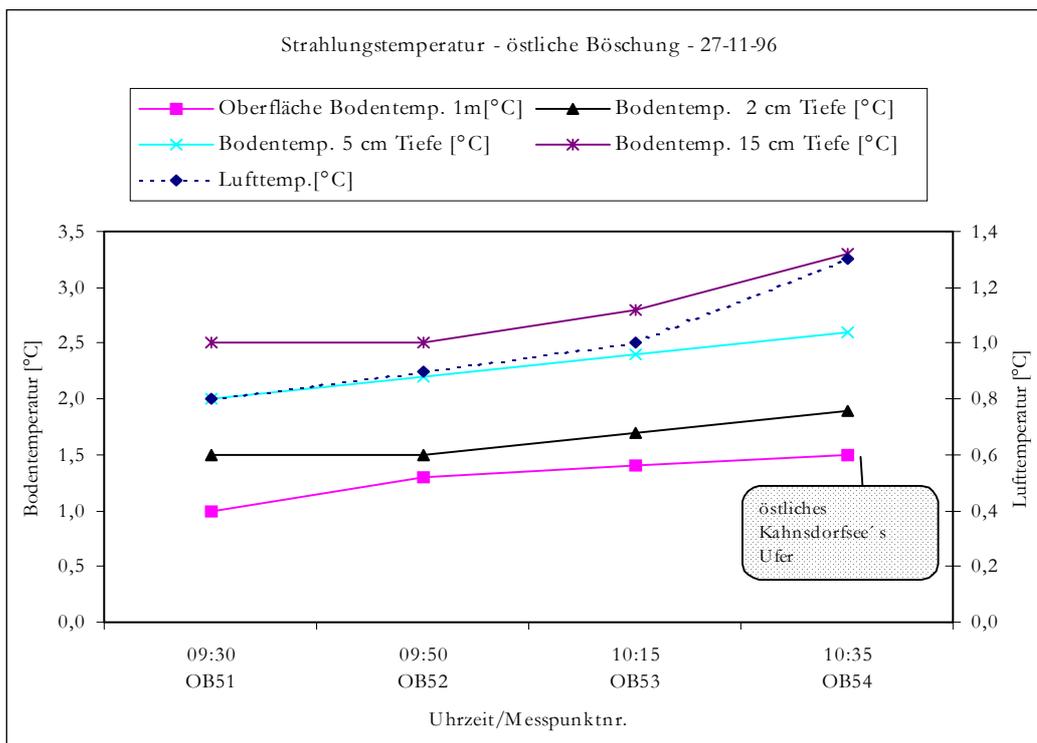


Abb. 77: Temperaturmessungen an der östlichen Böschung des Kahnsdorfsees (OB5, Herbst)

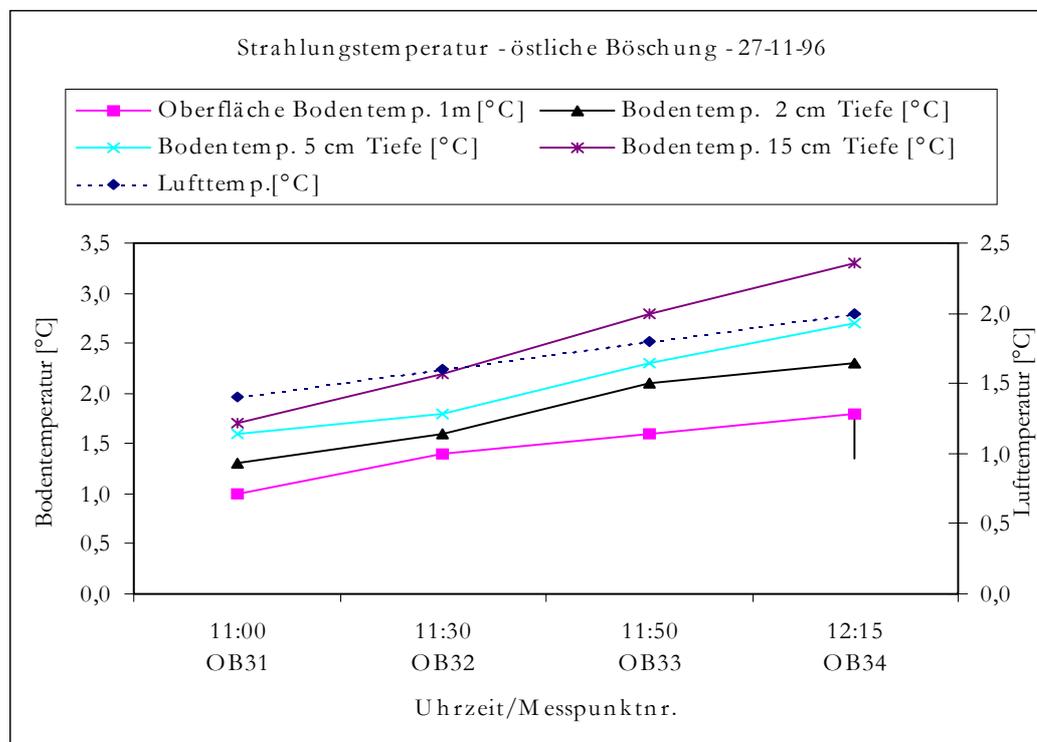


Abb. 78: Temperaturmessungen an der östlichen Böschung des Kahnsdorfsees (OB3, Herbst)

4.2 Gemessene Oberflächentemperaturen der Sedimente

Da die Profile OB1 und OB5 sehr dicht beieinander lagen, wurden beide nach drei Monaten wieder vermessen. Hierbei zeigte sich, dass die Differenz der Messung äußerst gering war und die beiden Profile sich gleich verhielten, obwohl die äußeren Bedingungen bei beiden Messungen sehr unterschiedlich waren.

Die untere Abbildung 79 zeigt eine sehr gute Übereinstimmung der gemessenen Temperaturwerte für die Emission der Oberfläche. Auch ist die Tendenz deutlich erkennbar, dass die Temperaturen von der Böschungskrone zum Restlochsee Kahnsdorf hin zunehmen.

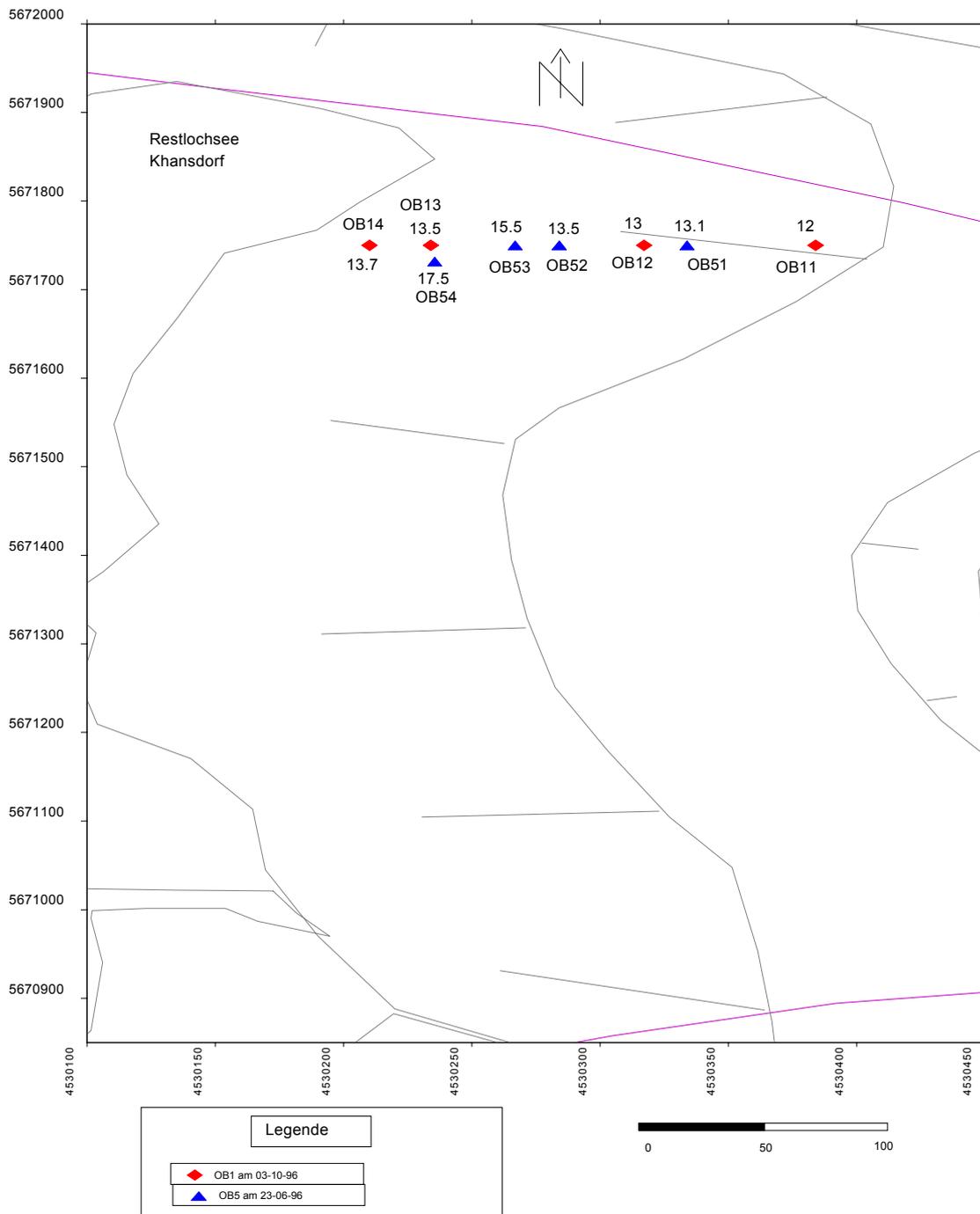


Abb. 79: Temperatur der Oberflächenemission der östlichen Böschung des Restlochsees Kahnsdorf entlang der Profile OB1 und OB5

4.2 Gemessene Oberflächentemperaturen der Sedimente

Die Temperatur der Oberflächenemission am 03.10.96 des Profils OB1 liegt zwischen 12° und 13,7°C und die Temperatur der Luft zwischen 16 und 16:50 Uhr zwischen 12,6° bis 14 °C, wie aus Abbildung 80 abzulesen ist.

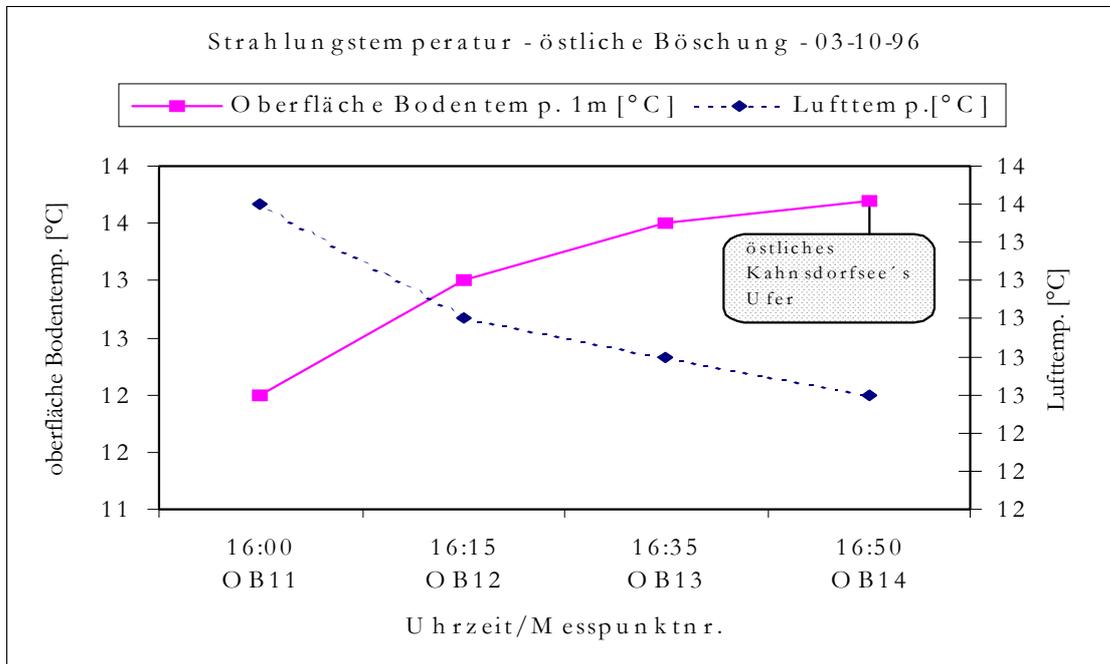


Abb. 80: Temperaturmessungen an der östlichen Böschung des Kahnsdorfsee (OB1, Herbst)

Die Lufttemperatur am 23.06.96 betrug während der Messung von 15:40 bis 16:10 Uhr zwischen 12,3° und 13°C. Die emittierte Temperatur der Oberfläche in 1 m Höhe lag beim Punkt OB51 bei 12,6°C und beim Messpunkt OB54 bei 17°C, obwohl in der Zwischenzeit die Lufttemperatur um 1° C gefallen war (Abb. 81).

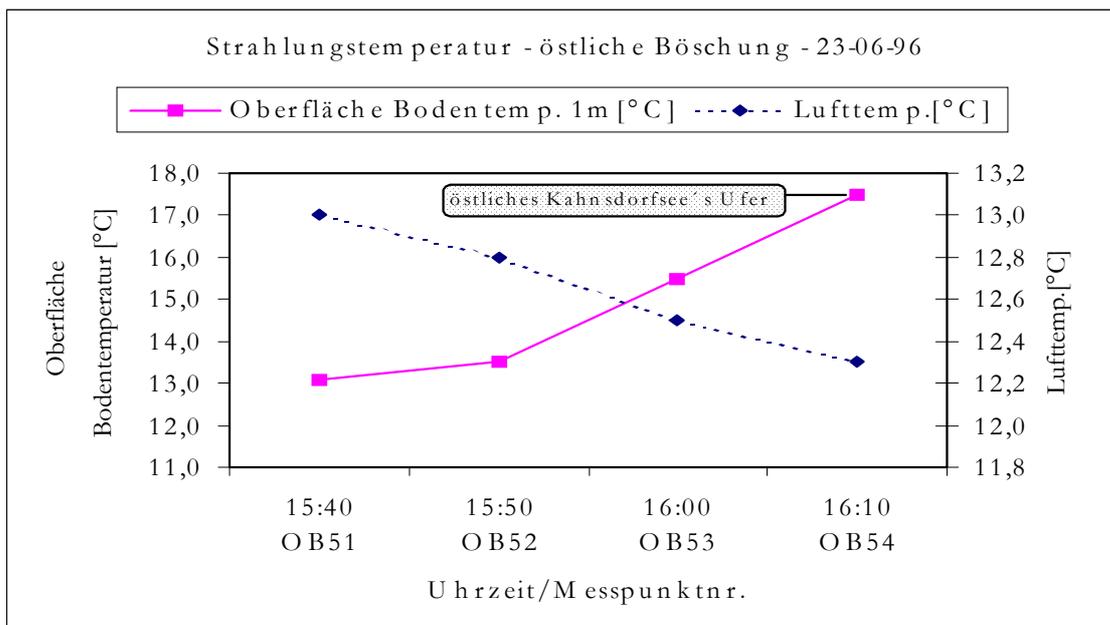


Abb. 81: Temperaturmessungen an der östlichen Böschung des Kahnsdorfsees (OB5, Frühsommer)

4.2.2 Oberflächenwasser

Im Untersuchungsraum wurden nur die Oberflächenwassertemperaturen des Restlochsees Kahnsdorf gemessen. Die Flüsse Pleiße und Whyra wurden wegen ihrer großen Ausdehnung nicht gemessen.

Der Kanal, in dem das Grundwasser aus den Entwässerungsbrunnen, die um den Tagebau angeordnet sind, abgeleitet wird, wäre genügend groß gewesen, um auf der Aufnahme des DAIS 7915 Sensors gut klassifizierbar zu sein, jedoch wurde von der DLR nur der Restlochsee einbezogen.

Restlochsee Kahnsdorf

Wie Abbildung 82 zeigt, wurden fünf Temperaturprofile über den Restlochsee Kahnsdorf RK1, RK2, 3, 4 und 5 gemessen. Jedes Profil besteht aus 18 Messpunkten, an denen insgesamt 90 Messungen der Oberflächenwassertemperatur durchgeführt wurden.

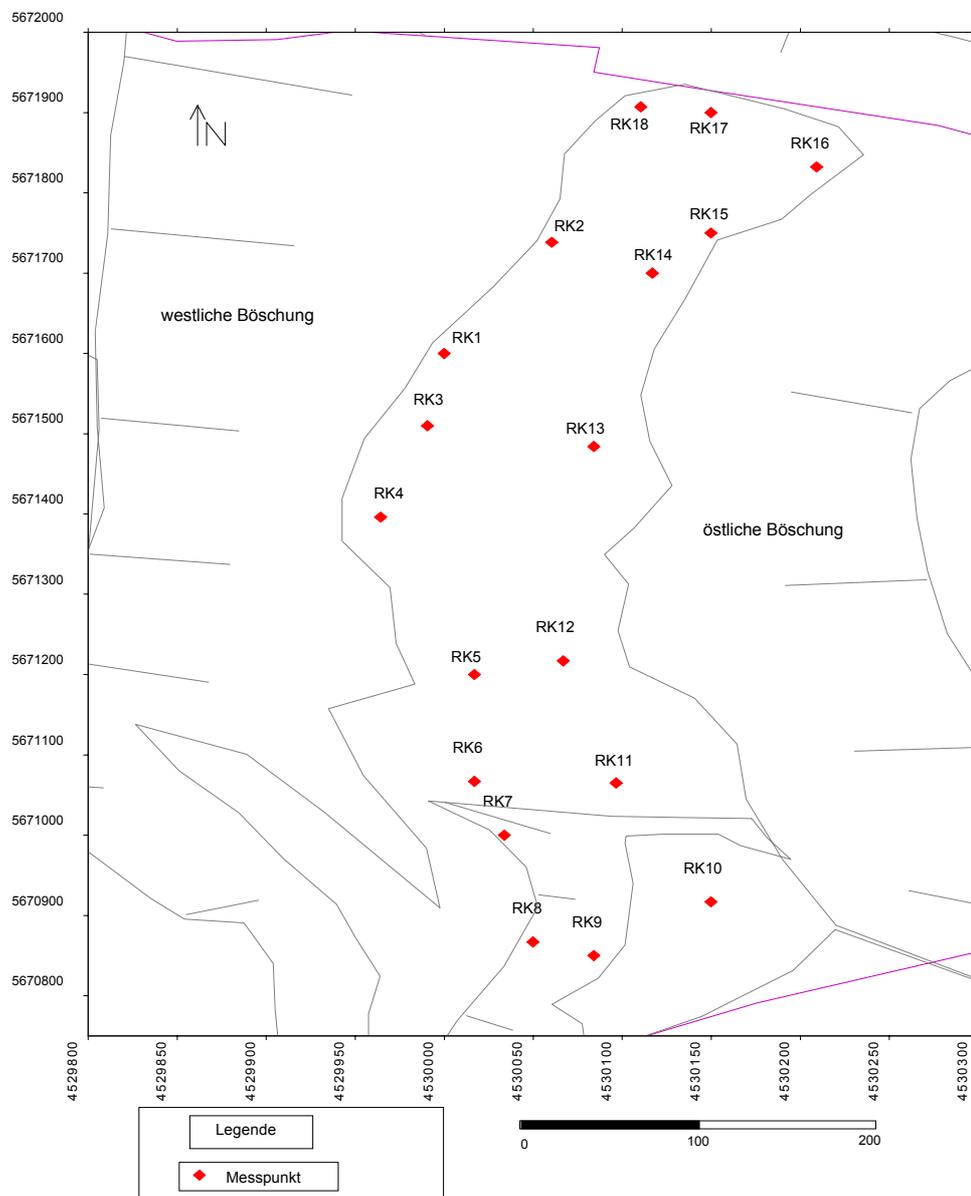


Abb. 82: Restlochsee Kahnsdorf mit der Lokalisierung der Profile und Messpunkte

Abbildung 82 zeigt die Messpunkte des Profils RK1, das am 30.05.96 gemessen wurde. An diesem Tag fand die erste Befliegung statt. Die Ergebnisse werden gesondert nochmals betrachtet (Abschnitt 5.4), wenn eine Korrelation zwischen den DAIS 7915 Daten und denen des Strahlungsthermometers durchgeführt wird.

Das Profil RK5 wurde am 30.10.96 aufgenommen, als die zweite Befliegung mit dem DAIS Sensor stattfand. Die Ergebnisse (Aufnahme) von dieser Befliegung wurden von DLR nicht zur Verfügung gestellt, so dass die Strahlungstemperatur, die mittels Strahlungsthermometer gemessen wurde, wurden nicht für eine Korrelation herangezogen. Abbildung 83 zeigt die Ergebnisse die Temperaturmessung der Wasseroberfläche des Restlochsees Kahnsdorf mit dem Strahlungsthermometer für den Profil RK3 am 03.07.96.

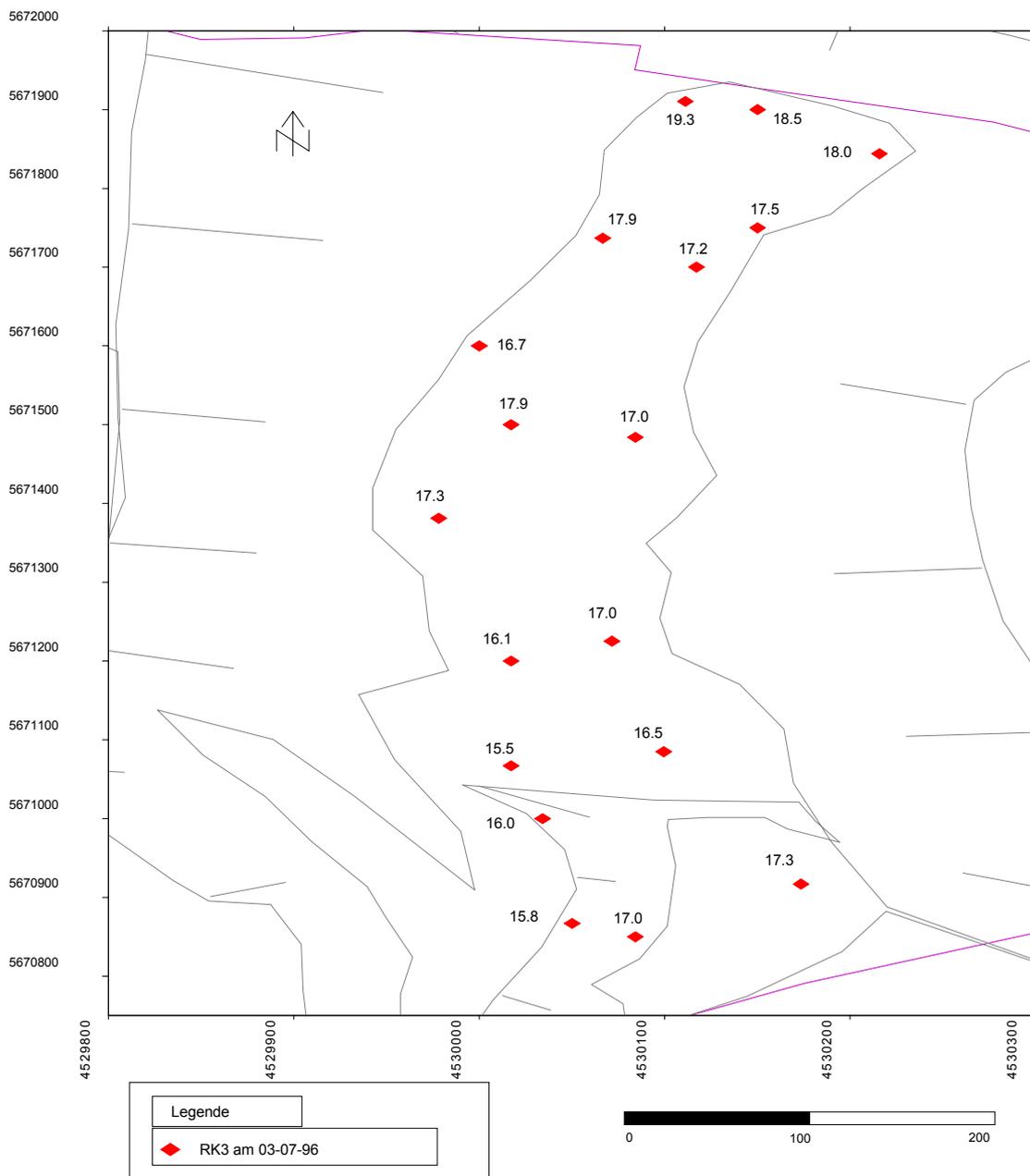


Abb. 83: Messergebnisse des Strahlungsthermometers für das Profils RK3 vom 03.07.96

Die Messergebnisse des Profils RK3 (Abb. 84) zeigen eine Temperaturvariation zwischen 20 bis 22,5°C in der Zeit von 11:15 bis 17:00 Uhr. Die wärmste Periode des Tages lag zwischen 14.55 bis 16 Uhr, in der die Temperatur stabil bei 22,5°C blieb. Während der Aufnahme der Profile war der Wind sehr stark, was jedoch nicht quantifiziert werden kann, da weder Daten über die Windgeschwindigkeit noch über die Richtung vorliegen. Außerdem gab es einen Wechsel zwischen Sonne und leichter Bewölkung.

Die Strahlungstemperatur des Wassers lag zwischen 15,5°C (Messpunkt RK6) und 19,3°C am Messpunkt RK18, der sich am nahe dem Ufer des Restlochsees Kahnsdorf befindet, wo eine Anreicherung von Schwebstoffen, die im wesentlichen aus den Braunkohleteichen besteht, die aus dem anstehenden Flöz der ehemaligen Bergbaustrosse herausgeschwemmt wurden, die Seeoberfläche dunkel bis schwarz färbt. Diese Schwebstoffe treibt der Wind immer in eine andere Richtung zum Ufer. Die konzentrierte Schwebstoffmenge wurde nicht gemessen, doch kann man auf der Luftbild - Infrarotaufnahme die dunklen bis schwarzen Flächen deutlich erkennen. Daraus erklärt sich die Temperaturdifferenz von 3,8°C vom Uferbereich des Sees zum Zentrum, wo die Wassertiefe größer ist.

Im allgemeinen kann man feststellen, dass die höheren Temperaturen an den Rändern des Restlochsees gemessen wurden, während zum zentralen, tieferen Teil des Sees, die Temperaturen niedriger waren. An den Böschungsrändern, besonders an der Westseite, kommt es zur Erosion, die große Mengen an schwarzen Sedimenten in den See schwemmen (Abbildung 84).

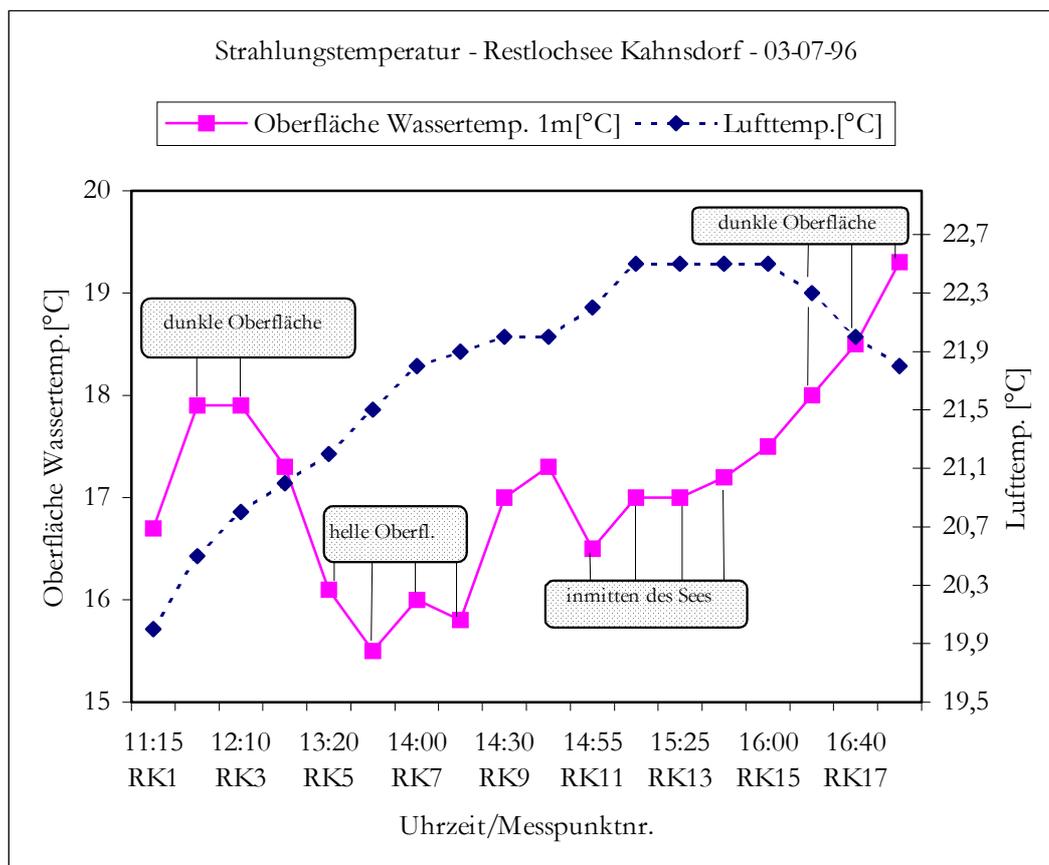


Abb. 84: Temperaturdiagramm der Messergebnisse des Profils RK3 (Frühsummer, 1996)

Das Profil RK4 (Abbildungen 85 und 86) wurde am 05.07.96 aufgenommen. Die Messungen begannen um 5 Uhr morgens, um festzustellen, ob sich im Laufe der Morgenstunden eine signifikante Temperaturänderung an der Wasseroberfläche vollziehen würde. Die Lufttemperatur bewegte sich in diesem Zeitraum zwischen 10,5° und 12°C, wobei die Sonne teilweise direkt

einstrahlte und teilweise eine Wolkenbedeckung aufgezeichnet wurde. Die Messung endete um 7:45 Uhr. Die Lufttemperatur unterlag auch gewissen Schwankungen, da der Wind sehr unterschiedlich stark wehte. Dies ist erstaunlich, da der See eine sehr kleine Fläche einnimmt und von den Rändern her sehr gut geschützt zwischen Böschungen und Vorfelddrand liegt.

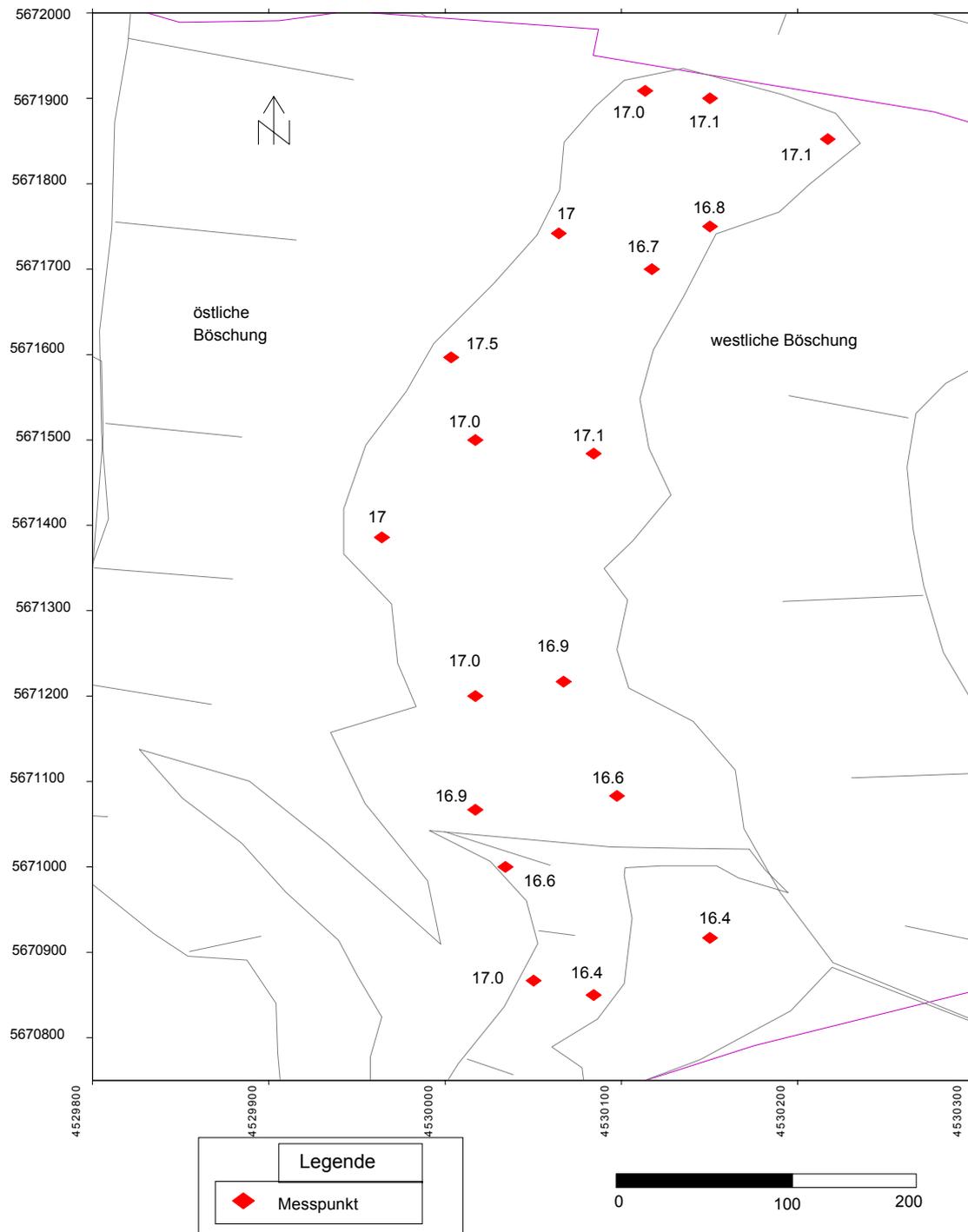


Abb. 85: Messergebnisse der emittierten Temperatur für das Profil RK4 vom 05.07.96

Das Profil RK4 (Abb. 86) zeigt sehr homogene Resultate für die Strahlungstemperatur der Seeoberfläche mit einer kleinen Differenz von 1,1°C, wobei die absoluten Temperaturen der Wasseroberfläche zwischen 16,4° und 17,5°C lagen. Damit liegt die Temperatur in den Morgenstunden

deutlich über der Lufttemperatur, obwohl der Wasserkörper relativ klein ist und ein schnellerer Temperatureaustausch möglich wäre.

Wie aus Abbildung 86 entnommen werden kann, schwankt die Lufttemperatur zwischen 10,5° und 12°C während der Messperiode von 5:00 bis 7:45 Uhr, wobei die tiefste Temperatur um 7:45 Uhr erreicht wird. Die Wassertemperaturen an der Oberfläche sind zwar relativ homogen, doch gibt es in der Mitte des Sees einige Stellen, die ebenso warm sind, wie die Bereiche am Rand wo starke schwarze Schwebstoffanteile beobachtet werden. Sechs Punkte zeigen eine Temperatur von 17°C und drei Punkte liegen bei 16,4°C.

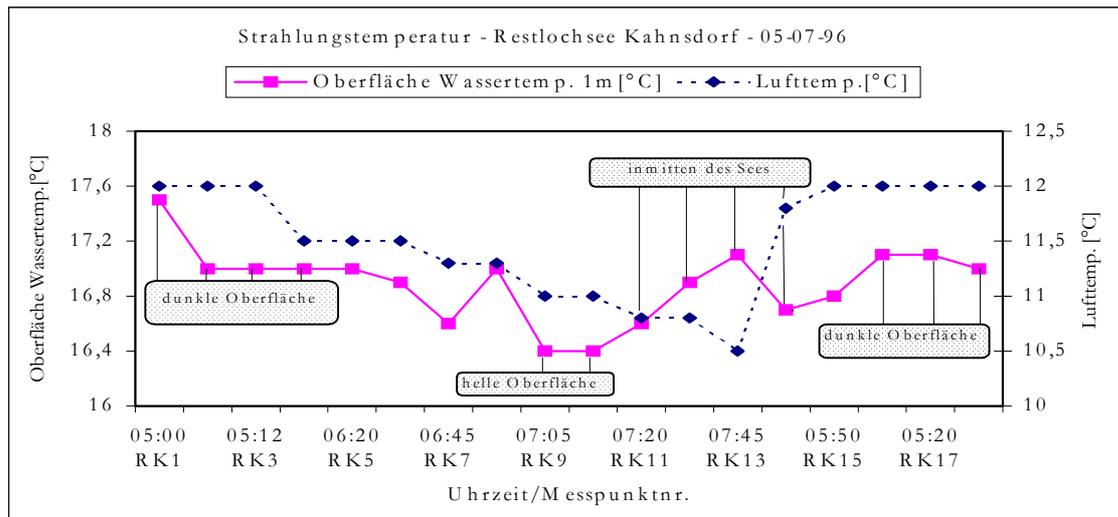


Abb. 86: Temperaturmessergebnisse des Profils RK4 (Frühsommer, 1996)

Das Profil RK5 wurde am 30.10.96 von 12:55 bis 13:17 Uhr gemessen (Abb. 87). Der Tag war sonnig und relativ warm für die Jahreszeit. Die gemessenen Lufttemperaturen schwankten von 11,9° bis 13,5°C und Oberflächentemperaturen des Wassers zwischen 10,4° und 11,5°C. Damit betrug die Temperaturdifferenz im Wasser ebenfalls 1,1°C wie schon bei der Messung am 03.07.96, was auf eine hohe Konstanz bei der Wassertemperatur schließen lässt.

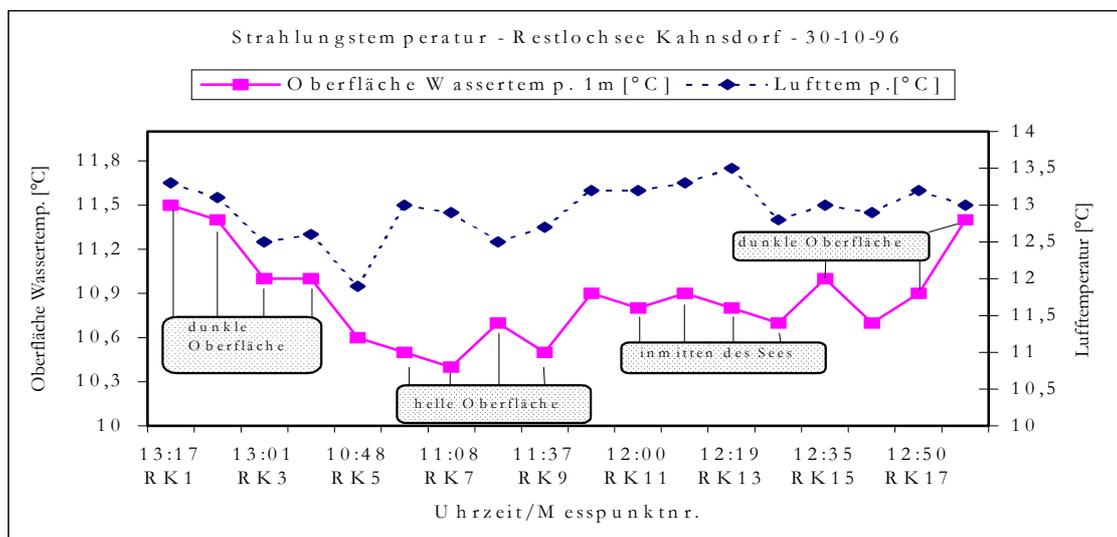


Abb. 87: Temperaturergebnisse des Profils RK5 (Herbst, 1996)

Das Temperaturbild (Profil RK5 – Abb. 87) sieht aber etwas anders aus, als dies Abbildung 86 für das Profil RK 4 zeigt. Die höchste Temperatur wird am Punkt RK1 gemessen, der an der flachsten Stelle des Sees liegt und wo viele dunkle Schwebstoffe angetroffen werden. Der Punkt RK7 (10,4°C) ist der kälteste Messpunkt, der an einer Stelle liegt, wo der See relativ tief ist.

Die genauen Messergebnisse des Profils RK5 sind in Abbildung 88 dargestellt. An drei Punkten werden 11°C, an je zwei Punkten werden jeweils 10,7° und 10,9°C gemessen und an den anderen Punkten 10,9°C. Trotz der Sonneneinstrahlung ist die Temperatur der Bereiche wo Schwebstoffe beobachtet werden nicht signifikant höher als in den anderen Bereichen.

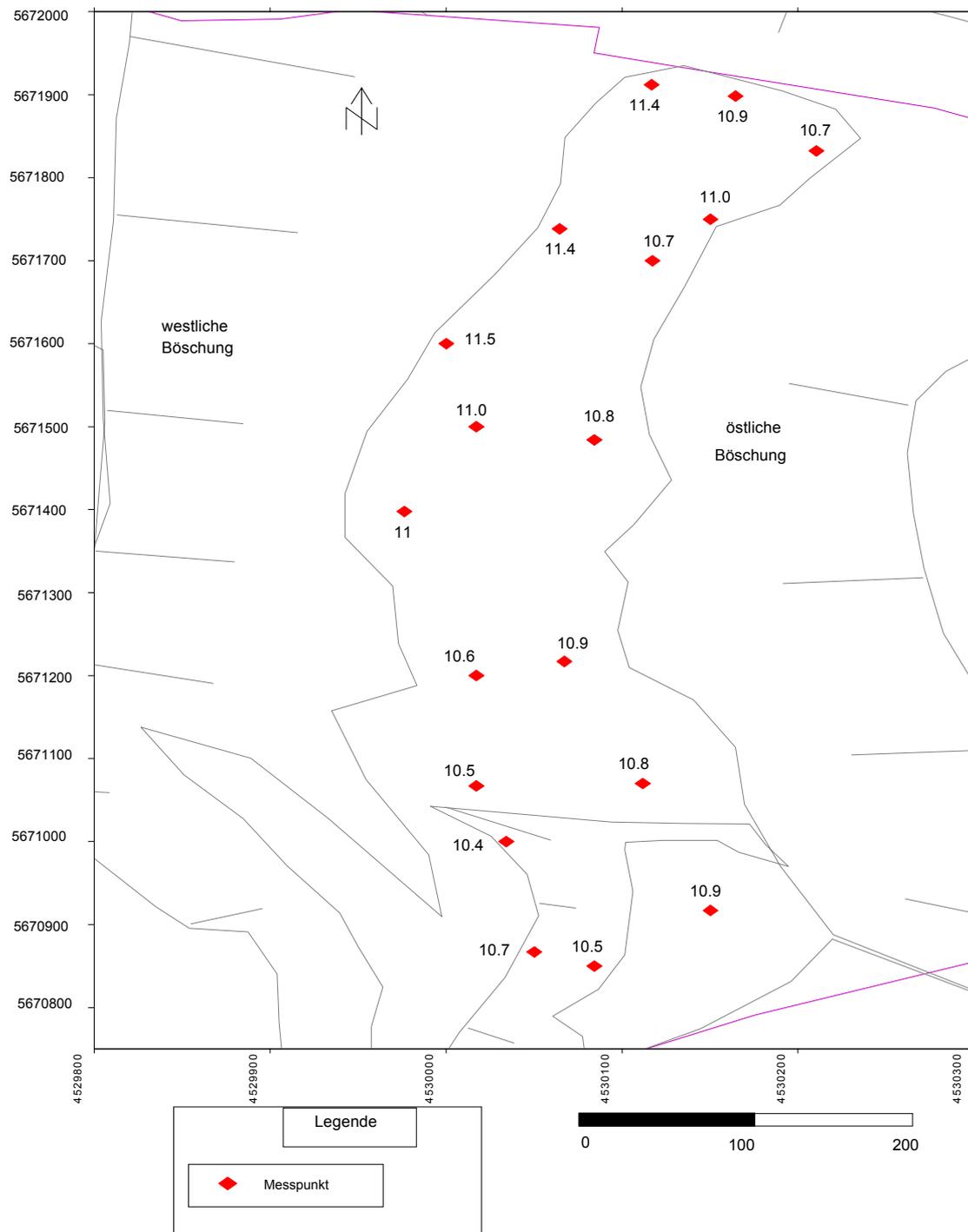


Abb. 88: Messergebnisse der emittierten Temperatur des Profils RK5 vom 03.10.96

4.3 DTA (Differentialthermoanalyse)

Die Proben, die für die Differentialthermoanalyse (DTA) genommen wurden, sind in Abbildung 89 dargestellt.

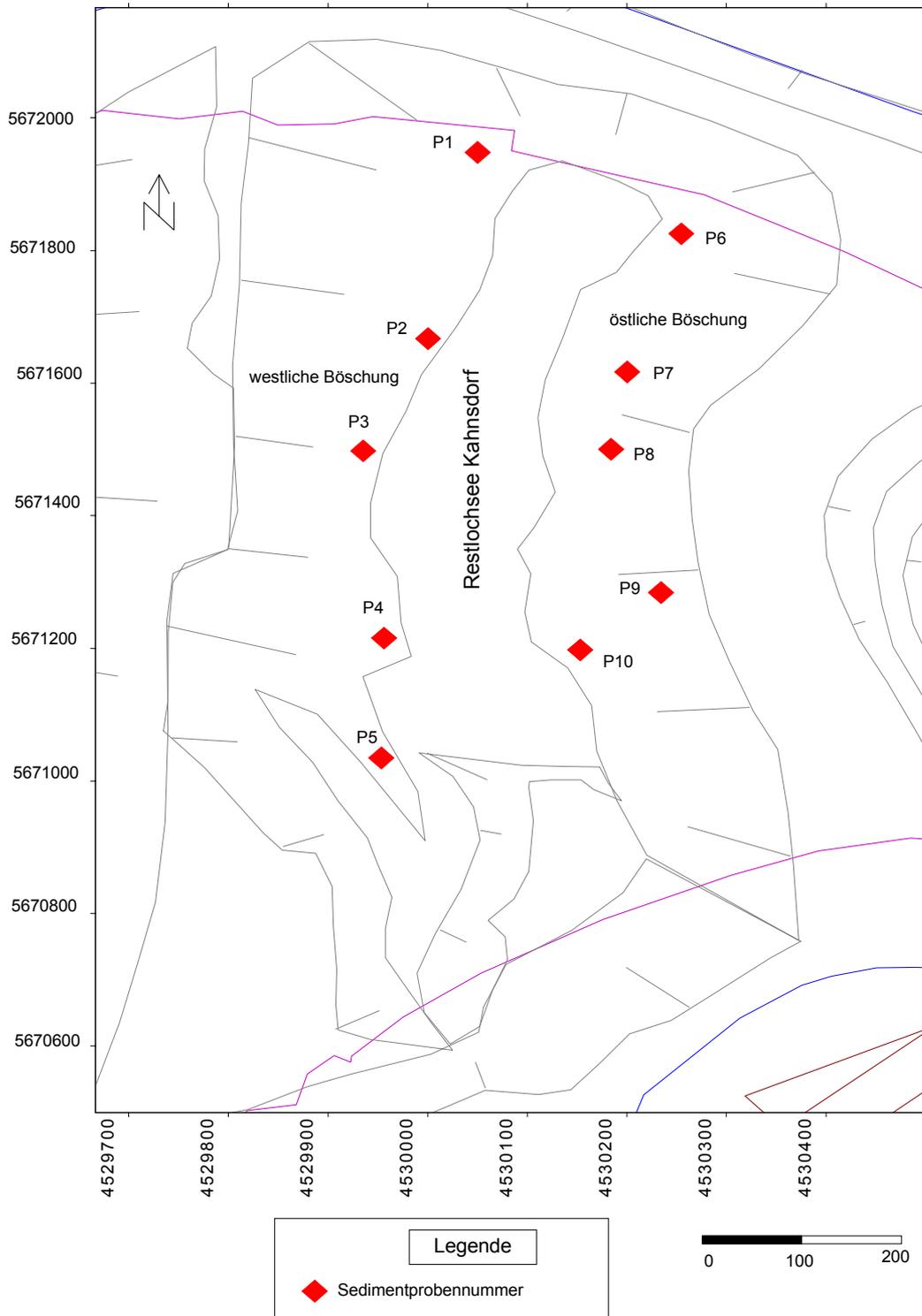


Abb. 89: Lokalitäten und Nummern der für die Sedimentanalysen (RDA, RFA und DTA) genommenen Proben

Wie bereits im Kapitel 3 dargestellt, wurden die Proben mit einer Schlitzsonde aus drei verschiedenen Tiefen gezogen. Entsprechend der Teufe, aus der die Proben stammen, werden sie wie folgt bezeichnet: P1-0/15, ist die Probe Nummer 1 aus einer Teufe von 0-15 cm und P2-50/65 stammt vom Probenpunkt 2 aus einer Teufe von 50 –65 cm. Nach dem beschriebenen Schema müssten 30 Proben insgesamt gezogen worden sein, was jedoch nicht der Fall ist, da an einigen Stellen sich aus der größten Tiefe von einem Meter keine Probe ziehen ließ. Insofern standen nur 27 Proben für die Analytik zur Verfügung.

Die Proben wurden, wie beschrieben (Abschnitt 3.3) mit der DTA im Intervall von 20°-100°C untersucht:

1. Wassersaturierte Probe, sofort geschlossen, Erhitzung 4°C/min
2. Wassersaturierte Probe, ½ Stunde offen gelassen, Erhitzung 4°C/min
3. Wassersaturierte Probe, sofort geschlossen und nach 30 Minuten Verweilzeit an der Luft, Erhitzung 4°C/min

Da die Proben P1-0/15 und P1-50/65 nicht brauchbar waren, wurden die Messungen mit der Probe P1-85/100 begonnen. Abbildung 90 zeigt die dritte Analysenform, die keine exotherme Reaktion zeigt. Diese Probe (P1-85/100) wurde dann mit der zweiten Methode (Abb. 91) untersucht und zeigt ein völlig anderes Ergebnis als die vorherige genannt Untersuchung (Abb. 90). An der DTA Kurve (Abb. 91) lässt sich deutlich eine Evaporation erkennen und zwischen 61,47°C und 68,49°C findet eine exotherme Reaktion mit einem Maximum bei 63,84°C statt, bei dem 0,36 J/g freigesetzt wird.

Die Probe P2-0/15 (Abb. 92) zeigt ab 70°C eine deutliche exotherme Spitze, die sich nicht einfach erklären lässt. Es kommt eine Tonmineralveränderung durch Wasserabgabe in Frage, bei der entsprechend Energie frei wird. Diese Spitze wird nicht auf eine Pyritoxidation zurückgeführt.

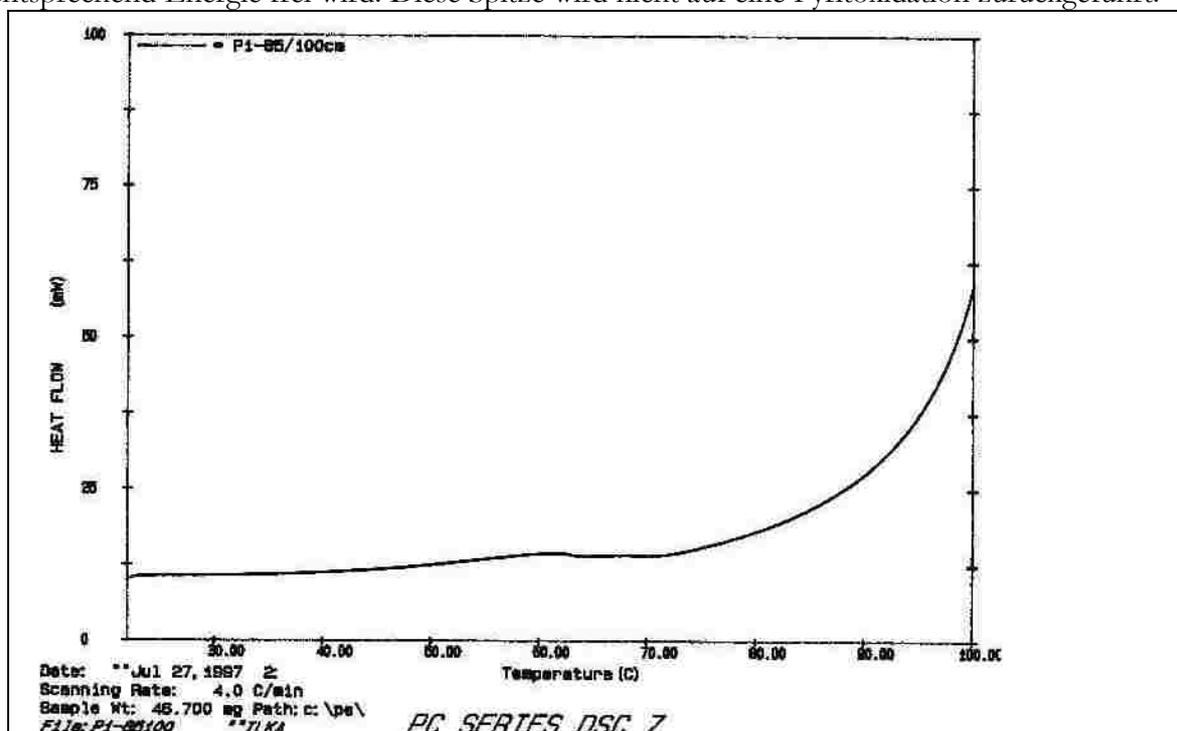


Abb. 90: Probe P1-85/100 mit der dritten DTA Untersuchungsmethode

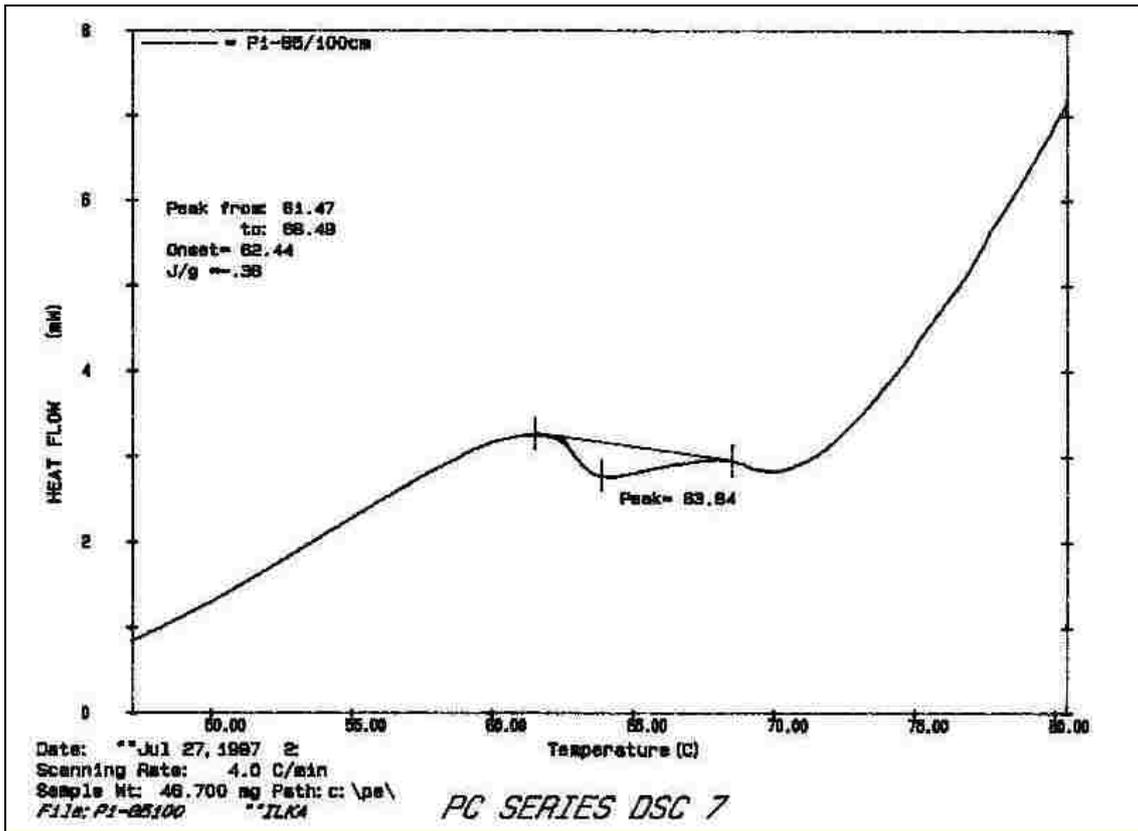


Abb. 91: Probe P1-85/100 mit der zweiten DTA Untersuchungsmethode

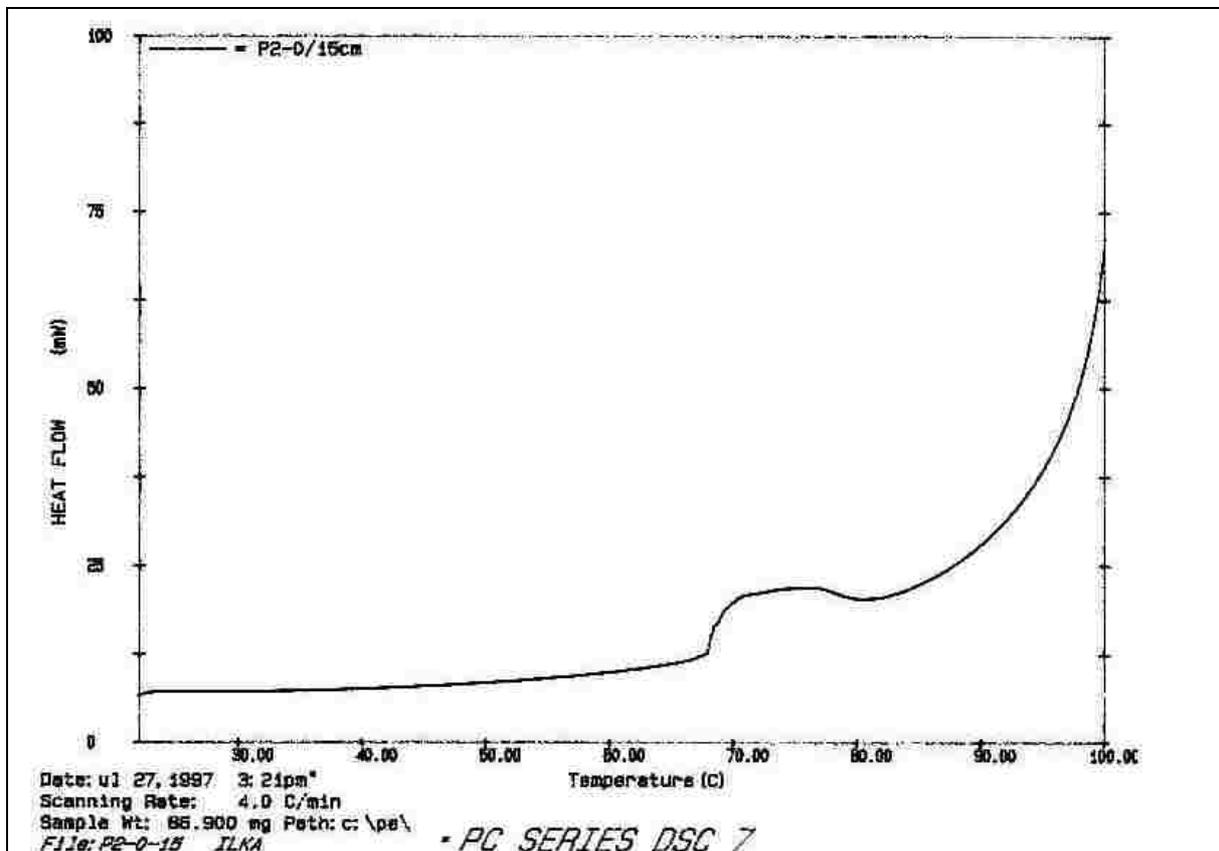


Abb. 92: Probe P2-00/15 mit der zweiten DTA Untersuchungsmethode

Die Proben P2-50/65, P2-85/100 , die in den Abbildungen 93 und die Proben P3-0/15 und P3-50/65, die in den Abbildungen 94 dargestellt sind, zeigen typische Reaktionen der Evaporation des Wassers, was in diesem Fall bei der Untersuchungsart 2 jeweils analysiert wurde.

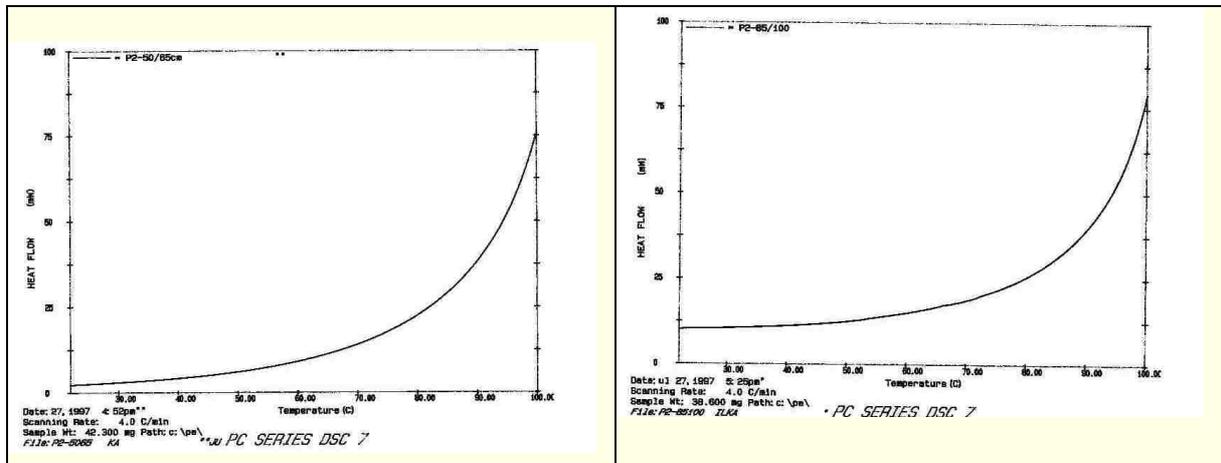


Abb. 93: Links Probe P2-50/65 und rechts Probe P2-85/100 , Untersuchungsmethode 2, DTA

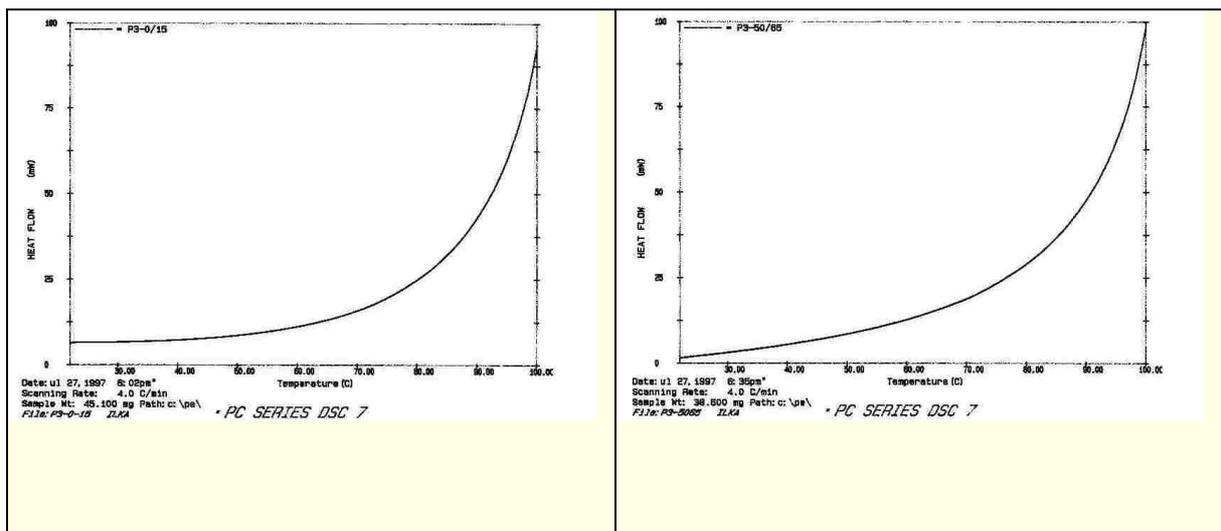


Abb. 94 : Links Probe P3-00/15 und rechts Probe P3-50/65, Untersuchungsmethode 2, DTA

Die Probe P3-75/95 (Abb. 95), zeigt eine typische Kurve für eine Evaporation von sedimentgebundenem Wasser, was während der Untersuchungsart 1 freigesetzt wird.

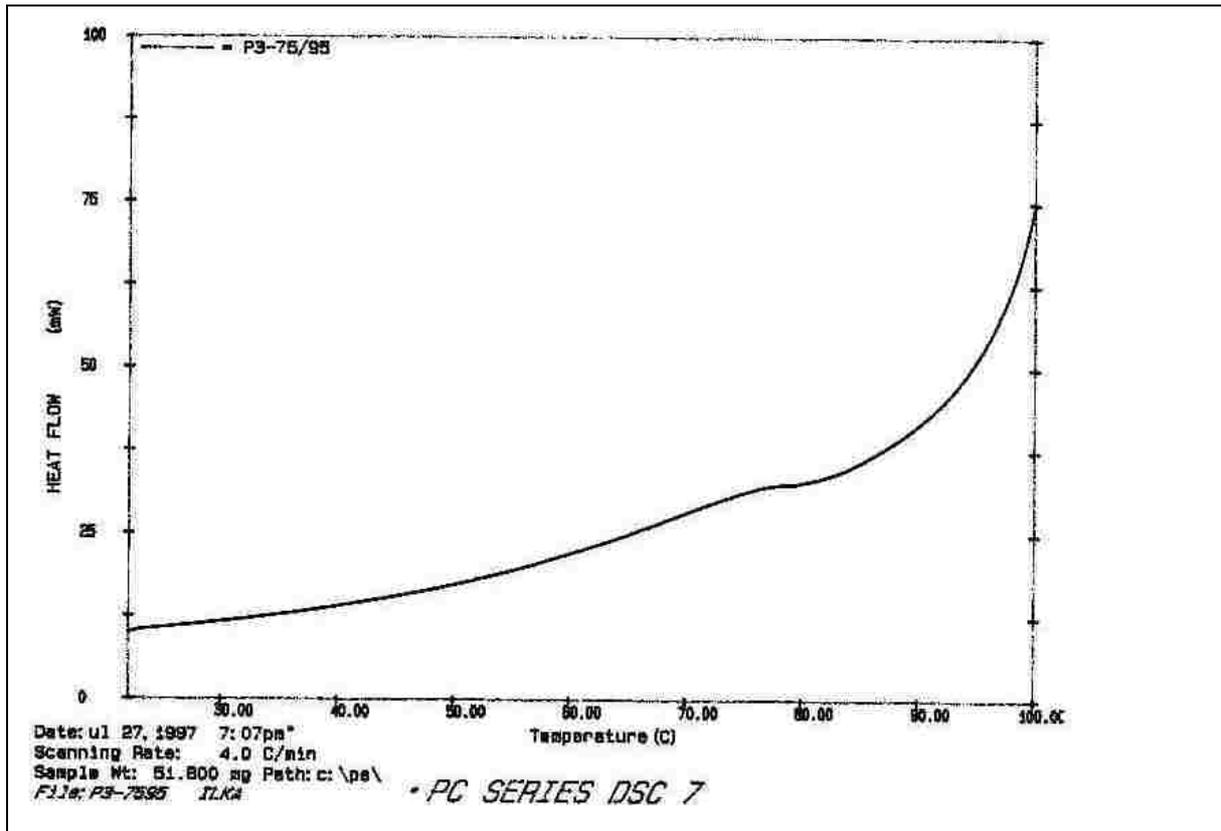


Abb. 95: Probe P3-75/95, Untersuchungsmethode 1, DTA

Die gleiche Probe P3-75/95 wurde dann mit der Untersuchungsart 2 erhitzt und es konnte eine exotherme Reaktion festgestellt werden. Diese setzt bei 78,02° C ein und endet bei 80,25° C, wobei das Maximum der Energieabgabe bei 79,20°C erreicht wurde. Die Reaktion war schwächer als bei Probe P1-85/100 und gab nur $6,22E-02$ J/g ab, wie aus Abbildung 96 zu ersehen ist.

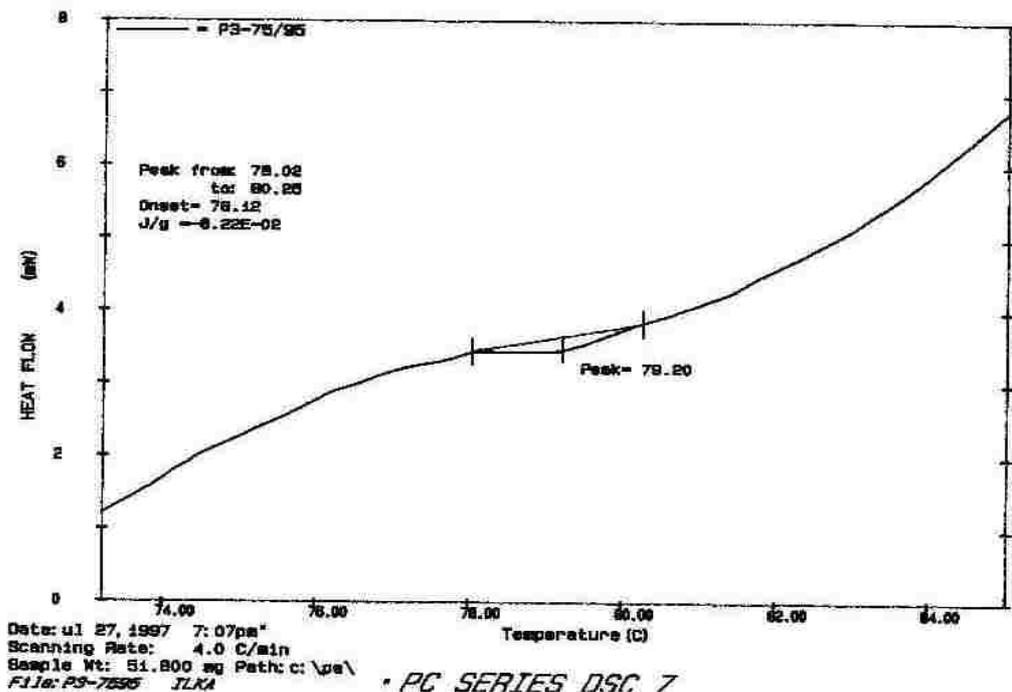


Abb. 96: Schwach exotherme Reaktion bei der Probe P3-75/95, Untersuchungsmethode 2, DTA

Für die gleiche Probe P3-75/95 wurde dann auch das 3. Verfahren angewandt, was ebenfalls eine exotherme Reaktion zeigte. Diese bei 77,23°C und endete bei 81,77 °C, wobei das Maximum bei 79,24°C erreicht wurde. Hierbei wurden 0,21 J/g frei wie Abbildung 98 zeigt.

Die Proben P4-50/65 und P5-50/65 (Abb. 98), P5-85/100 und P6-0/15, die mit der 2. Methode untersucht wurden, zeigen alle lediglich die Freisetzung des Wassers, das den Proben zugesetzt wurde, um die Eisendisulfidverwitterung modellhaft nachzuvollziehen.

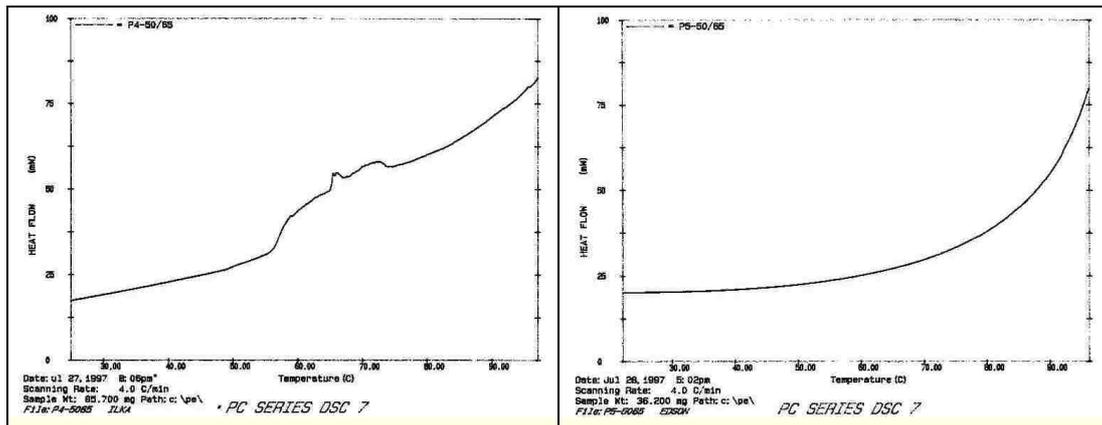


Abb. 97: Links Probe P4-50/65 und Probe rechts P5-50/65 als Beispiel mit der Untersuchungsmethode 2, DTA, für Wasserevaporation

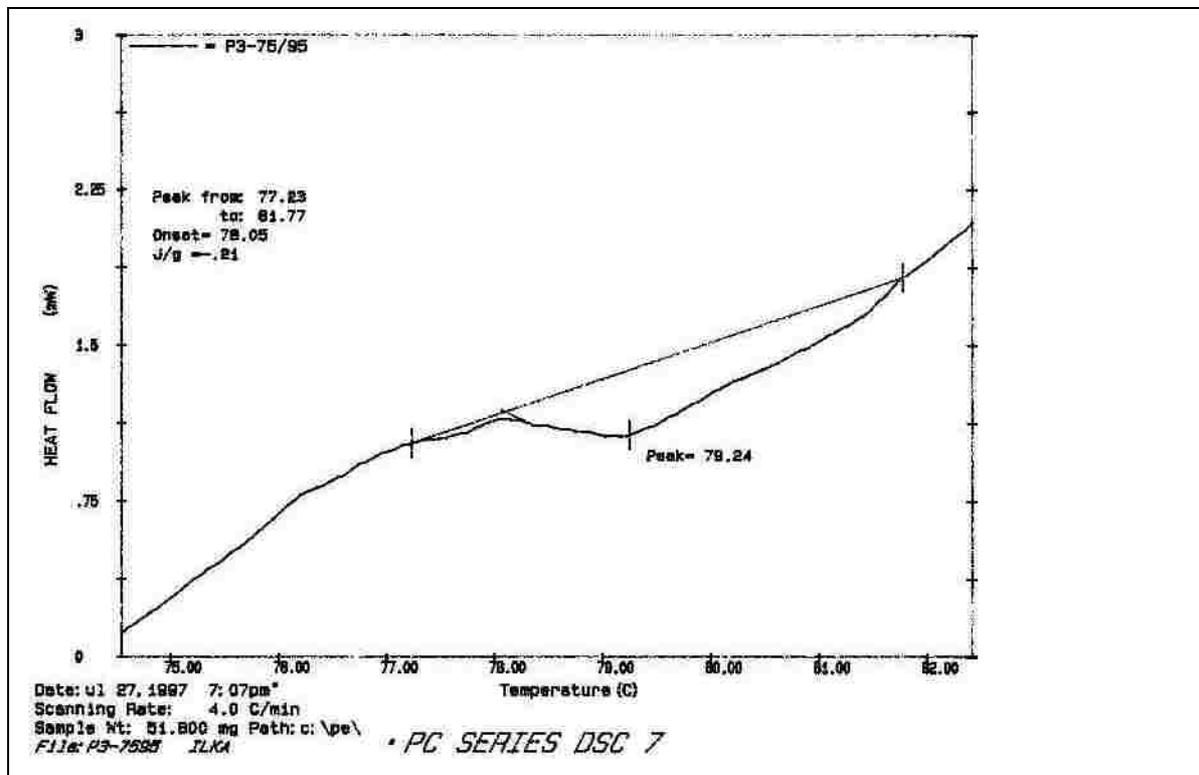


Abb. 98: Exotherme Reaktion der Probe P3-75/95, Untersuchungsmethode 3, DTA

Die Probe P6-50/65 wurde mit der dritten Untersuchungsmethode analysiert und zeigt eine typische Evaporationskurve. Die Untersuchung mit der Methode 2 führt hingegen zu einer deutlichen exothermen Reaktion, die der Graph darstellt (Abb. 100). Die Reaktion setzte bei 64,36° C ein und schloss bei 69,12° C ab. Das Maximum der Reaktion wurde bei 66,68° C erreicht und hierbei wurden 0,26 J/g freigesetzt. (Abb. 100).

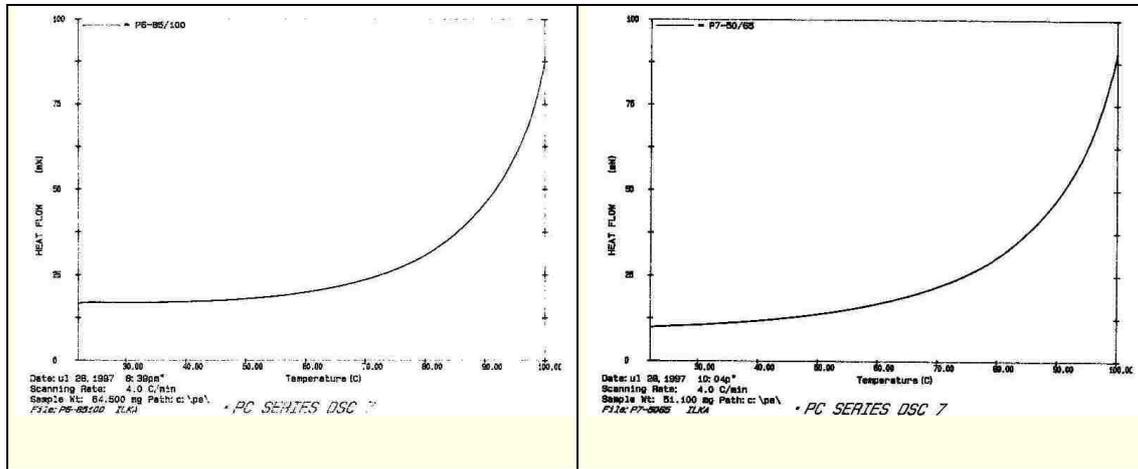


Abb. 99: Proben P6-85/100 und P7-50/65, ohne Reaktion, Untersuchungsmethode 2, DTA

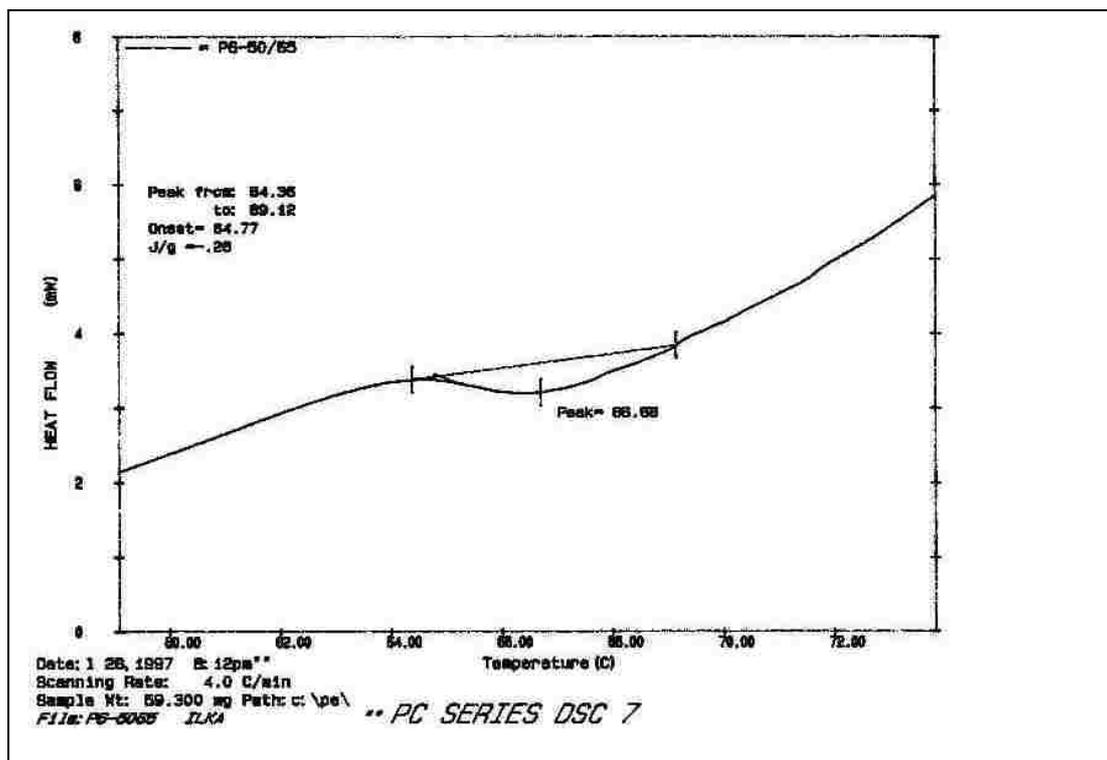


Abb. 100 : Exotherme Reaktion der Probe P6-50/65, Untersuchungsmethode 2, DTA

Auch die Proben P6-85/100, P7-0/15 und P7-50/65 zeigen mit der Untersuchungsmethode 2 nur Evaporation (Abb. 99).

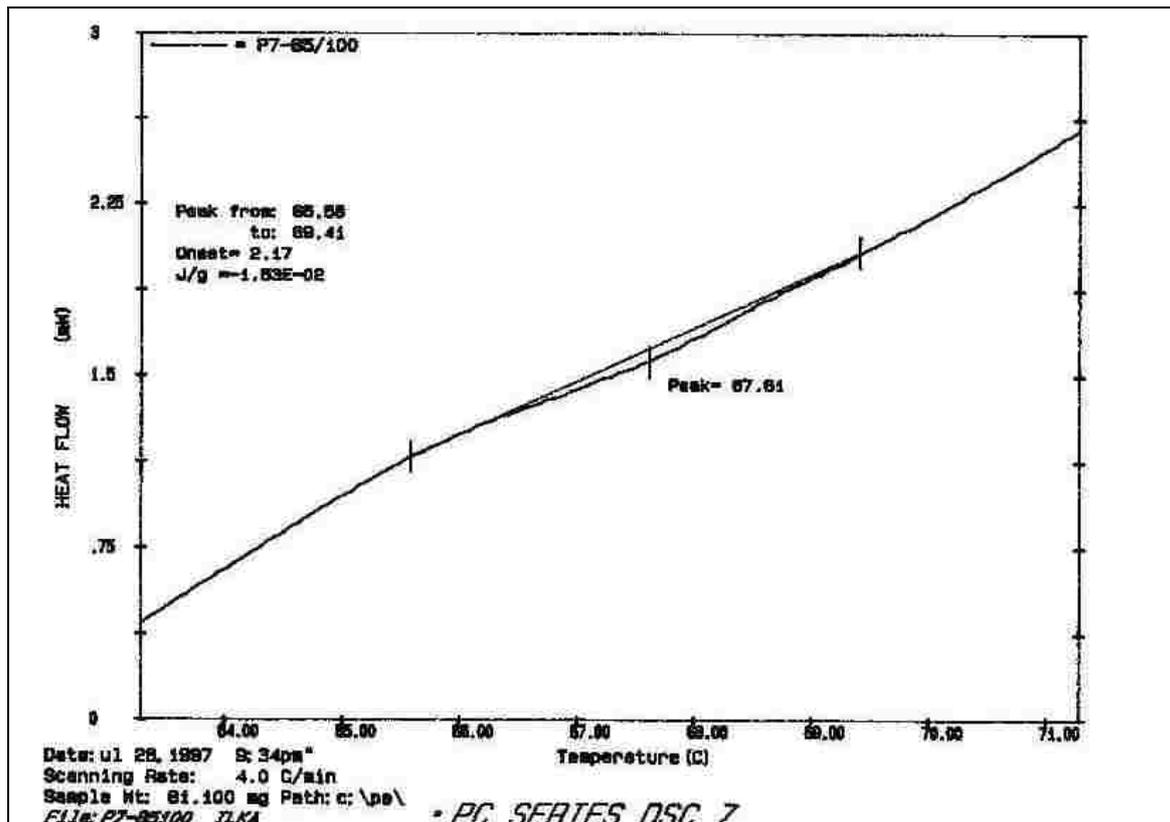


Abb. 101: Exotherme Reaktion der Probe P7-85/100, Untersuchungsmethode 2, DTA

Mit der Untersuchungsmethode 3 konnte keine exotherme Reaktion bei der Probe P7-85/100 beobachtet werden (Abb. 101), während bei Anwendung der Methode 2 wiederum eine exotherme Reaktion beobachtet werden konnte. Die Reaktion setzte bei 65,58° C und endete bei 69,41° C. Das Maximum der Reaktion lag bei 67,61° C. Bei dieser Temperatur wurde eine Energie von 1,53E-02 J/g frei.

Die Proben P8-0/15, P8-50/65, P8-85/100, P9-0/15, P9-50/65, P9-85/100, P10-0/15 und P10-85/100, zeigten keinerlei Reaktion bei einer, der drei angewendeten Methoden. Wie auch bei den anderen Proben konnte nur die Abgabe von Wasser, das vorher der Probe zugeführt worden war beobachtet werden.

Die Probe P10-50/65 zeigte keine exotherme Reaktion bei der Anwendung der Methode 3, dafür aber eine geringe exotherme Reaktion bei der Anwendung der Methode 2, wie in Abbildung 102 dargestellt ist. Die Reaktion konnte ab einer Temperatur von 75,13°C festgestellt werden und das Ende bei 77,9°C. Das Maximum bei dieser Probe lag bei 77,07° C, wo 4,91E-02 J/g, freigesetzt wurden.

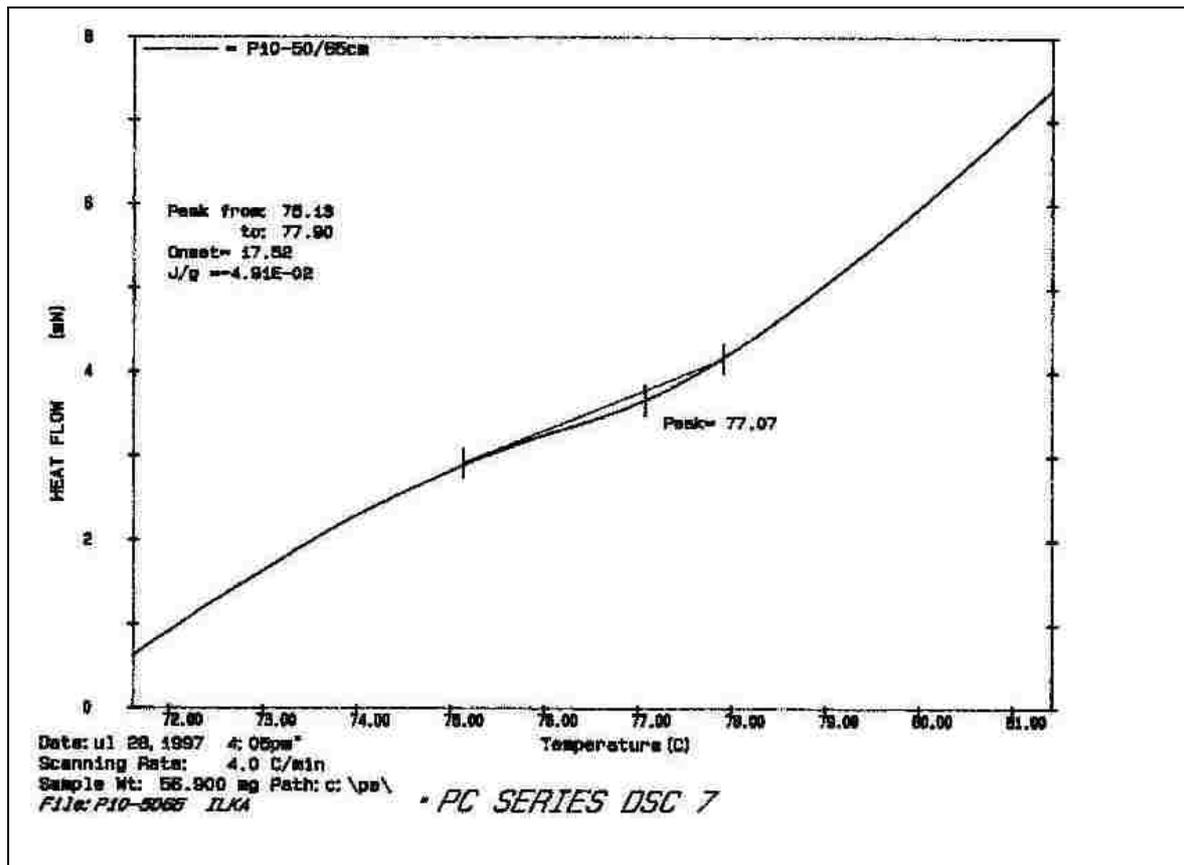


Abb. 102: Exotherme Reaktion der Probe P10-50/65, Untersuchungsmethode 2, DTA

4.4 Röntgendiffraktometeranalyse - RDA

Mit der Röntgendiffraktometeranalyse (RDA) wird der Mineralbestand der Proben aufgenommen. Es soll festgestellt werden, ob noch verwitterbares Material in der Kippe vorhanden ist, oder ob das vorhandene Material bereits komplett durch Eisendisulfidverwitterung Umwandlungsmineral gebildet hat, von denen keine Umweltgefahren ausgehen.

Das verwendete Gerät kann Mineralkonzentrationen >3% der Gesamtprobe analysieren. Pyrit kommt im Mitteldeutschen Revier von 0 –4% in der Braunkohle und den Nebengesteinen vor (KRÜGER, 1998). Die Mineralneubildungen wie Gipsit, Jarosit, Chlorit um einige zu nennen kommen nur in kaum quantifizierbaren Mengen vor. Die Proben wurden deshalb sehr sorgfältig präpariert und mit einem RDA- Gerät mit Laborreflexionsspektren von 04-2,5 µm geröntgt.

Nach PLEBOW & HARTMUT (1998) wurden in den Sedimenten der unverritzuten Haupt-Deckschichten (Böhleener Schichten) des südöstlich von Leipzig gelegenen Braunkohlentagebaus Zwenkau, Sulfidschwefelkonzentrationen zwischen 1,5% und 4,2% gefunden, was einem Anteil von 2,8% bis 7,9% Eisendisulfid an der Gesamtmasse entspricht. Nach PENTTINGHAUS & CESNOVAR (1998), enthalten die Kippen in den benachbarten Tagebaurestlöchern in Cospuden und Zwenkau durchschnittlich 3,6 Gew.% FeS₂ in Form von Pyriten, die aus den Sedimenten und aus der Braunkohle stammen.

Nach WISOTZKY (1994) treten in Zusammenhang mit der Eisendisulfidverwitterung folgende Mineralneubildung auf:

- Eisensulfate: Melanterit (Fe²⁺[SO₄] * 7H₂O), Rozenit (Fe²⁺[SO₄] * 4H₂O) und Coquimbite (Fe³⁺₂[SO₄]₃ * 9H₂O);
- Eisenhydroxosulfate: Copiapit (Fe²⁺Fe³⁺₄[OH/(SO₄)₃]₂ * 20H₂O) und Hydronium-Jarosit: (HFe³⁺₃[(OH)₆/(SO₄)₂]);
- Kalziumsulfat also Gips: CaSO₄ * 2H₂O
- Aluminiumsulfat : Apjohnit MnAl₂ (SO₄)₄ * 22H₂O
- Eisenhydroxid Fe³⁺(OH)₃(am)

Neben diesen Mineralneubildungen werden die Ausgangsprodukte Pyrit und Markasit mit dieser Methode gesucht. Aus dem Mineralbestand wird eine Momentanzustandsaufnahme gemacht, die allerdings nach kurzer Zeit ein anderes Ergebnis bringen kann, wenn eine erneute Probe aus dem gleichen Horizont gezogen wird. Ferner muss beachtet werden, dass die Kippen nicht einheitlich geschüttet wurden und somit auch hier auf kurzer Distanz die mineralische Zusammensetzung erheblich schwanken kann.

Die RDA Aufnahme grafiken lassen sich im Textteil nicht darstellen und sind deshalb als Belegmaterial im Institut für Angewandte Geowissenschaften Fachgebiet Hydrogeologie hinterlegt.

5 Interpretation und Auswertung der Untersuchungsergebnisse

5.1. Hydrogeochemische Auswertung

5.1.1 Ionenbilanz

Die Betrachtung der Ionenbilanz ergibt, daß die größten Fehler in der Regel bei Wässern auftreten, die gering mineralisiert sind und daß diese überwiegend durch Anionendefizite bedingt sind. Bei sauren Wässern ist dieses Defizit auf Sulfat zurückzuführen, bei den, im neutralen Bereich liegenden, Wässern auf das Hydrogenkarbonat, dessen Konzentrationen teilweise nicht bestimmt und deshalb aus der Ionenbilanz errechnet wurden. Die HCO_3^- -Gehalte ergaben sich dadurch, daß der Fehler der Ionenbilanz gleich Null gesetzt wurde, d.h. alle anderen Analysenwerte werden als „richtig“ angenommen. Die errechneten Hydrogenkarbonatkonzentration und die sich ergebenden Fehler von 0% sind in den Ionenbilanzen (Anhang B) gesondert gekennzeichnet.

Dass sich, die nicht immer bestimmten, Stickstoffverbindungen und Phosphatgehalte auf die Fehler in der Ionenbilanz auswirken, ist grundsätzlich möglich. Allerdings ergaben Stichproben, daß dies in den untersuchten Wässern wegen der zu geringen Gehalte an diesen Stoffen, nicht zu erwarten ist.

Negative Fehler kommen durch Kationendefizite zustande und sind höchstwahrscheinlich vorwiegend durch zu geringe Eisenkonzentrationen bedingt. Zurückzuführen ist dies auf die Überführung des gelösten zweiwertigen Eisens in seine dreiwertige Form infolge des sich nach der Probenahme einstellenden Milieus. Trotz Ansäuerung der teils extrem hoch mineralisierten Proben, ist dies relativ kurz nach der Probennahme an den eisenhaltigen (rostroten) Ausfällung deutlich zu erkennen.

Außerdem ist anzumerken, daß in der Ionenbilanz auch der Gehalt an H^+ -Ionen berücksichtigt wurde, da diese bei Wässern mit stark sauren pH-Werten erheblichen Einfluß auf die Ionensumme besitzen.

Das Vorkommen oder Fehlen von Eisen-(und Mangan-) Ionen hängt von deren Oxidationsstufe (Redoxpotential) und dem pH-Wert des Wassers ab. Bei den Oxidations-Reduktions-Prozessen sind häufig Bakterien, gelegentlich auch Pilze, Protozoen und Algen beteiligt, die als Katalysatoren wirken. Ausgesprochene Manganbakterien scheinen zu fehlen. Mangan wird durch unspezifische Mikroorganismen angereichert (HÖLTING, 1992).

Fehlerbetrachtung

Von den im Gelände bestimmten physikalisch-chemischen Parameter können Temperatur, Leitfähigkeit und pH-Wert aufgrund von durchgeführten Vergleichsmessungen als präzise angesehen werden. Die Eh-Werte müssen, außer bei den Grundwassermessstellenproben, unter Vorbehalt betrachtet werden, da die Bestimmung ansich schwierig durchzuführen ist und sämtliche Proben vor der Messung mit Luftsauerstoff in Kontakt kamen. Bei den Filterbrunnen, die alle große Flurabstände aufweisen, erfolgt der Luftzutritt im Steigrohr, so dass die gemessenen Werte wahrscheinlich zu hoch sind.

Die Bestimmung der Karbonathärte konnte aus technischen Gründen nicht immer erfolgen, so dass die HCO_3^- -Gehalte teilweise aus der Ionenbilanz errechnet wurden. Die Bestimmung der Stickstoffkomponenten Nitrat, Nitrit und Ammonium sowie des Phosphats wurde nur stichpro-

benartig durchgeführt, da anthropogene Einflüsse nur im ersten Grundwasserleiter zu erwarten waren und Analysen, die im Zuge der Erkundungsarbeiten der Lagerstätte durchgeführt wurden, Gehalte dieser Wasserinhaltsstoffe erbrachten, die meist unterhalb der Grenzwerte der TVO lagen. Die eignen Untersuchungen bestätigen dies. Ausnahmen bilden die Wässer aus der Grundwassermessstellen. Liegen die bestimmten Nitratgehalte unter 10 mg/l NO_3^- so sind sie nur als qualitativer Nachweis dieser Stickstoffkomponente anzusehen, da die Nachweisgrenze bei 3 mg/l NO_3^- liegt und im unteren Meßbereich relativ große Fehler auftreten können.

Zur Betrachtung der ionenchromatographisch und atomabsorptionsspektroskopisch ermittelten Konzentrationen ist anzumerken, dass die Proben aufgrund technischer Schwierigkeiten nicht gleich nach der Probenahme analysiert werden konnten, wodurch milieuabhängige Stoffe (z.B. N-Komponenten, Phosphat) nicht oder nur ansatzweise qualitativ bestimmt werden konnten. Außerdem ist bei Sulfatgehalten über 400 mg/l mit messtechnisch bedingten Anionendefiziten zu rechnen. Generell kann festgestellt werden, dass die Analyse der Wässer mittels des Ionenchromatographen aufgrund ihrer Zusammensetzungen relativ viele Probleme mit sich brachte und teilweise wiederholt werden mussten. Eine weitere Fehlerquelle liegt in der notwendigerweise hohen Verdünnung mancher hoch mineralisierter Proben.

Nach MATTHESS (1990) errechnet sich der Fehler, der im Wasser gelösten Hauptanionen und – kationen, deren Äquivalentsummen gleich sein müssen, folgendermaßen:

$$\text{Fehler}(\%) = \frac{\sum \text{Kationen (meq/l)} - \sum \text{Anionen (meq/l)}}{\sum \text{Kationen (meq/l)} + \sum \text{Anionen (meq/l)}} * 100 \quad (94)$$

Ebenfalls kann die Zuverlässigkeit der Analyseergebnisse abgeschätzt werden, da der Fehler klein sein muss. Die Betrachtung der Ionenbilanz ergibt, dass die größten Fehler in der Regel bei Wässern auftreten, die geringer mineralisiert sind und dass diese überwiegend durch Anionendefizite bedingt sind. Bei sauren Wässern ist dieses Defizit auf Sulfat zurückzuführen, bei den im neutralen Bereich liegenden Wässern auf das Hydrogenkarbonat, dessen Konzentrationen teilweise nicht bestimmt und deshalb aus der Ionenbilanz errechnet wurden. Die Hydrogenkarbonatgehalte ergaben sich dadurch, dass der Fehler der Ionenbilanz gleich Null gesetzt wurde, d.h. alle anderen Analysenwerte werden als „richtig“ angenommen. Die errechneten Hydrogenkarbonatkonzentration und die sich ergebenden Fehler von 0% sind in der Ionenbilanz (Anhang C) gesondert gekennzeichnet.

Dass sich die nicht immer bestimmten Stickstoffverbindungen und Phosphatgehalte auf die Fehler in der Ionenbilanz auswirken, ist grundsätzlich möglich. Allerdings ergaben Stichproben, dass dies in den untersuchten Wässern wegen der zu geringen Gehalte an diesen Stoffen, nicht zu erwarten war.

Negative Fehler kommen durch Kationendefizite zustande und sind höchstwahrscheinlich vorwiegend durch zu geringe Eisenkonzentrationen bedingt. Zurückzuführen ist dies auf die Überführung des gelösten zweiwertigen Eisens in seine dreiwertige Form infolge des sich nach der Probenahme einstellenden Millieuveränderung. Trotz Ansäuerung der teils extrem hoch mineralisierten Proben, ist dies relativ kurz nach der Probenahme an den eisenhaltigen Ausfällung deutlich zu erkennen.

Außerdem ist anzumerken, dass in der Ionenbilanz auch der Gehalt an Wasserstoffionen berücksichtigt wurde, da diese bei Wässern mit stark sauren pH-Werten erheblichen Einfluß auf die Ionensumme besitzen.

5.1.2 Wasserbeschaffenheit aus dem Tagebau-Vorfeld

Die Wässer aus dem anstehenden Gebirge, die nicht offensichtlich anthropogen beeinflusst sind, weisen in ihren Chemismus selten Besonderheiten auf. Alle Wasserproben, die hier behandelt werden, stammen aus Filterbrunnen.

Die Analysenergebnisse sind allerdings im Kontext mit den, in der jahrzehntelangen Braunkohleförderung begründeten regionalen Veränderungen des hydrogeologischen Regimes dieses Raumes einzuschätzen. VOIGT (1990) weist darauf hin, dass hierdurch der anthropogen beeinflusste Grundwasserchemismus bereits regional natürlichen Charakter besitzt. So werden von ihm nach BUSCH (1960) für das Halle-Leipziger Revier durchschnittliche natürliche Konzentrationen folgender Parameter angegeben:

Tabelle 24: Natürliche Konzentrationen für folgende Parameter

| pH-Wert | Eisen | Kalzium | Magnesium | Chlorid | Sulfat |
|---------|----------|------------|-----------|-----------|-----------|
| 4-5 | 2 (mg/l) | 174 (mg/l) | 51 (mg/l) | 16 (mg/l) | 300(mg/l) |

Untersuchungen der Wässer aus dem Tagebau Witnitz aus dem Jahr 1986 zeigten im Durchschnitt folgende Ergebnisse, wobei zwischen Sumpfungswässern aus Filterbrunnen und Oberflächenwässern aus dem offenen Tagebau unterschieden wird (MBV-Ergebnisberichte, 1985-1987).

Tabelle 25: Durchschnittliche chemische Analysenergebnisse aus den Tagebaus Witnitz

| Parameter | Filterbrunnenwässer | Oberflächenwässer |
|-----------|---------------------|-------------------|
| pH | 6,9 | 6,7 |
| Eisen | 10,9 (mg/l) | 10,2 (mg/l) |
| Calcium | 240,5 (mg/l) | 406,4 (mg/l) |
| Magnesium | 30,4 (mg/l) | 64,3 (mg/l) |
| Chlorid | 46,6 (mg/l) | 47,9 (mg/l) |
| Sulfat | 412 (mg/l) | 820,9 (mg/l) |

Hierfür sind die Verhältnisse der Spezies pH, Eisen und Sulfat dargestellt (Abb.103).

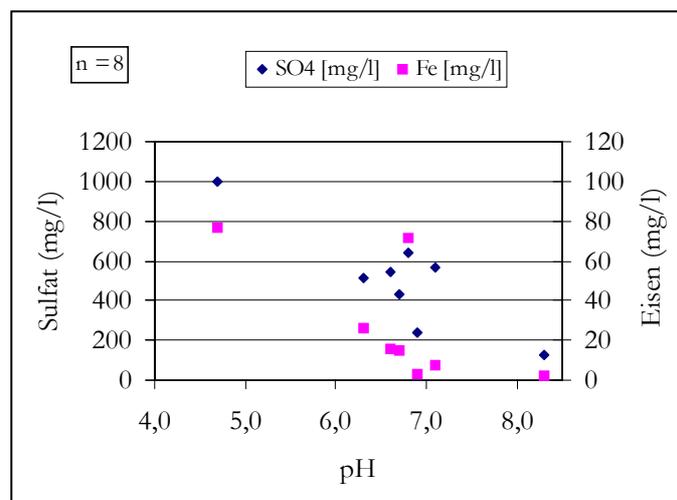


Abb. 103: Darstellung der pH-Sulfat-Eisen-Verhältnisse

Die mittlere Sulfatkonzentration beträgt 156 mg/l, die für Eisen 19,5 mg/l und der mittlere pH ist 6,6. Dieser pH-Wert ist sehr niedrig doch nicht für die ganze Gegend repräsentativ. Häufig liegt der pH im Bereich 6,3 bis 6,9, was in 62,5% der Fälle zutrifft. Der Korrelationskoeffizient R für pH/Sulfat ist 0,88; R für pH/Eisen ist 0,69 und für Eisen/Sulfat errechnet sich ein R-Wert von 0,82. Der Koeffizient der linearen Regression (R^2) für die Sulfatkurve ist 0,77 und R^2 für die Eisenkurve 0,48.

Das Diagramm (Abb. 104) stellt die Korrelation für Kalzium-Sulfat-Eisen dar.

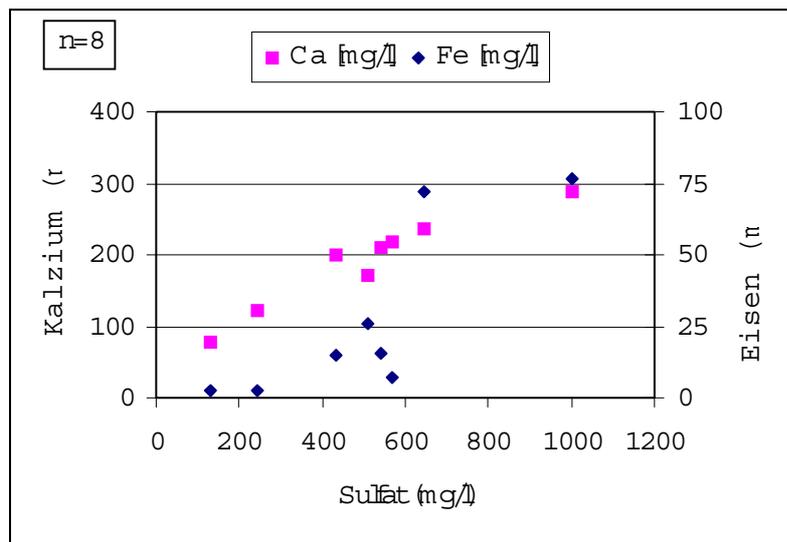


Abb. 104: Konzentrationsverhältnis von Sulfat-Eisen-Kalzium

Die mittlere Kalziumkonzentration beträgt 37 mg/l, der Koeffizient R^2 , der aus der Kalziumlinie entnommen werden kann, ist 0,92, R^2 für Eisen ist 0,68 und der Korrelationskoeffizient für Kalzium/Eisen ist 0,75 und R für Kalzium/Sulfat ist 0,96.

Um eine repräsentative Darstellung der chemischen Zusammensetzung des Wassers zu erhalten, wurden die Proben 3718 ausgewählt, die einen pH von 4,7, d. h. den niedrigsten auf dem Vorfeld hat, und FB3130, mit pH 8,3 dem höchsten Wert hat.

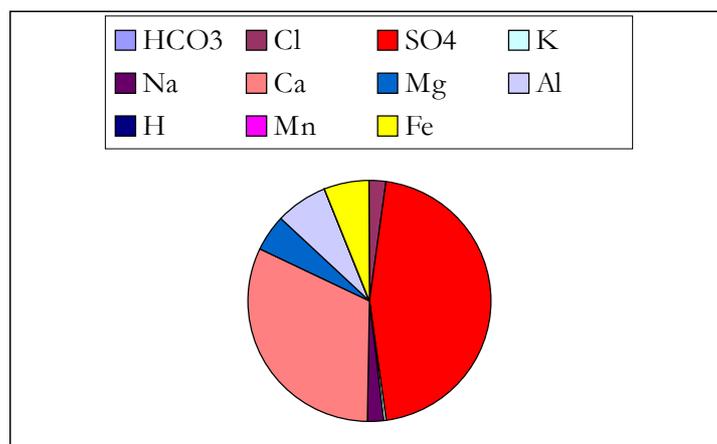


Abb. 105 : Tortendiagramm in meq/l der chemische Analys der Wasserprobe aus FB 3718

Die Wasserprobe aus Brunnen 3718 hat einen extrem niedrigen pH-Wert, im Vergleich zu den anderen in Vorfeld. Unter dem Aspekt der Versauerung, infolge der Verwitterung der Eisendisul-

fide, treten in diesen Wässern typischerweise erhöhte Sulfat-, Eisen und Aluminiumgehalte auf, ebenso wie Kobalt-, Chrom-, Nickel, Zink-, sowie Cadmium- und Arsen-Ionen. Das Diagramm in Abbildung 105 stellt für die Wasserprobe die größte Menge an Sulfat mit 46%, gefolgt von Kalzium mit 32%, dann Al mit 7%, Eisen mit 6%, Mg mit 5% und Cl mit 2%, mit einer Gesamtmineralisation von 48,3 meq/l. Die Tabelle (26) zeigt die Korrelationsmatrix für die chemische Zusammensetzung der Probe aus dem FB 3718.

Tabelle 26: Lineare Korrelationsmatrix der Wasserinhaltsstoffe des FB3718. Berechnet mit den absoluten Gehalten in mg/l

| | Cl | SO4 | K | Na | Ca | Mg | Al | H | Mn | Fe |
|-----|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| Cl | 1,0000 | | | | | | | | | |
| SO4 | 0,0470 | 1,0000 | | | | | | | | |
| K | 0,1224 | 0,0057 | 1,0000 | | | | | | | |
| Na | 0,9702 | 0,0484 | 0,1188 | 1,0000 | | | | | | |
| Ca | 0,0693 | 0,6914 | 0,0083 | 0,0700 | 1,0000 | | | | | |
| Mg | 0,4414 | 0,1065 | 0,0540 | 0,4549 | 0,1540 | 1,0000 | | | | |
| Al | 0,3081 | 0,1525 | 0,0377 | 0,3176 | 0,2206 | 0,6981 | 1,0000 | | | |
| H | 0,0204 | 0,0009 | 0,1666 | 0,0198 | 0,0013 | 0,0090 | 0,0062 | 1,0000 | | |
| Mn | 0,0204 | 0,0009 | 0,1666 | 0,0198 | 0,0013 | 0,0090 | 0,0062 | 1,0000 | 1,0000 | |
| Fe | 0,3556 | 0,1319 | 0,0436 | 0,3672 | 0,1908 | 0,8072 | 0,8647 | 0,0072 | 0,0072 | 1,0000 |

Die Tortendiagramm (Abb. 106) stellt die chemische Zusammensetzung der Probe FB3130.

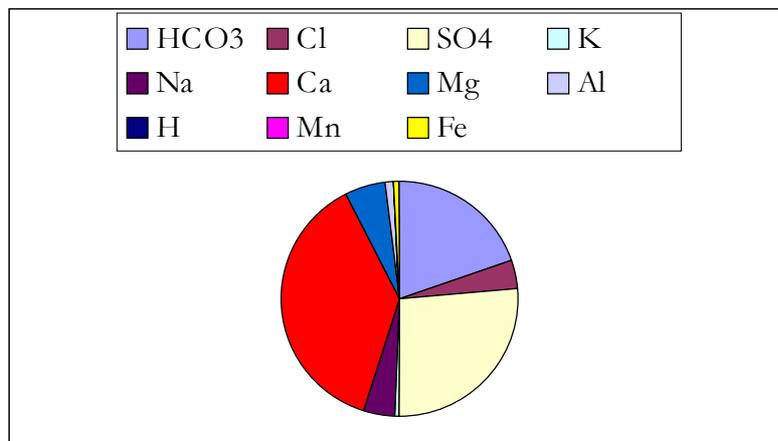


Abb. 106: Tortendiagramm in meq/l der chemischen Analyse der Wasserprobe aus FB3130

Die Wasserprobe aus dem Filterbrunnen 3130 setzt sich zusammen aus 39% Kalzium, 26% Sulfat, 20% Hydrogenkarbonat, 5% Mg, Na und Cl mit gleichen Konzentrationen von 4%, gefolgt von Eisen und Aluminium mit je 1%, woraus sich eine Gesamtmineralisation 10,15 meq/l errechnet.

Diese Gesamtmineralisation der Probe FB3130 kann auch über die Korrelationsmatrix (Tabelle 27) betrachtet werden, wo ein Korrelationskoeffizient zwischen allen Wasserinhaltsstoffen für die Probe 3130 mit dem linearen Korrelationkoeffizienten berechnet ist.

Tabelle 27 : Korrelationsmatrix für die Probe FB3130

| | HCO ₃ | Cl | SO ₄ | K | Na | Ca | Mg | Al | Fe |
|------------------|------------------|---------|-----------------|---------|---------|---------|---------|---------|--------|
| HCO ₃ | 1,00000 | | | | | | | | |
| Cl | 0,2 | 1,00000 | | | | | | | |
| SO ₄ | 0,74626 | 0,14925 | 1,00000 | | | | | | |
| K | 0,02 | 0,1 | 0,01492 | 1,00000 | | | | | |
| Na | 0,22 | 0,90909 | 0,16417 | 0,09909 | 1,00000 | | | | |
| Ca | 0,52084 | 0,10416 | 0,69791 | 0,01041 | 0,11458 | 1,00000 | | | |
| Mg | 0,275 | 0,72727 | 0,20522 | 0,07272 | 0,8 | 0,14322 | 1,00000 | | |
| Al | 0,06 | 0,3 | 0,04477 | 0,33333 | 0,27272 | 0,03125 | 0,21818 | 1,00000 | |
| Fe | 0,04 | 0,2 | 0,02985 | 0,5 | 0,18181 | 0,02083 | 0,14545 | 0,66666 | 1,0000 |

Die Darstellung 107 zeigt die Leitfähigkeitskonzentration im Gebiet, die in Verbindung mit dem pH, Eh und der Gesamteisenmenge korreliert.

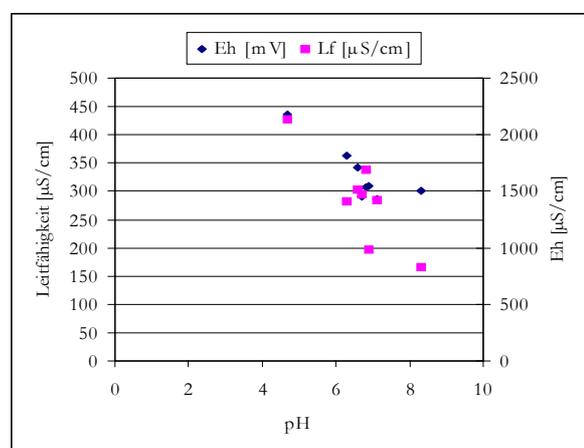


Abb. 107: Darstellung der Verhältnisse von pH-Eh-Leitfähigkeit der Vorfeldwasserproben

Die maximalen pH-Werte wurden mit 8,3 und mit pH 4,7 die niedrigsten Werte gemessen, wobei der Mittelwert bei pH 6,62 lag. Der mittlere Eh wurde mit 90,75 mV gemessen, was durch die Eisen- und Sulfatreduktion begründet ist. Die mittlere elektrische Leitfähigkeit (LF) betrug 371 µS/cm.

Der lineare Regressionskoeffizient (R^2) für die Leitfähigkeit ist 0,7576, für den Eh ist R^2 0,72. Der Korrelationskoeffizient R für pH/Lf ist 0,87, R für pH/Eh ist 0,85 und R für LF/Eh beträgt 0,67.

Natrium und Kalium liegen in der Konzentration bis auf einige Ausnahmen in den üblichen Konzentrationsbereichen von Wässern aus sedimentären Grundwasserleitern. Magnesium tritt im allgemeinen in niedrigeren Konzentrationen auf. Kalzium, dessen Gehalte in Abhängigkeit zu der Lösung der Kalziumkarbonate durch Pufferreaktionen stehen, weisen etwas höhere Durchschnittswerte auf. Die Chloridkonzentrationen sind gegenüber den normalen Durchschnittswerten erhöht. Dies ist auf Lösung von sedimentären Salzen zurückzuführen. Der Lösungsgenosse Natrium ist vermutlich in Tonen adsorbiert und deshalb nicht in dem gleichen Maße nachzuweisen.

Anders verhält es sich für die in direktem Zusammenhang mit der Disulfidverwitterung stehenden Stoffe, zu denen vor allem Sulfat, Eisen und Aluminium zählen und deren Mobilität vor allem durch den pH-Wert bestimmt wird.

5.1.3 Wasserbeschaffenheit aus dem Tagebau

Sämtliche Wasserproben, die aus dem inneren Bereich des Braunkohlentagebaus Witznitz II genommen und analysiert wurden, wurden statistisch betrachtet. Wegen des Temperatureffektes werden die Böschungswässer und das Wasser des Restlochsees Kahnsdorf gesondert betrachtet.

Filterbrunnen

In der Braunkohlengrube Witznitz befinden sich Filterbrunnen im NO-Riegel, im Randriegel (RR) Ost und RR Süd. 4 Filterbrunnen liegen im NO-Riegel, 25 im RR Ost, 10 im RR-Süd und 2 auf dem Kippendamm. Insgesamt wurden 41 Filterbrunnen beprobt.

Die Brunnen B 3677, 3671, 3311 und 3885 mit teils extrem niedrigen pH-Werten (siehe Abb. 108), die im Gelände nicht direkt benachbart sind, haben auch infolge der Verwitterung der Eisendisulfide, erhöhte Sulfat-, Eisen- und Aluminium-Gehalte. Daneben treten Kobalt, Chrom, Nickel, Zink, Cadmium und Arsen-Ionen auf.

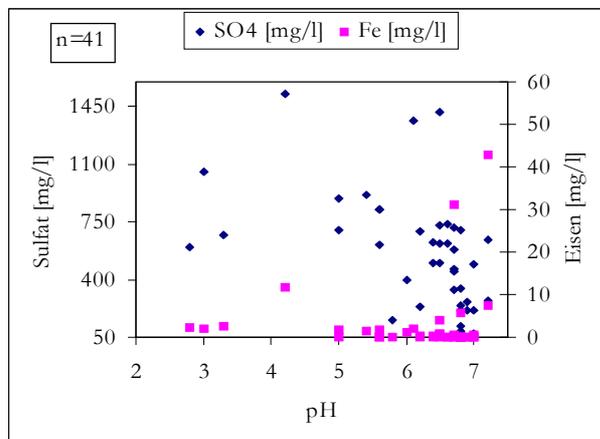


Abb. 108: Darstellung der Konzentration von Sulfat zu Eisen in Abhängigkeit vom pH aus Filterbrunnenwasserproben

Aus Abbildung 108 ist ein mittlerer pH 5, eine mittlere Sulfatkonzentration von 35,51 mg/l und eine mittlere Eisenkonzentration von 1,04 mg/l abzulesen. Für den Nachweis von Eisen lagen zehn Proben unter der Bestimmungsgrenze. Der lineare Regressionskoeffizient (R^2) für Eisen beträgt 0,0062, wobei R^2 für Sulfat 0,2241 beträgt und der Korrelationskoeffizient (R) für Sulfat und Eisen ist 0,0991.

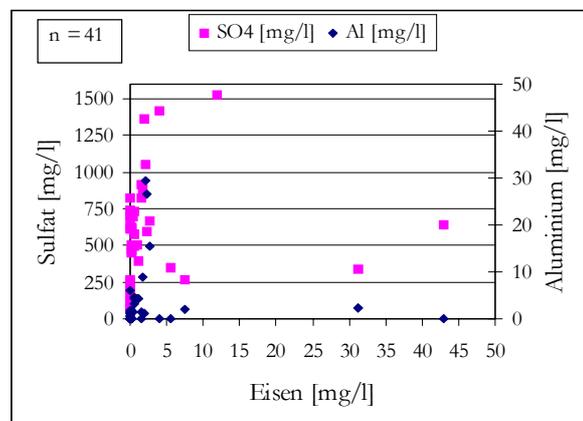


Abb. 109: Darstellung der Konzentration von Sulfat zu Eisen und Aluminium zu Eisen aus Filterbrunnenproben

Bei der Betrachtung der Ionen, die für die Eisendisulfidverwitterung eine Indikatorfunktion haben, zeigt Abbildung 109 die Verhältnisse von Eisen Sulfat und Aluminium. Die lineare Regressionskurve für Sulfat ein $R^2=0,0098$ ergeben und ein R^2 für Aluminium von 0,02238. Der Korrelationskoeffizient R für das Verhältnis Sulfat/Aluminium mit 0,48584 bestimmt.

Für diese Probengruppe ist anzumerken, dass zwei Brunnen (B4574 und B4576) mit schwach sauren pH-Werten durch die hohen Sulfat-, Kalzium- und Magnesiumgehalte, verbunden mit hohen Eisenkonzentrationen auffallen. Allerdings tritt in diesen Fällen das Aluminium zurück, dafür werden erhöhte Manganwerte gemessen. Bei sauren Wässern können außerdem erhöhte Aluminiumgehalte auftreten, die ein Produkt der Pufferung an Alumosilikaten oder Aluminiumhydroxiden darstellen.

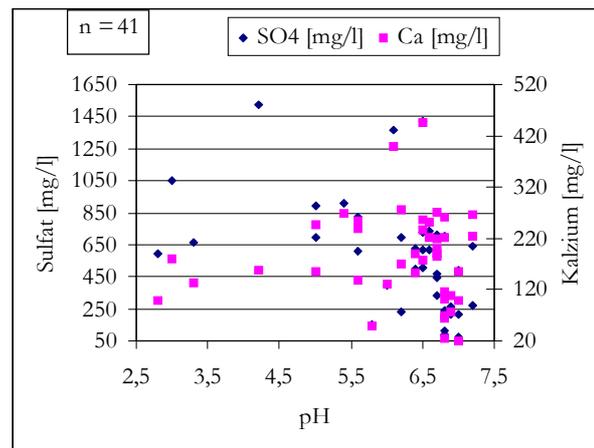


Abb. 110: Darstellung der Verhältnisse von pH zu Sulfat und Kalzium in mg/l der Filterbrunnenproben

Aus Abbildung 110 ergibt sich, dass Auswirkungen der Disulfidverwitterung auf die, dem teilentwässerten Gebirge entstammenden, Grundwässer vorhanden sind. Vergleicht man die Zusammensetzung der Wässer mit Analysen, die 1986 im Zuge einer Erkundungsetappe der Lagerstätte durchgeführt wurden, wird ein Fortschreiten der Disulfidverwitterung vor allem durch erhöhte Sulfat- und Eisengehalte belegt. Auch äußert sich dies in Bezug auf die pH-Werte der Wässer, die im Vergleich zu den Altmessungen eine Tendenz zu sauren Bedingungen aufzeigen. Die Regressionstrendlinie für Kalzium zeigt $R^2=0,001$ und R^2 für Sulfat ist gleich 0,2241 und der Korrelationskoeffizient Kalzium/Sulfat ist $R=0,730753452$

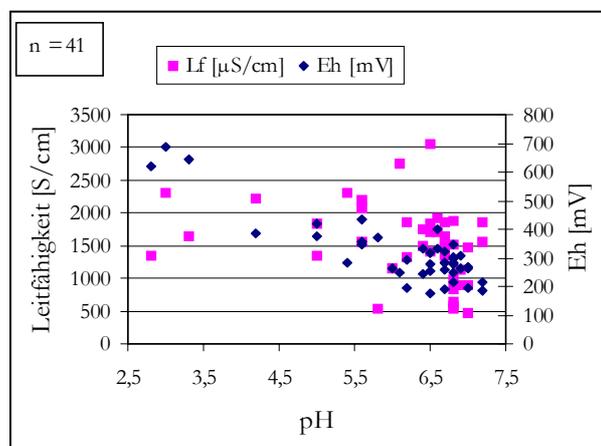


Abb. 111: Darstellung der Verhältnisse von pH/LF und Eh in Filterbrunnenproben

Mit einigen Ausnahmen sind die Wässer aber im allgemeinen noch als schwach bis sehr sauer zu bezeichnen. Hierdurch wird deutlich, wie Abb. 108 zeigt, dass das System durch sein Puffervermögen dem Einfluß der Disulfidoxidation noch genügend Widerstand entgegensetzen kann.

Die Pufferung der Wässer, die mit ihren pH-Werten meist im Bereich zwischen pH 8,3 und 6,1 liegen, ist in erster Linie den Kalzium- und Magnesiumkarbonaten, sowie, wohl aber in geringerer Intensität, den Silikaten und der organischen Substanz zuzuschreiben. Bei pH-Werten < 6 ist von einer vollständigen Lösung der Karbonate auszugehen, so dass sich das System weiter in den Bereich der Silikat- und Aluminiumhydroxidpuffer verschiebt. Dass vor allem Kalziumkarbonate an der Pufferung beteiligt sind, ist an der relativ zu den älteren Analysen erhöhten Kalziumgehalten ersichtlich.

Daß die Disulfidverwitterung im teilentwässerten Gebirge nur begrenzt stattfindet, liegt an der unzureichenden Nachfuhr von Sauerstoff, die durch die Überlagerung der disulfidhaltigen Sedimente bedingt ist. Anhand der oben angesprochenen versauerten Zonen im Filterbrunnenbereich wird jedoch das potentielle Säurefreisetzungsvermögen der Sedimente bei Sauerstoffzutritt deutlich. Die weiteren Hauptinhaltsstoffe zeigen gegenüber den Altdaten keine wesentlichen Abweichung.

Für die in Abbildung 111 dargestellten Verhältnisse LF/Eh/pH ist der Korrelationskoeffizient für pH/Eh gleich 0,3013733, die lineare Regression für Lf (R^2) ist 0,0908 und für den Eh ist R^2 0,7453.

Abbildung 112 unten zeigt die Korrelation zwischen Anionen und Kationen und dem Lösungsinhalt in mg/l und den Abdampfrückstand in mg/l.

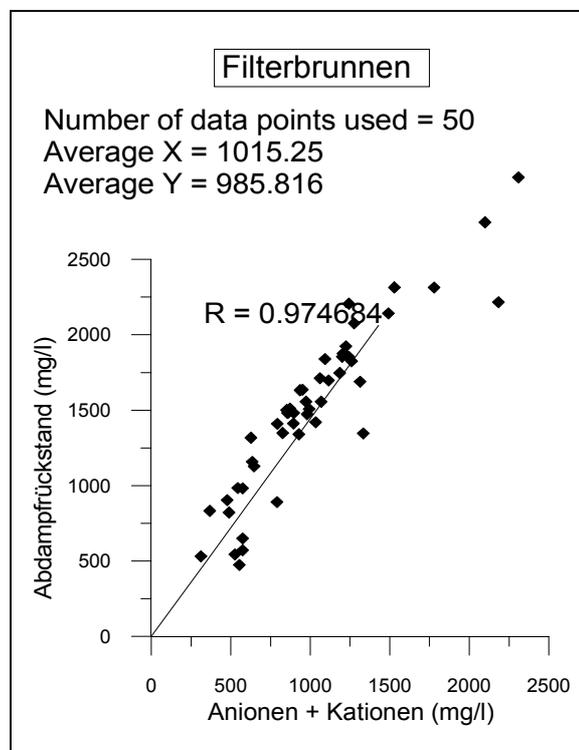


Abb. 112: Korrelationsgerade für Gesamtlösungsinhalt gegen Abdampfrückstand

Abbildung 113 zeigt die Gesamtmineralisation des Filterbrunnens B3677, der den geringsten pH-Wert (2,8) in der gesamten Filterbrunnenpopulation besitzt.

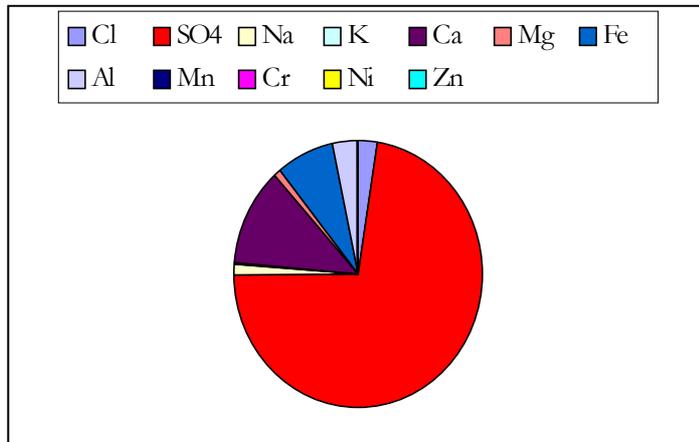


Abb. 113: Chemische Zusammensetzung der Wasserprobe aus FB 3677 [meq/l]

Die Probe mit dem niedrigsten pH-Wert aller Filterbrunnenproben zeigt eine sehr hohe Sulfatkonzentration (meq/l) die 71% des Gesamtprobeninhalts ausmacht. Das Ionengleichgewicht ist völlig gestört und die Lösungskinetik erreicht in kurzer Zeit offensichtlich kein Gleichgewichtszustand. Kalzium ist mit 12%, Eisen mit 8%, Aluminium und Chlorid mit 3%, Natrium mit 2% und Magnesium mit 1%, am Lösungsinhalt beteiligt, während weiterhin Mangan, Chrom, Nickel, Zink und Kalium nachgewiesen werden konnten.

Die chemische Zusammensetzung der Probe ist in der Korrelationsmatrix in Tabelle 28 dargestellt.

Tabelle 28: Korrelationsmatrix des FB 3677, berechnet mit den absoluten Gehalten in [mg/l] für die lineare Korrelation

| | Cl | SO4 | Na | K | Ca | Mg | Fe | Al | Mn | Cr | N | Zn |
|-----|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|--------|
| Cl | 1,0000 | | | | | | | | | | | |
| SO4 | 0,03511 | 1,0000 | | | | | | | | | | |
| Na | 0,63123 | 0,02218 | 1,0000 | | | | | | | | | |
| K | 0,05364 | 0,00188 | 0,08497 | 1,0000 | | | | | | | | |
| Ca | 0,21179 | 0,16592 | 0,13368 | 0,01136 | 1,0000 | | | | | | | |
| Mg | 0,30508 | 0,01072 | 0,48331 | 0,17582 | 0,06461 | 1,0000 | | | | | | |
| Fe | 0,33225 | 0,10559 | 0,20301 | 0,01178 | 0,63638 | 0,10143 | 1,0000 | | | | | |
| Al | 0,78820 | 0,04488 | 0,49366 | 0,04195 | 0,27082 | 0,22389 | 0,42516 | 1,0000 | | | | |
| Mn | 0,01054 | 0,00037 | 0,01657 | 0,19643 | 0,00223 | 0,03455 | 0,00355 | 0,00824 | 1,0000 | | | |
| Cr | 0,00289 | 0,00010 | 0,00455 | 0,05357 | 0,00060 | 0,00942 | 0,00096 | 0,00225 | 0,27273 | 1,0000 | | |
| N | 0,00479 | 0,00016 | 0,00759 | 0,08929 | 0,00101 | 0,01570 | 0,00159 | 0,00375 | 0,45545 | 0,60000 | 1,0000 | |
| Zn | 0,02203 | 0,00077 | 0,03490 | 0,41071 | 0,00467 | 0,07221 | 0,00732 | 0,01772 | 0,44783 | 0,13043 | 0,21739 | 1,0000 |

In der Probe zeigt sich eine gute Korrelation von Aluminium/ Chlorid und Natrium/Chlorid, was in sehr hohen Werten ausgedrückt ist. Für die anderen Parameter ist die Korrelation nicht gut.

Abbildung 114 der Probe des Filterbrunnens FB 3017 stellt die Probe dar, die den höchsten pH-Wert anzeigte pH (7,2) und bildet die chemische Zusammensetzung ab.

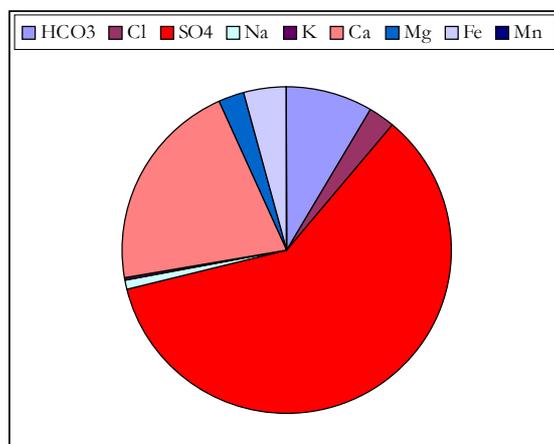


Abb. 114: Chemische Zusammensetzung der Wasserprobe des Filterbrunnens FB 3017

Abbildung 114 zeigt bei einem Vergleich der beiden Extrembeispielbrunnen FB 3017 mit FB 3677 (Abb. 113), dass auch hier die Sulfatkonzentration bei 60% liegt, gefolgt von 21% Kalzium, 9% Hydrogenkarbonat, 4% Eisen, 3% Magnesium, 2% Chlorid und 1% Natrium, sowie ein weiteres Prozent für die restlichen analysierten Spurenmetalle.

Die Korrelation für die Werte dieser Probe sind in der Korrelationsmatrix für den Filterbrunnen FB 3017 in Tabelle 29 dargestellt.

Tabelle 29: Korrelationsmatrix der FB3017 Wasserinhaltsstoffe, berechnet mit den absoluten Gehalten in mg/l. Die Tabelle stellt eine lineare Korrelation dar

| | HCO ₃ | Cl | SO ₄ | Na | K | Ca | Mg | Fe | Mn |
|------------------|------------------|----------------|-----------------|----------------|----------------|----------------|-----------------|---------------|---------------|
| HCO ₃ | 1,00000 | | | | | | | | |
| Cl | 0,27999 | 1,00000 | | | | | | | |
| SO ₄ | 0,14529 | 0,04068 | 1,00000 | | | | | | |
| Na | 0,09867 | 0,35242 | 0,01433 | 1,00000 | | | | | |
| K | 0,02926 | 0,02926 | 0,00425 | 0,29661 | 1,00000 | | | | |
| Ca | 0,41394 | 0,11590 | 0,35100 | 0,04084 | 0,01211 | 1,00000 | | | |
| Mg | 0,30488 | 0,91846 | 0,04429 | 0,32368 | 0,09601 | 0,12619 | 1,000000 | | |
| Fe | 0,46163 | 0,60652 | 0,06707 | 0,21375 | 0,09601 | 0,19109 | 0,660372 | 1,0000 | |
| Mn | 0,00764 | 0,02728 | 0,00111 | 0,07742 | 0,26102 | 0,00316 | 0,025061 | 0,0165 | 1,0000 |

Die Korrelationsmatrix der Tabelle 29 zeigt einen sehr guten Korrelationskoeffizient für Magnesium und Chlorid. Die meisten Werte weisen keine gute Korrelation auf.

Die höchste elektrische Leitfähigkeit wurde in der Wasserprobe aus dem Filterbrunnen FB 4574 mit einem Wert von 3043 $\mu\text{S}/\text{cm}$ gemessen und dies bei einem eher normalen pH von 6,5 und einem Eh von 174 mV und einer sehr hohen Konzentration von Sulfat, Kalzium und Eisen, wie dies aus den Diagrammen in Abbildung 115 zu sehen ist.

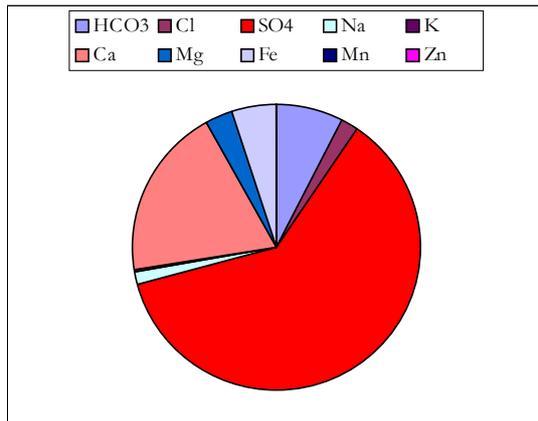


Abb. 115 : Chemische Zusammensetzung der Wasserprobe aus dem Filterbrunnen FB 4574 [meq/l]

Abbildung 115 zeigt ebenfalls, wie schon die vorangegangenen Daten anderer Brunnen, dass eine überproportionale Menge an Sulfat, das keinen Lösungsgenossen zu haben scheint, in der Probe vorhanden ist. Sulfat hat 61%, Kalzium 19%, Hydrogenkarbonat 8%, Eisen 5%, Magnesium 3% und Chlorid und Natrium je 2% Anteil an der Mineralisation.

Wenn man die chemische Zusammensetzung des Wassers, dessen Analysenergebnisse zusammengefasst sind, mit den Wässern aus Pegeln in Kippensedimenten vergleicht (P3197/K, P4715K), werden Parallelen sichtbar, die die Vermutung aufwerfen, dass ein Wasserzufluss aus der Kippe direkt in die Brunnen oder über den darunterliegenden GWL2, in dem diese Brunnen verfiltert sind, erfolgt.

Ähnliche Tendenzen in ihrer Zusammensetzung zeigen die Wässer der Brunnen B4506, B2780 und B2895 des Randriegels Süd, die südlich der schon rekultivierten Innenkippe im unverritzten Gebirge stehen und im GWL 5, 2 und 1 verfiltert sind. Vermutliche ist die Reichweite ihrer Absenkungstrichter so groß, dass sie Wasser aus der Kippe ziehen, die mit dem GWL 2 in hydraulischer Verbindung steht. Weiter östliche gelegene Brunnen des Randriegels Süd, denen keine Kippensedimente an der Tagebauböschung vorgelagert sind, zeigen diese Auffälligkeiten nicht mehr.

Die Tabelle 30 ist die lineare Korrelationsmatrix für die FB4576 berechnet mit den absoluten Gehalten in mg/l.

Tabelle 30: Lineare Korrelationsmatrix für die Probe FB4576

| | HCO ₃ | Cl | SO ₄ | Na | K | Ca | Mg | Fe | Al | Mn | Zn |
|-----------------|------------------|---------------|-----------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| HCO | 1,0000 | | | | | | | | | | |
| Cl | 0,8278 | 1,0000 | | | | | | | | | |
| SO ₄ | 0,0455 | 0,0377 | 1,0000 | | | | | | | | |
| Na | 0,9713 | 0,0165 | 0,0443 | 1,0000 | | | | | | | |
| K | 0,1857 | 0,0022 | 0,0084 | 0,1911 | 1,0000 | | | | | | |
| Ca | 0,1561 | 0,1292 | 0,2918 | 0,1518 | 0,0290 | 1,0000 | | | | | |
| Mg | 0,6715 | 0,5559 | 0,0678 | 0,6528 | 0,1247 | 0,2325 | 1,0000 | | | | |
| Fe | 0,8775 | 0,9434 | 0,04 | 0,9026 | 0,2117 | 0,1370 | 0,5893 | 1,0000 | | | |
| Al | 0,0176 | 0,0021 | 0,0008 | 0,0181 | 0,0951 | 0,0027 | 0,0118 | 0,0201 | 1,0000 | | |
| Mn | 0,0255 | 0,0308 | 0,0011 | 0,0262 | 0,1375 | 0,0039 | 0,0171 | 0,0291 | 0,6918 | 1,0000 | |
| Zn | 0,0014 | 0,0017 | 0,0000 | 0,0014 | 0,0077 | 0,0002 | 0,0009 | 0,0016 | 0,0818 | 0,0566 | 1,0000 |

5.1.4 Wasserbeschaffenheit aus der Proben aus dem Böschungsbereich

Im westlichen Böschungsbereich wurden acht Wasserproben genommen, die gegenüber dem natürlichen Grundwasser eine starke Veränderung im Chemismus erkennen lassen. In dem Kippenmaterial wird die Dominanz der Produkte aus dem Prozess der Disulfidverwitterung deutlich.

Die Mobilisierung der ursprünglich im Sediment festgelegten Ionen, bedingt durch die pH-Wert Absenkung (Abb. 116), hat eine deutliche Aufmineralisation und damit erhöhte Leitfähigkeit der Wässer zur Folge.

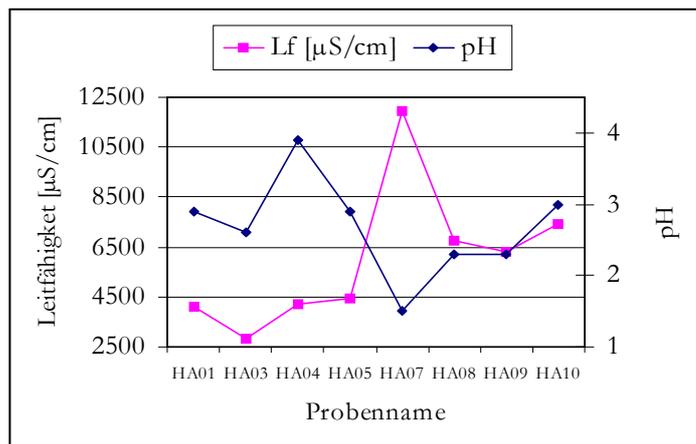


Abb. 116: Verhältnis von pH zu LF aller Wasserproben aus dem Hangaustritt der westlichen Böschung

Der lineare Regressionskoeffizient (R^2) für den pH ist 0,086, R^2 für die Lf ist 0,322 und der Korrelationskoeffizient für LF/pH ist $-0,69$, aus Abbildung 116 berechnet wurde.

Ursächlich für den momentanen Zustand der Wasserqualität, ist die Freisetzung der Disulfidoxidaionsprodukte und der Eintrag von Bestandteilen der an Pufferreaktionen beteiligten Mineralphasen. Die Wässer, die um den See Kahnsdorf aus den Kippensedimenten austreten (HA01-10), besitzen in jeglicher Hinsicht die auffälligste chemische Zusammensetzung. Die extreme pH Erniedrigung, verbunden mit dem Übergang des Hydrogenkarbonats in undissoziierte Kohlensäure, die das Grund- und Sickerwasser beim Durchfließen der disulfidhaltigen Kippensedimente erfährt, deuten darauf hin, dass das karbonatische Puffervermögen dieser Substrate völlig erschöpft ist und eine Pufferung nur noch durch Silikate und Aluminium- oder Eisenhydroxide erfolgt (Abb. 117).

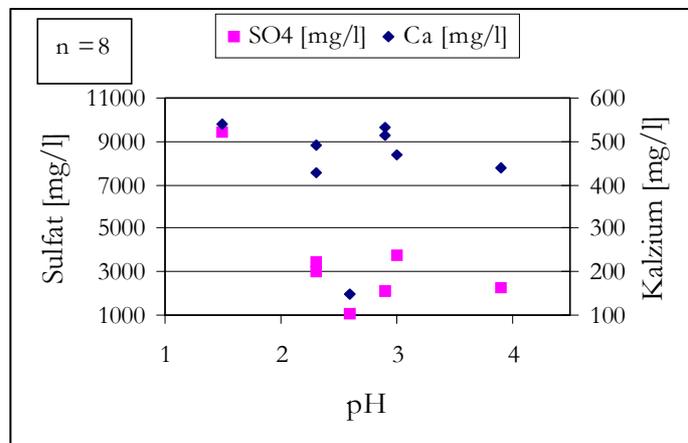


Abb. 117: Verhältnis zwischen pH, Ca und Sulfat für die Wasserproben des Hangaustritts (HA)

Aus dem Diagramm der Abbildung 117 kann ein linearer Regressionskoeffizient (R^2) für Sulfat von 0,47 und für Kalzium von 0,01 berechnet werden, wobei sich für den Korrelationskoeffizient R für pH/Sulfat $-0,68$, für pH/Kalzium $-0,11$ und für Kalzium/Sulfat von 0,46 ergibt. Das gleiche Diagramm zeigt, dass der kleinste Sulfatwert mit 1061 mg/l und der geringste Kalziumgehalt mit 148 mg/l in der Probe HA03 erreicht wird, die einen pH 2,6 hat und auch die niedrigste elektrische Leitfähigkeit aller Proben mit 2820 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Probe HA07 hat den niedrigsten pH (1,5) und entsprechend den höchsten Sulfatgehalt mit 9435 mg/l und auch den höchsten Kalziumgehalt 541 mg/l.

Die Varianzen im Sulfatgehalt der Hangaustrittswässer können auf verschiedene Ursachen zurückzuführen sein. Die Abhängigkeit der Sulfatgehalte vom Disulfidanteil der Sedimente sowie vom der Verteilung der Disulfidoxidationsprodukte, die innerhalb der Kippe freigesetzt werden, wurde schon erläutert. Daneben kommen weitere Faktoren in Betracht, die für das Auftreten oder die Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe maßgebend sind. Zum einen ist dies die Fließstrecke, zum anderen die Fließgeschwindigkeit der Wässer. Mit größer werdenden Fließwegen und/oder geringeren Fließgeschwindigkeiten, nehmen die Kontaktzeiten mit der Kornoberfläche zu, was mit einer Zunahme der Mineralisation der Wässer verbunden ist.

Der potentielle Austrag von Silikaten und Aluminium und Eisenhydroxiden und der unter diesen Bedingungen leicht löslichen Disulfidoxidationsprodukte Eisen und Sulfat hängen in erster Linie von Disulfidgehalt der Sedimente ab. Da noch keine diesbezüglichen Untersuchungen im Tagebau Witznitz durchgeführt wurden, ist eine Quantifizierung des Stoffmengenausstrags nicht möglich. Die Eisen- und Sulfatgehalte der Wässer weisen kein stöchiometrisches Verhältnis von 1: 2 wie im Disulfid auf, sondern es zeigt sich, daß durchgängig ein Eisendefizit bezüglich dieses Verhältnisses besteht (Abb. 118). Dies ist im Fall der Kippengrund- und Sickerwässer, die bei dem Austritt aus dem Kippenkörper mit Luftsauerstoff in Kontakt kommen, wahrscheinlich auf eine Oxidation und Hydrolyse des im wesentlichen in seiner zweiwertigen Form vorliegenden Eisens zurückzuführen. Das entstehende dreiwertige Eisen wird durch Ausfällung der wässrigen Phase entzogen. Dies ist deutlich zu erkennen an den rötlichen Eisenhydroxidüberzügen der Gesteine im Bereich der Grundwasseraustritte.

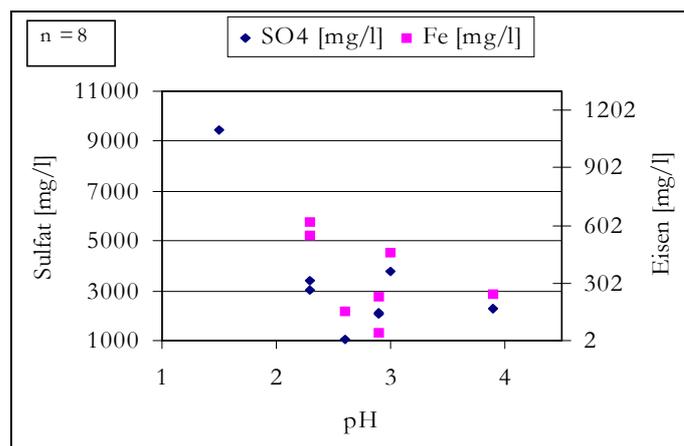


Abb. 118: Verhältnis von pH, Sulfat und Eisen in den Wasserproben des Hangaustrittswassers (HA)

Aus dem Diagramm in Abbildung 118 kann der lineare Regressionskoeffizient für Sulfat mit 0,4674 und für Eisen mit 0,59 entnommen werden, wobei der lineare Korrelationskoeffizient für das Verhältnis pH/Sulfat $-0,68$, für pH/Eisen $-0,76$ ist und für Sulfat/Eisen ist der Korrelationskoeffizient 0,96.

Eine weitere Folge des Ausfallens von Eisen ist eine pH Absenkung in Abhängigkeit von den Ausgangseisenkonzentrationen. Die Sulfatgehalte erfahren durch diese Reaktion keine Veränderungen. Die deutlich erhöhten Aluminium- und Mangankonzentrationen der Wässer (Abb. 119) gehen auf die Lösung der Oxide und Hydroxide und der Alumosilikate zurück. Die relativ hohen Kalzium- und Magnesiumgehalte der Wässer auf die Lösung von Kalzium- und Magnesiumkarbonaten schließen, die bei der Pufferung der sauren Wässer in Lösung gehen.

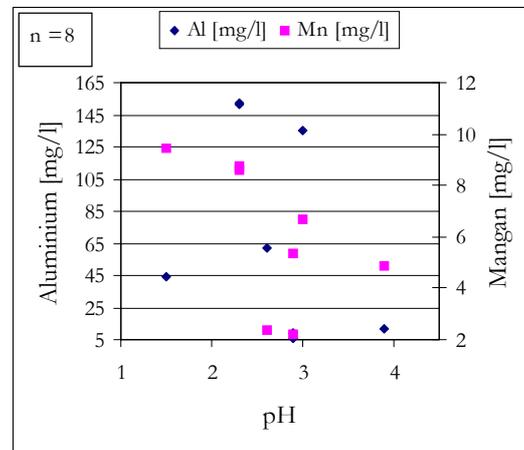


Abb. 119 : Verhältnis von pH, Aluminium und Mangan, die in hohen Konzentrationen vorliegen in den Wasserproben der Hangaustrittswässer

Aus Abbildung 119 können relativ hohe Aluminiumanteile der Wasserproben abgelesen werden, die Maximalwerte von 152,1 mg/l erreichen und einen Mittelwert von 38,7 mg/l haben. Die Maximalkonzentration von Mangan liegt bei 9,5 mg/l und der Mittelwert errechnet sich zu 6 mg/l. Der lineare Korrelationskoeffizient (R^2) für die Manganwerte ist 0,34 und (R^2) für Aluminium ist 0,12. Der lineare Korrelationskoeffizient R für das Verhältnis pH/Al ist $-0,34$, und für das Verhältnis pH/Mn $-0,58$ und R für Al/Mn ist 0,59.

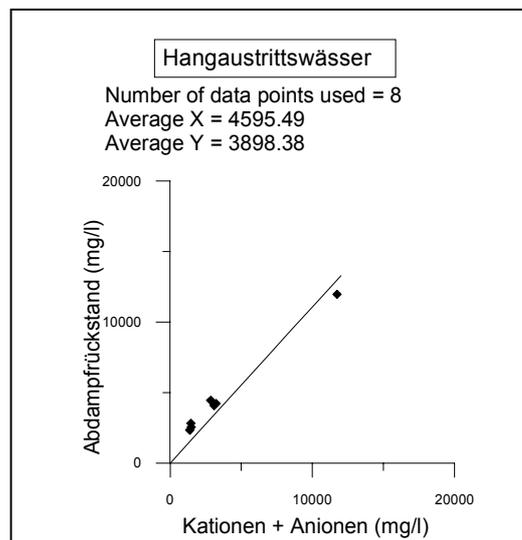


Abb. 120: Korrelation zwischen Gesamtlösungsinhalt und Abdampfrückstand [mg/l]

Natrium und Kalium ebenso wie Chlorid unterliegen im Vergleich zu den Wässern aus dem Anstehenden keinen signifikanten Veränderungen, was aus Abbildungen 121 und 122 für einige ausgewählte Wasserproben ersichtlich ist.

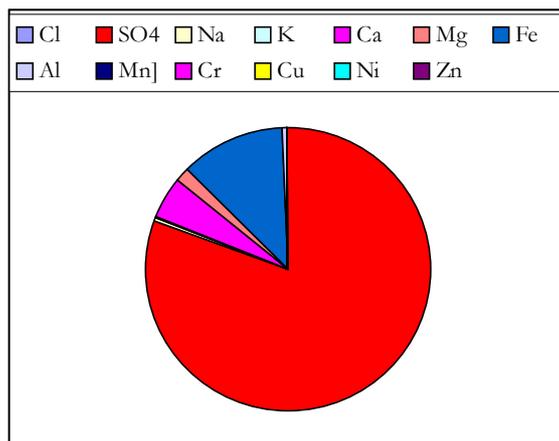


Abb. 121: Chemische Zusammensetzung der Wasserprobe aus HA07 [meq/l]

Die Hauptinhaltsstoffe für die in Abbildung 121 dargestellte Wasserprobe, die einen pH 1,5 aufweist, setzt sich aus 81% Sulfat, 12% Eisen, 5% Kalzium und 2% Magnesium zusammen. Diese Werte reflektieren sehr stark den Eisenverwitterungsprozess. Tabelle 31 zeigt die lineare Korrelationsmatrix berechnet mit den absoluten Gehalten in mg/l die chemische Zusammensetzung der Probe HA07.

Tabelle 31: Lineare Korrelationsmatrix für die Probe HA07

| | Cl | SO ₄ | Na | K | Ca | Mg | Fe | Al | Mn | Cr | Cu | Ni | Zn |
|-----------------|--------------|-----------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|-------------|
| Cl | 1,000 | | | | | | | | | | | | |
| SO ₄ | 0,000 | 1,000 | | | | | | | | | | | |
| Na | 0,131 | 0,003 | 1,000 | | | | | | | | | | |
| K | 0,158 | 0,003 | 0,882 | 1,000 | | | | | | | | | |
| Ca | 0,008 | 0,057 | 0,065 | 0,054 | 1,000 | | | | | | | | |
| Mg | 0,023 | 0,021 | 0,175 | 0,145 | 0,376 | 1,000 | | | | | | | |
| Fe | 0,003 | 0,148 | 0,025 | 0,021 | 0,386 | 0,145 | 1,000 | | | | | | |
| Al | 0,106 | 0,004 | 0,811 | 0,672 | 0,081 | 0,215 | 0,031 | 1,000 | | | | | |
| Mn | 0,496 | 0,001 | 0,264 | 0,319 | 0,017 | 0,046 | 0,006 | 0,215 | 1,000 | | | | |
| Cr | 0,031 | 0,000 | 0,004 | 0,005 | 0,002 | 0,000 | 0,000 | 0,003 | 0,015 | 1,000 | | | |
| Cu | 0,063 | 0,000 | 0,008 | 0,010 | 0,000 | 0,001 | 0,000 | 0,006 | 0,031 | 0,5 | 1,000 | | |
| Ni | 0,161 | 0,000 | 0,021 | 0,025 | 0,000 | 0,003 | 0,000 | 0,017 | 0,080 | 0,197 | 0,394 | 1,000 | |
| Zn | 0,506 | 0,000 | 0,066 | 0,08 | 0,004 | 0,011 | 0,001 | 0,054 | 0,054 | 0,063 | 0,126 | 0,319 | 1,00 |

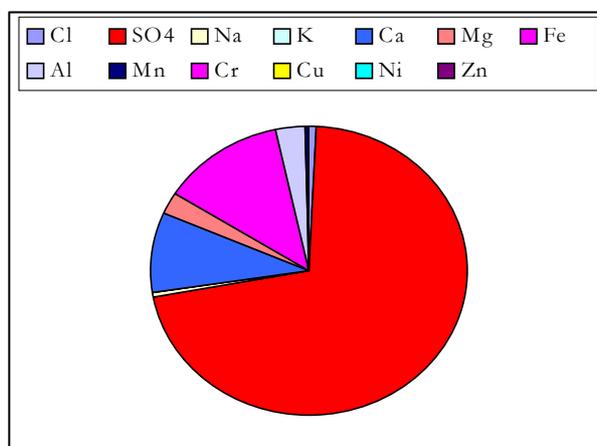


Abb. 122: Chemische Zusammensetzung der Wasserprobe Hangaustrittswasser HA08

In Abbildung 123 wird der Einfluss der Eisendisulfidverwitterung ebenso deutlich, wie zuvor für die Probe HA07. Der pH 2,3 liegt in Probe HA08 etwas höher als in der vorherigen Probe.

Mit steigendem pH nimmt die Sulfatmenge ab und damit der Einfluss der Disulfidverwitterung. Abbildung 124 zeigt die Hangaustrittswasserprobe, die bei pH 3,9, 71% Sulfat, 13% Eisen, 9% Kalzium, 3% Aluminium 1% Magnesium und 1% Chlorid enthält.

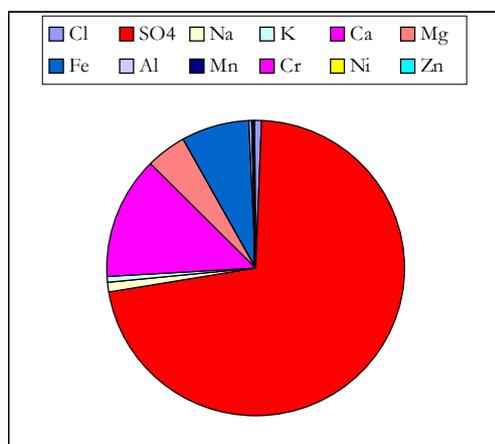


Abb. 123: Chemische Zusammensetzung der Wasserprobe aus dem Hangaustritt HA04 [meq/l]

Bei einem Vergleich der Korrelationsmatrix der Probe HA07 (Tab. 31) mit der Korrelationsmatrix der Wasserprobe HA04 (Tab. 32) zeigt sich in beiden Fällen, dass die Korrelationskoeffizienten sehr ähnlich aussehen, was auf den starken Einfluss des Eisendisulfidverwitterungsprozesses zurückgeführt werden kann.

Tabelle 32: Lineare Korrelationsmatrix für die Probe HA04

| | Cl | SO ₄ | Na | K | Ca | Mg | Fe | Al | Mn | Cr | Ni | Zn |
|-----------------|--------------|-----------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| Cl | 1,000 | | | | | | | | | | | |
| SO ₄ | 0,012 | 1,000 | | | | | | | | | | |
| Na | 0,841 | 0,015 | 1,000 | | | | | | | | | |
| K | 0,568 | 0,007 | 0,478 | 1,000 | | | | | | | | |
| Ca | 0,065 | 0,191 | 0,078 | 0,037 | 1,000 | | | | | | | |
| Mg | 0,200 | 0,062 | 0,238 | 0,113 | 0,329 | 1,000 | | | | | | |
| Fe | 0,118 | 0,106 | 0,141 | 0,067 | 0,554 | 0,593 | 1,000 | | | | | |
| Al | 0,399 | 0,005 | 0,336 | 0,703 | 0,026 | 0,0880 | 0,047 | 1,000 | | | | |
| Mn | 0,168 | 0,002 | 0,028 | 0,295 | 0,011 | 0,033 | 0,02 | 0,420 | 1,000 | | | |
| Cr | 0,001 | 0,000 | 0,001 | 0,003 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,004 | 0,010 | 1,000 | | |
| Ni | 0,007 | 0,000 | 0,006 | 0,013 | 0,000 | 0,001 | 0,000 | 0,018 | 0,045 | 0,227 | 1,000 | |
| Zn | 0,029 | 0,000 | 0,024 | 0,052 | 0,001 | 0,005 | 0,003 | 0,074 | 0,176 | 0,058 | 0,255 | 1,000 |

5.1.5 Wasserqualität aus dem Tagebaurestlochsee Kahnsdorf

Aus dem Tagebaurestlochsee Kahnsdorf wurden fünf Wasserproben verteilt über die Seefläche in verschiedenen Teufen entnommen. RK1 wurde in 3 m Tiefe gezogen, RK3 in 4 m Tiefe, RK5 in 4 m Tiefe, RK7 aus 6 m Tiefe und RK8 aus 1 m Tiefe. Wie die Analysenergebnisse zeigen, sind die Seewasserproben sehr homogen zusammengesetzt. Dies geringe Variation macht deutlich, dass eine Schichtung Frischwasser aus Grundwasser und kontaminierten Seewasser noch nicht eingetreten ist.

Der See Kahnsdorf besitzt eine auffällige Konstanz im Auftreten und in den Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe. Unabhängig von Lokalität und Tiefe, aus der die Proben stammen, variieren die bestimmten Parameter nur sehr gering. Eine Schichtung, wie sie allgemein für Braunkohlerestlochseen dargestellt wird, konnte deshalb weder anhand der chemisch-physikalischen noch der chemischen Parameter nachgewiesen werden (Abb. 124).

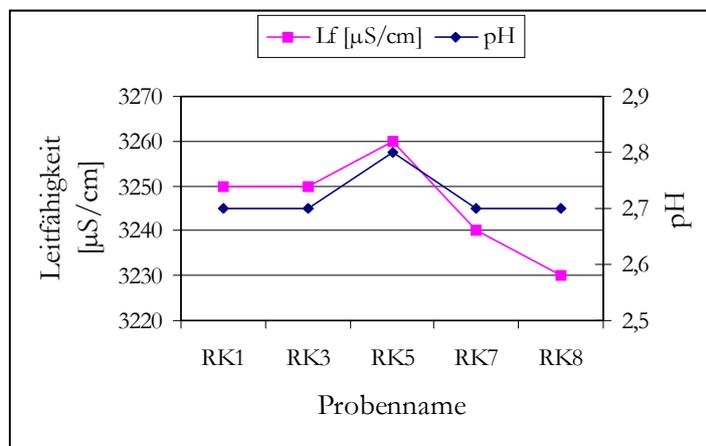


Abb. 124: Elektrische Leitfähigkeit und pH zeigen im Restlochsee Kahnsdorf große Homogenität mit der Tiefe

Aus Abbildung 124 ergibt sich ein Mittelwert für den pH von 2,7 und für die elektrische Leitfähigkeit 3246 µS/cm. Der lineare Regressionskoeffizient, der sich aus den Daten ergab, betrug für den pH $-4E-28$ und für die Leitfähigkeit 0,48. Der lineare Korrelationskoeffizient für das Verhältnis pH/LF betrug 0,69. Der sehr niedrige pH des Seewassers weist deutlich auf die starke Beeinflussung des Randbereiches, wo die Eisendisulfidverwitterung evident ist. Vergleicht man jedoch die Wässer in den Kippen mit denen des Restlochsees, dann kann man feststellen, dass durch Niederschläge eine Verdünnung der sehr sauren Wässer eingetreten ist. Auch dürfte das Wasser, das über die Hänge dem See zufließt, von besserer Qualität sein.

Die andere Zusammensetzung kann vermutlich nicht nur auf die Verdünnung zurückgeführt werden, da aus dem unverritzten auch Grundwasser dem See zufließt, das nicht im Kalk-Kohlensäuregleichgewicht steht. So sind Sulfat, Kalzium, Magnesium, Eisen, Aluminium und Mangan in anderen Verhältnissen vorhanden, als dies zu erwarten wäre. Diese Inhaltsstoffe liegen im See Kahnsdorf in zum Teil wesentlich niedrigeren Konzentrationen vor. Dies wird auch an der geringeren Leitfähigkeit deutlich (Abb. 124).

Die Abbildung 125 zeigt, dass eine geringe Variation der Einzelresultate vorhanden ist. Sulfat bewegt sich zwischen 1685 bis 1771 mg/l und Kalzium zwischen 414 bis 436 mg/l. Der lineare Regressionskoeffizient für Kalzium ist 0,04 und für Sulfat 0,2. Der lineare Korrelationskoeffizient für das Verhältnis pH/Kalzium ist $-0,64$, für pH/Sulfat ist er 0,47 und für Kalzium/Sulfat ist er 0,44.

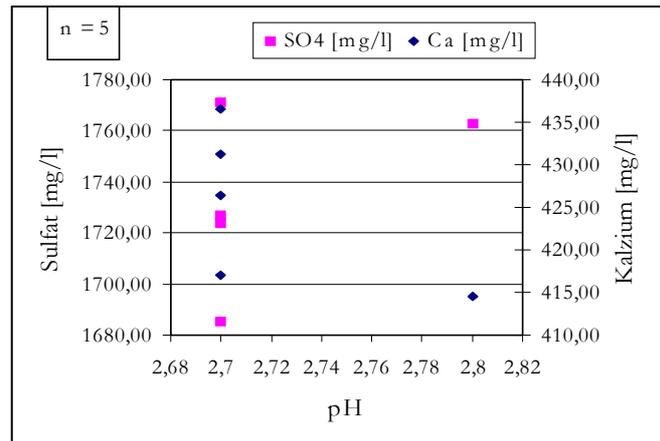


Abb. 125: Konzentrationsverhältnisse des pH zu Ca und Sulfat für die Seewasserproben (RK)

Der Vergleich der gelösten Aluminium- und Eisenionen der Hangaustrittswässer und der, die im Restlochsee nachgewiesen werden können, zeigt, dass hier ebenfalls eine starke Verdünnung stattgefunden haben muss, da die Werte erheblich niedriger sind (Abb. 126).

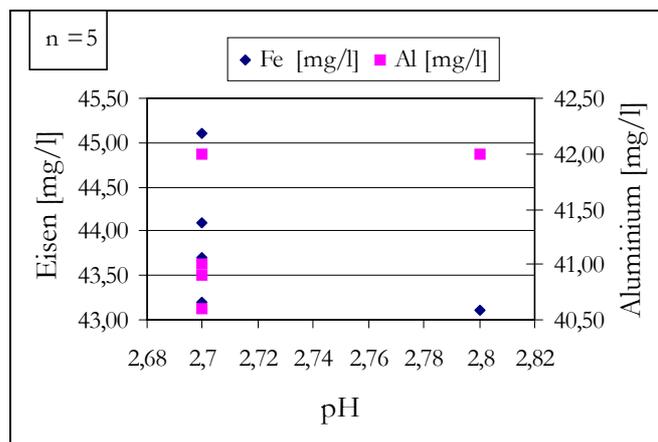


Abb. 126: Konzentrationen von Eisen und Aluminium in Abhängigkeit vom pH Seewasserproben

Die Abbildung 126 verdeutlicht den starken Einfluss des Disulfidverwitterungsprozesses, wobei die Eisenkonzentrationen ziemlich stabil zwischen 43,1 und 45,1 mg/l liegen (Mittelwert=43,8) und die Aluminiumkonzentrationen liegen zwischen 40,6 bis 42 mg/l (Mittelwert=42,57). Der lineare Regressionskoeffizient für Eisen ist 0,2601 und für Aluminium 0,3561. Der lineare Korrelationskoeffizient berechnet für das Verhältnis pH/Eisen war $-0,51$ für pH/Aluminium ist er $0,6$ und für Eisen/Aluminium ist es $0,35$.

Die Spurenelementkonzentrationen im Seewasser zeigen im Vergleich zu den Hangaustrittswässern allerdings keine signifikanten Unterschiede. Zurückzuführen ist dies wohl auf die langen Kontaktzeiten des sauren Seewassers (pH zwischen 2,7 und 2,8) mit den Abraummaterien und der damit verbundenen anhaltenden Mobilisierung dieser Stoffe. Diese Tatsache macht sich in den hohen Aluminiumgehalten des Wassers, bedingt durch Pufferreaktionen an Aluminiumhydroxiden, deutlich bemerkbar (Abb. 126). Die Konzentrationen an Aluminium erreichen dadurch die gleichen Größenordnung wie die Eisengehalte.

Abbildung 127 zeigt die Korrelation des Gesamtlösungsinhalts zwischen Abdampfrückstand [mg/l] der Proben des Restlochsees Kahnsdorf.

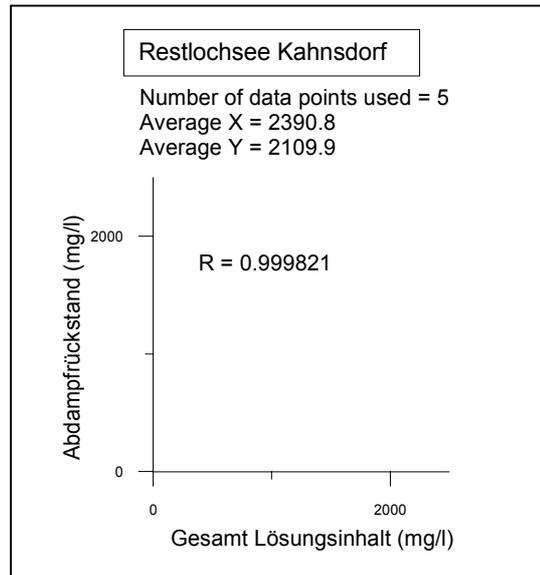


Abb. 127: Graphik zeigt die Korrelation zwischen Gesamt Lösungsinhalt und Abdampfrückstand [mg/l]

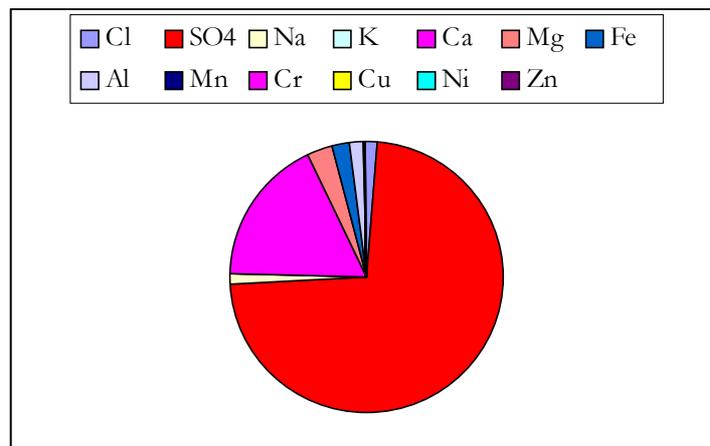


Abb. 128: Chemische Zusammensetzung der Wasserprobe RK1 [meq/l]

Die chemische Zusammensetzung der Probe RK1 besteht aus 73% Sulfat, 18% Kalzium, 3% Magnesium, 2% Eisen und Aluminium sowie 1% Natrium und Chlorid.

Tabelle 33 zeigt die lineare Korrelationsmatrix für die Probe RK1 berechnet mit den absoluten Gehalten der chemische Zusammensetzung in mg/l.

Tabelle 33: Lineare Korrelationsmatrix für die Probe RK1

| | Cl | SO ₄ | Na | K | Ca | Mg | Fe | Al | Mn | Cr | Cu | Ni | Zn |
|-----------------|--------------|-----------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|-------------|
| Cl | 1,000 | | | | | | | | | | | | |
| SO ₄ | 0,020 | 1,000 | | | | | | | | | | | |
| Na | 0,792 | 0,016 | 1,000 | | | | | | | | | | |
| K | 0,166 | 0,021 | 0,210 | 1,000 | | | | | | | | | |
| Ca | 0,083 | 0,241 | 0,066 | 0,013 | 1,000 | | | | | | | | |
| Mg | 0,45 | 0,044 | 0,356 | 0,074 | 0,185 | 1,000 | | | | | | | |
| Fe | 0,797 | 0,025 | 0,631 | 0,132 | 0,104 | 0,564 | 1,000 | | | | | | |
| Al | 0,849 | 0,023 | 0,673 | 0,141 | 0,098 | 0,529 | 0,938 | 1,000 | | | | | |
| Mn | 0,099 | 0,002 | 0,125 | 0,594 | 0,008 | 0,078 | 0,078 | 0,938 | 1,000 | | | | |
| Cr | 0,001 | 0,000 | 0,001 | 0,008 | 0,001 | 0,001 | 0,001 | 0,001 | 0,014 | 1,000 | | | |
| Cu | 0,008 | 0,000 | 0,010 | 0,05 | 0,000 | 0,003 | 0,006 | 0,007 | 0,084 | 0,173 | 1,000 | | |
| Ni | 0,012 | 0,000 | 0,016 | 0,077 | 0,001 | 0,005 | 0,010 | 0,010 | 0,130 | 0,111 | 0,644 | 1,000 | |
| Zn | 0,026 | 0,000 | 0,333 | 0,158 | 0,002 | 0,011 | 0,021 | 0,022 | 0,266 | 0,054 | 0,315 | 0,489 | 1,00 |

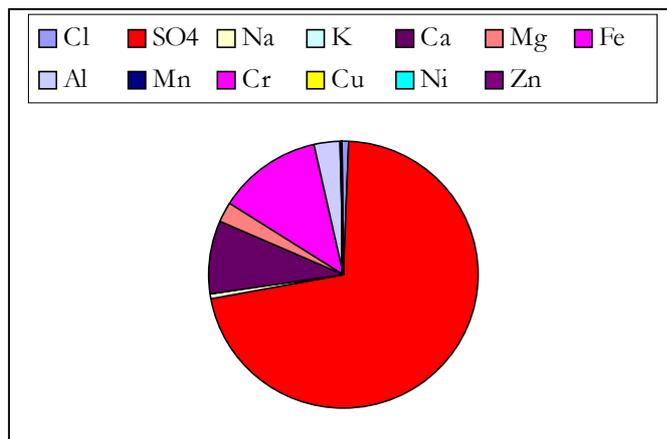


Abb. 129: Chemische Zusammensetzung der Probe RK8 [meq/l]

Um weitere Vergleiche mit den anderen Proben und den Hangaustrittswässern zu ermöglichen, ist in Abbildung 129 die Probe RK8 dargestellt, die einen pH von 2,7 hatte. 71% der Inhaltstoffe sind Sulfat, 13% Eisen, 9% Kalzium, und 3% Aluminium und Magnesium und 1% Chlorid. Um einen besseren Überblick über die chemischen Parameter und die Zusammensetzung zu erhalten, wurde eine lineare Korrelationsmatrix (Tabelle 34) der absoluten Gehalte in mg/l berechnet.

Tabelle 34 : Lineare Korrelationsmatrix für die Probe RK8

| | Cl | SO ₄ | Na | K | Ca | Mg | Fe | Al | Mn | Cr | Cu | Ni | Zn |
|-----------------|--------------|-----------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|-------------|
| Cl | 1,000 | | | | | | | | | | | | |
| SO ₄ | 0,011 | 1,000 | | | | | | | | | | | |
| Na | 0,578 | 0,006 | 1,000 | | | | | | | | | | |
| K | 0,124 | 0,001 | 0,215 | 1,000 | | | | | | | | | |
| Ca | 0,095 | 0,124 | 0,055 | 0,011 | 1,000 | | | | | | | | |
| Mg | 0,337 | 0,035 | 0,194 | 0,041 | 0,284 | 1,000 | | | | | | | |
| Fe | 0,066 | 0,179 | 0,038 | 0,008 | 0,693 | 0,197 | 1,000 | | | | | | |
| Al | 0,270 | 0,044 | 0,156 | 0,033 | 0,354 | 0,802 | 0,245 | 1,000 | | | | | |
| Mn | 0,209 | 0,002 | 0,362 | 0,594 | 0,020 | 0,070 | 0,013 | 0,056 | 1,000 | | | | |
| Cr | 0,003 | 0,000 | 0,006 | 0,029 | 0,000 | 0,001 | 0,000 | 0,000 | 0,017 | 1,000 | | | |
| Cu | 0,003 | 0,000 | 0,005 | 0,025 | 0,000 | 0,001 | 0,000 | 0,000 | 0,015 | 0,866 | 1,000 | | |
| Ni | 0,016 | 0,000 | 0,029 | 0,135 | 0,001 | 0,005 | 0,001 | 0,004 | 0,080 | 0,217 | 0,188 | 1,000 | |
| Zn | 0,056 | 0,000 | 0,097 | 0,450 | 0,005 | 0,018 | 0,003 | 0,015 | 0,268 | 0,065 | 0,056 | 0,3 | 1,00 |

Die Abbildung 130 zeigt die chemische Zusammensetzung der Probe RK5, die einen pH 2,8 hatte, der der höchste gemessene im Restlochsee war. 74 % der Wasserinhaltsstoffen waren Sulfat, 17% Kalzium, 3% Magnesium, 2% Eisen und Aluminium und 1% Chlorid und Natrium.

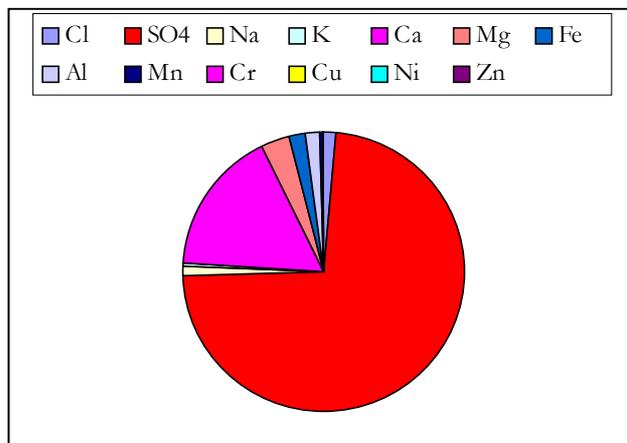


Abb. 130: Chemische Zusammensetzung der Probe RK5 [meq/l]

Aufgrund der guten Durchmischung des Wassers konnten sich am Grund des Sees Kahnsdorf keine reduzierenden Bedingungen einstellen, so dass keine Festlegung von Spurenmetallen durch Ausfällung stattfindet.

5.1.6 Relativer Anteil der Kationen und Anionen am Lösungsgehalt

Die räumliche Verteilung der Analysenergebnisse im PIPER-Diagramm (Abb. 131), zeichnet den Einfluß der Pyritoxidation auf den Chemismus der Grund- und Oberflächenwässer nach. Geringe Beeinflussung äußert sich in der Vorherrschaft von Kalzium- und Hydrogenkarbonationen. Bei Anstieg der Disulfidoxidationsprodukte in den Wässern verringert sich der Hydrogenkarbonatanteil zugunsten des Sulfatanteils, wobei das Kalzium bei den Kationen dominierend bleibt. Steigt der Sulfat Anteil weiter, treten Kalzium- und eisenhaltige Sulfatwässer auf. Eisen-Sulfatwässer repräsentieren den größten Einfluss der Disulfidoxidation auf die Verteilung der Ionen im Wasser. Die Bewegung im Grundwasser auf die Kippen und den offenen Bergbau zu kann an den folgenden Interpretationen deutlich durch eine Zunahme der Sulfatdominanz ebenso wie durch die ungewöhnlich hohen Eisenionenanteile erkannt werden.

Die dominierenden Anionen der Wässer sind Sulfat- und/oder Hydrogenkarbonationen. Der relative Anteil der Chloridionen ist mit Werten $< 25 \text{ meq}\%$ vergleichsweise konstant.

Bei den Kationen dominieren überwiegend die Kalzium- und/oder die Eisenionen. Die relative Anteile an Magnesium-, Natrium- und Kaliumionen streuen hauptsächlich zwischen 15 und 45 $\text{meq}\%$.

In der Zusammensetzung der Filterbrunnenwässer treten, abhängig vom Einfluss der Disulfidoxidation, alle oben genannte Variationen auf, was durch Mischwassereffekte aus den gemeinsam verfilterten Grundwasserleitern erklärt werden kann.

Die Wässer der Pegel aus dem Anstehenden sind durch die Vorherrschaft der Kalzium- und Sulfationen geprägt, ebenso wie die Wässer der Vorfluter.

Die Pegelwässer aus den Kippen leiten zu den Kalzium-Eisen-haltigen Sulfatwässern über, die auch in der Wasserhaltung und im See Kahnsdorf anzutreffen sind.

Die Hangaustrittswässer im Bereich der westliche Altkippe Witznitz stellen Kalzium- und Eisenhaltige Sulfatwässer bzw. Eisen-Sulfat-Wässer dar.

Generell kann eine Entwicklung des Chemismus der beprobten Wässer in Abhängigkeit vom Einfluss der Disulfidverwitterung auch im Auftreten verschiedener Wassertypen festgestellt werden. Über die von der Disulfidoxidation gering beeinflussten Wässer des $\text{Ca-HCO}_3\text{-SO}_4$ -Typs treten mit zunehmendem Einfluss der $\text{Ca-SO}_4\text{-HCO}_3$ -Typ, der Ca-SO_4 -Typ und der Ca-Mg-SO_4 -Typ auf. Die am stärksten beeinflussten Wässer gehören dem Ca-Fe-(Al)-SO_4 oder dem Fe-(Al)-Ca-SO_4 -Typ an. Die Darstellungen verdeutlichen außerdem für alle chemische Daten, daß eine Zunahme des Gesamtlösungsinhaltes mit dem verstärkten Auftreten von Disulfidoxidationsprodukten gekoppelt ist.

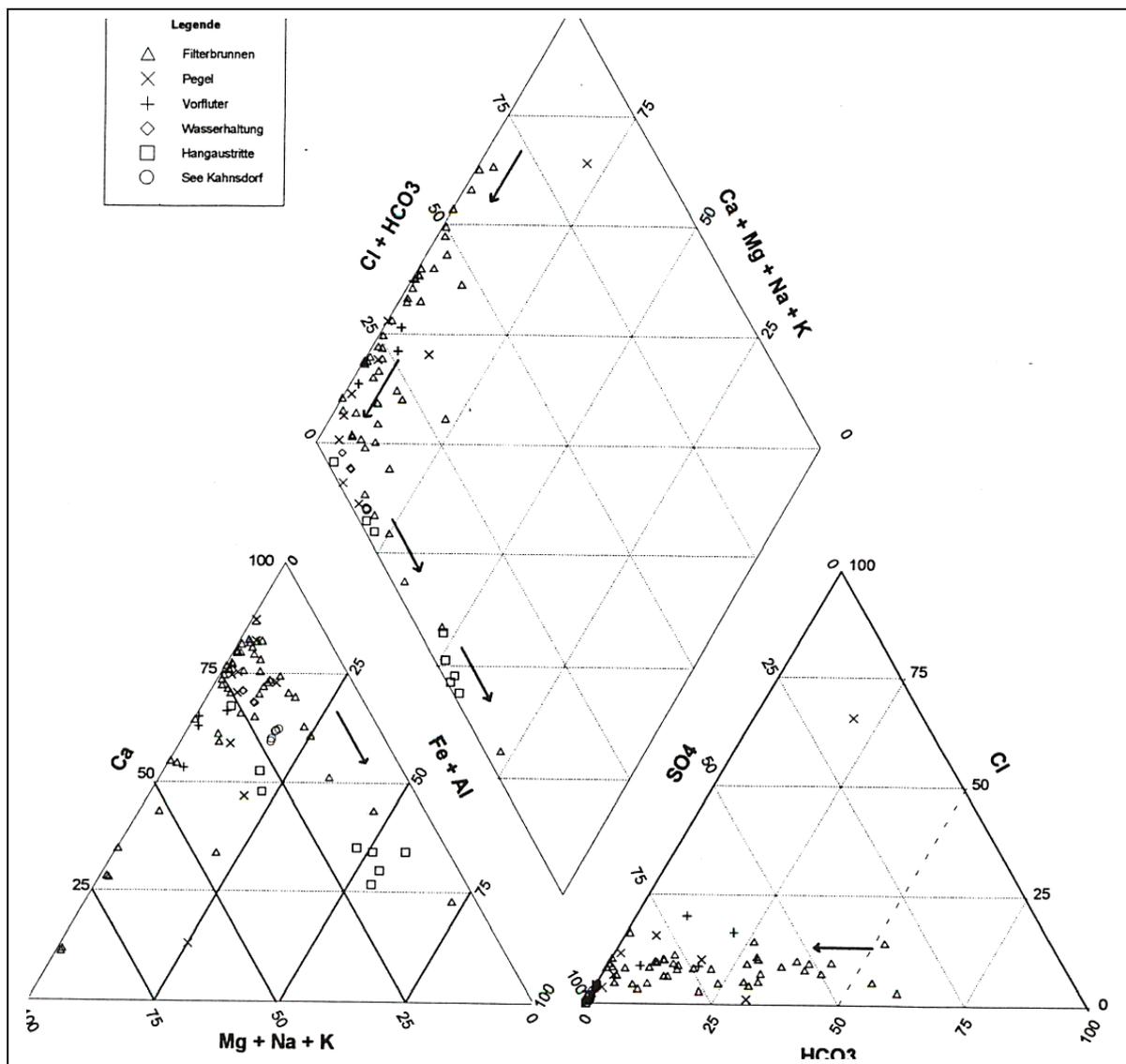


Abb. 131: Relativer Anteil der Kationen und Anionen im Piper Diagramm dargestellt

5.2 Auswertung der DAIS 7915 Aufnahme

Am 30. Mai 1996 wurde der Kohlentagebau von Witznitz, ein Teil des Tagebaus Witznitz II, der Restlochsee Kahnsdorf, ein Teil der Stadt Rötha und Teile der ehemaligen Tagebaue südlich des Stausees Rötha mit einer DO 228 überflogen. Der flugzeuggestützte Sensor DAIS 7915, der 79 Kanäle gleichzeitig registrieren kann, hatte bei diesem Überflug jedoch nur auf 38 Kanälen eine Aufzeichnung realisieren können (siehe Abschnitt 3.6)

Die Aufzeichnung eines zweiten Überfluges wurde nicht ausgewertet, da die Daten nicht zur Verfügung gestellt wurden. Ziel dieses Überfluges war es, einen Vergleich mit den Thermaldaten des ersten Überfluges vorzunehmen.

Ein weiterer Überflug, der für diese Untersuchungen ebenfalls von großem Interesse gewesen wäre, nämlich der Nachtüberflug, konnte aus Kostengründen nicht durchgeführt werden. Die Daten wären, wegen der aufgenommenen terrestrischen Thermalstrahlung ohne den Einfluss der Sonne, eine gute Ergänzung zu den bestehenden Werten gewesen.

5.2.1 Klassifizierungsverfahren

Die Aufnahme wurde eingangs klassifiziert und danach, wie dies von allen Autoren geraten wird, georeferenziert, da die umgekehrte Reihenfolge zu Interferenzen der Spektralsignature der Pixel führen können.

Der Klassifizierungsprozess wurde durch eine standardisierte Methode durchgeführt, nämlich Überwacht Klassifizierung. Hierzu wurde zuerst eine Matrix der Faktorenanalyse hergestellt, um für alle Klassen die besten Kanäle auszuwählen.

Nachdem für die Klassen Fließgewässer, stehendes Gewässer, flachgründige stehende Gewässer, Abraum mit Vegetation, Abraum ohne Vegetation, Innenkippenbereich, bebaute Gebiete, Straßen, Wald und rekultiviertes Bergbaugelände die Kanäle festgelegt waren (1-32), wurde Trainingsgebiete festgelegt. Der Klassifizierungsprozess, der angewandt wurde, basiert auf einem statistischen Standardverfahren, bei dem versucht wird, so die größte Wahrscheinlichkeit zu erzielen (Maximum-Likelihood - Klassifizierungsverfahren).

Anschließend erfolgt eine Bewertung der angewandten Klassifizierung. Im Hinblick auf die entstandenen Fehler muss eine Revision der Ergebnisse vorgenommen werden. Dies betrifft die Kanäle, die für die Klassen Straßen und Kanäle genutzt wurden, die im Programm ERDAS IMAGE 8.2 immer mit Fehlern klassifiziert werden. Die gleichen Fehler treten ebenfalls für geschlossene Waldgebiete und rekultivierte Bergbaulandschaften auf.

Das Endergebnis der Klassifizierung ist in Abbildung 132 für das Restloch Kahnsdorf und seine nähere Umgebung dargestellt. Hierbei wurde strikt die Maximum-Likelihood-Klassifizierung angewandt.

Aufmerksamkeit verdient der Sensor DAIS 7915 wegen seiner besonderen Spektral- und Räumliche Auflösung, die es erlaubt hat, schmale Fließgewässer von anderen Gewässern zu differenzieren, was durch eine sehr gute Klassifikation möglich war. Weiterhin gelang es bei den Seeflächen tiefenorientiert zu klassifizieren. Die Vertrauenswürdigkeit der Klassifikation des Restlochsees Kahnsdorf muss als äußerst realistisch betrachtet werden, was ein Vergleich mit den aufgenommenen Daten bei den Feldarbeiten 1995 deutlich macht. Deutlich kann man den Abraum im zentralen Seebereich nach der Klassifikation auskartieren.

In Bezug auf Straßen, die nicht asphaltiert sind und jene die asphaltiert sind, ist das Ergebnis ebenfalls als exzellent zu betrachten. So konnte auch durch die Aufnahme eine sehr gute Klassifizierung des gesamten Bergbaubereichs durchgeführt werden, wo sich der Abraum mit und ohne Vegetation und rekultivierte Flächen von natürlichen Waldgebieten differenzieren lassen.

Im Gegensatz dazu muss festgestellt werden, dass die bebauten Gebiete sich nicht gut klassifizieren lassen. Sie werden mit den Bergbaugebieten leicht verwechselt, da die Grenzen wenig deutlich sind. Teilweise kommt es an den Straßenrändern zu Fehlinterpretationen, wo eigentlich Häuser stehen müssten, ist in der Realität nicht bebaut.

Ein wesentlicher Grund für die Fehlinterpretationen kann darin gesehen werden, dass verschiedene Wellenlängen nicht im Spektrum des Sensors enthalten waren, wie das nahe Ultraviolett (0,315-0,38 μm), der Bereich des sichtbaren Lichts (0,38-0,49 μm), Teile des nahen Infrarots von 1,1 bis 1,4 μm , das vollkommene Fehlen des nahen Infrarots II (1,4-3,0 μm), sowie das gesamte mittlere thermale Infrarot I (3,0-5,5 μm). Anderer Grund dafür können die Mischpixel sein.

5.3.2 Entzerrungsverfahren

Zur Georeferenzierung wurde eine Beziehung von topographischer Karte und Fernerkundungsaufnahme hergestellt. Zu diesem Zweck wurde auf einem Digitalisierbrett die topographische Karte im Maßstab 1:10.000 in Gauß-Krüger Koordinaten und dem Bessel Ellipsoid (TM – Transverse Mercator Projektion System) digitalisiert und die Flächen georeferenziert. Danach wurden sämtliche Informationen in das Programm ERDAS IMAGE 8.2 übertragen und die Kontrollpunkte aus der Aufnahme in die Koordinaten der topografischen Karte gelegt (Ground Control Points – GCP).

Die genaueste Korrektur erreicht man, wenn möglichst viele GCP zu Verfügung stehen. Diese sollten nach Möglichkeit über die gesamte Fläche verteilt sein, um eine hohe Genauigkeit bei der geometrischen Korrektur zu erreichen.

Nach dem Abschluss dieses Schrittes wird durch das Programm die Georeferenzierung auf der Basis des geometrischen Orbitalmodelles durchgeführt. Hierbei prüft das Programm für jedes Pixel, ob durch neue Informationen sich die Lage ändert, um gegebenenfalls eine Lagekorrektur durchzuführen, die die geographische Position eines jeden Punktes entsprechend der Kartengrundlage und der GCP neu einträgt.

Nach einer weiteren Überprüfung der Georeferenzierung ergibt sich eine gewisse Lageungenauigkeit, da die Topografische Karte wesentlich älter als die DAIS 7915 Aufnahme ist. Diese Lageungenauigkeit, hängt von dem Maßstab der topographischen Karte ab, die verwendet wurde. Für die vorliegende Szene hat man eine Abweichung der Punkte aus der realen Lage von etwa drei Meter erreicht.

Restlochsee Kahnsdorf und weitere Umgebung; Befliegung am 30.05.96 (etwa um 12:00 Uhr)

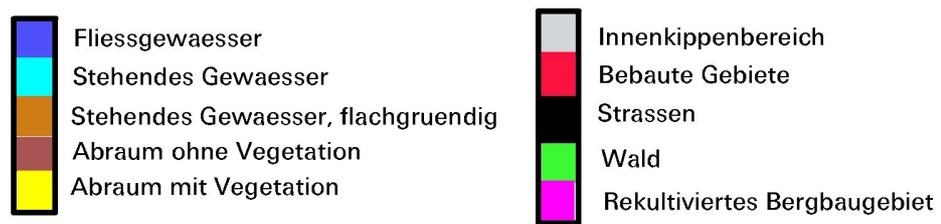
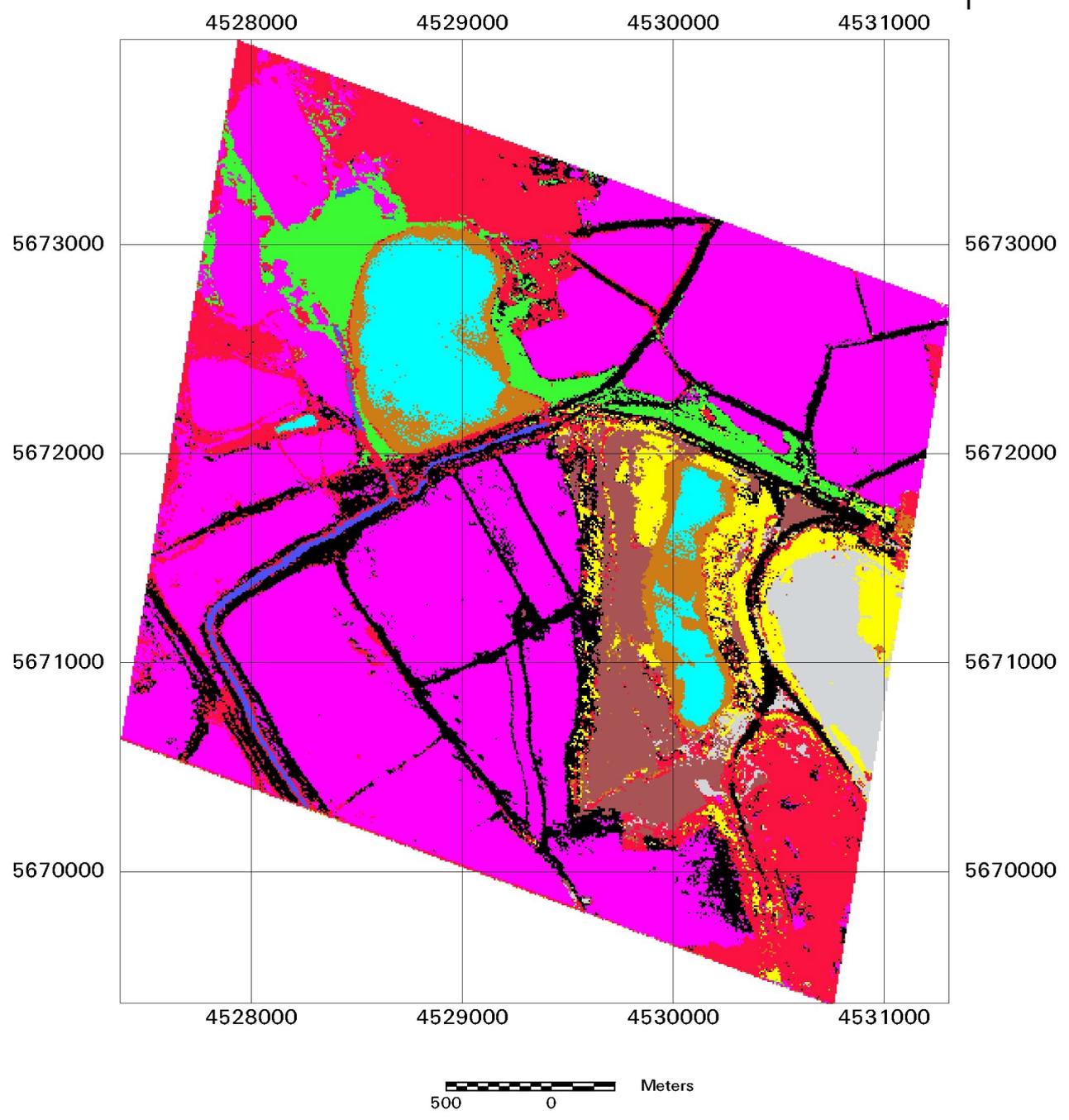


Abb. 132: DAIS 7915: Klassifizierte Aufnahme (Maximum-Likelihood-Klassifizierungsergebnis; VIS-SWIR; Kanäle 1-32), zeigt das Restlochsee Kahnsdorf im Zentrum, nordwestlich des Speichersees Rötha und östlich des Tagebaus Witznitz

5.3 Auswertung der Thermal Daten

Die Oberflächentemperatur wurde mit zwei verschiedenen Systemen über die thermale Strahlung bestimmt. Hierzu wurde ein Strahlungsthermometer und der Fernerkundungssensor DAIS 7915 benutzt. Die gewonnenen Daten beider Systeme müssen korrigiert werden, um die eigentliche Temperatur zu bestimmen.

Die mit dem Strahlungsthermometer gemessenen Wasseroberflächentemperaturen werden mit der Methode nach LORENZ (1973), wie im folgenden Abschnitt beschrieben, korrigiert.

Für die Atmosphärenkorrektur hat RICHTER (1996) ein Programm für die DLR entworfen, das für die Daten, die mit einem Hyperspektralscanner gewonnen werden, genutzt wird, sofern hierbei der MODTRAN (Strahlungstransfercode) genutzt wird (BERK et al., 1989, in: DLR (2000): The Laboratory Calibration Facility (LCF) – Institut für Optoelektronik – <http://www.dlr.de/DAIS/dais-cal.htm;int.mecontent.action¶meter>). Die Konvertierung der Bodenreflektionsdaten wird im DAIS Kanal, der die Reflexion aufzeichnet, vorgenommen und wird in dieser Arbeit nicht beschrieben. Da die Aufnahme der Thermalstrahlung eines der Ziele dieser Arbeit war, wird im Abschnitt 5.3.2 die Methode der Konvertierung von Emissionsgrad und Oberflächentemperatur näher beschrieben.

5.3.1 Korrektur des Reflexionseinflusses der Strahlungsthermometer Daten

Die Messung mit einem Radiometer mit Schwarzkörper-Eichung, wie dies erst einmal im DAIS Sensor geschieht, ergibt nicht die wirkliche Oberflächentemperatur T sondern eine fiktive Temperatur, die meist als „Strahlungstemperatur“, die als T_s bezeichnet wird, die anstelle von T in Gl. (95) in Gl. (96) einzusetzen ist:

$$S^* = \omega \int_{\lambda_1}^{\lambda_2} \Phi_{\lambda} E_{\lambda}(T) d\lambda \quad (95)$$

$$S^* = \omega \int_{\lambda_1}^{\lambda_2} \Phi_{\lambda} E_{\lambda} \varepsilon_{\lambda}(T) d\lambda + \omega \int_{\lambda_1}^{\lambda_2} \Phi(1 - \varepsilon) \frac{1}{\pi} (G\lambda + \Omega_{\Theta} E_{\lambda}(\Theta)) d\lambda \quad (96)$$

Man erhält damit eine Beziehung zwischen der wahren Oberflächentemperatur T und der mit einem Infrarot-Thermometer gemessenen Strahlungstemperatur T_s . Hierbei kann, wie weiter oben bereits gezeigt, im Spektralbereich um $10 \mu\text{m}$ der Ausdruck $\Omega_{\Theta} E_{\lambda}(\Theta)$ als sehr klein gegenüber $G\lambda$ vernachlässigt werden. Lediglich bei Wasser, das spiegelnd reflektiert, kann sich reflektierte Sonnenstrahlung bemerkbar machen, bei Messungen senkrecht von oben, allerdings nur, wenn die Sonne im Zenit steht und die Wasseroberfläche weitgehend glatt ist.

Wenn allerdings Gewässer stark verunreinigt und insbesondere, wenn sie mit einem Ölfilm bedeckt sind, kann das Reflexionsvermögen sich in so starkem Maß ändern, daß die folgende Diagramme (Abb. 133) keine richtigen Korrekturwerte mehr liefern.

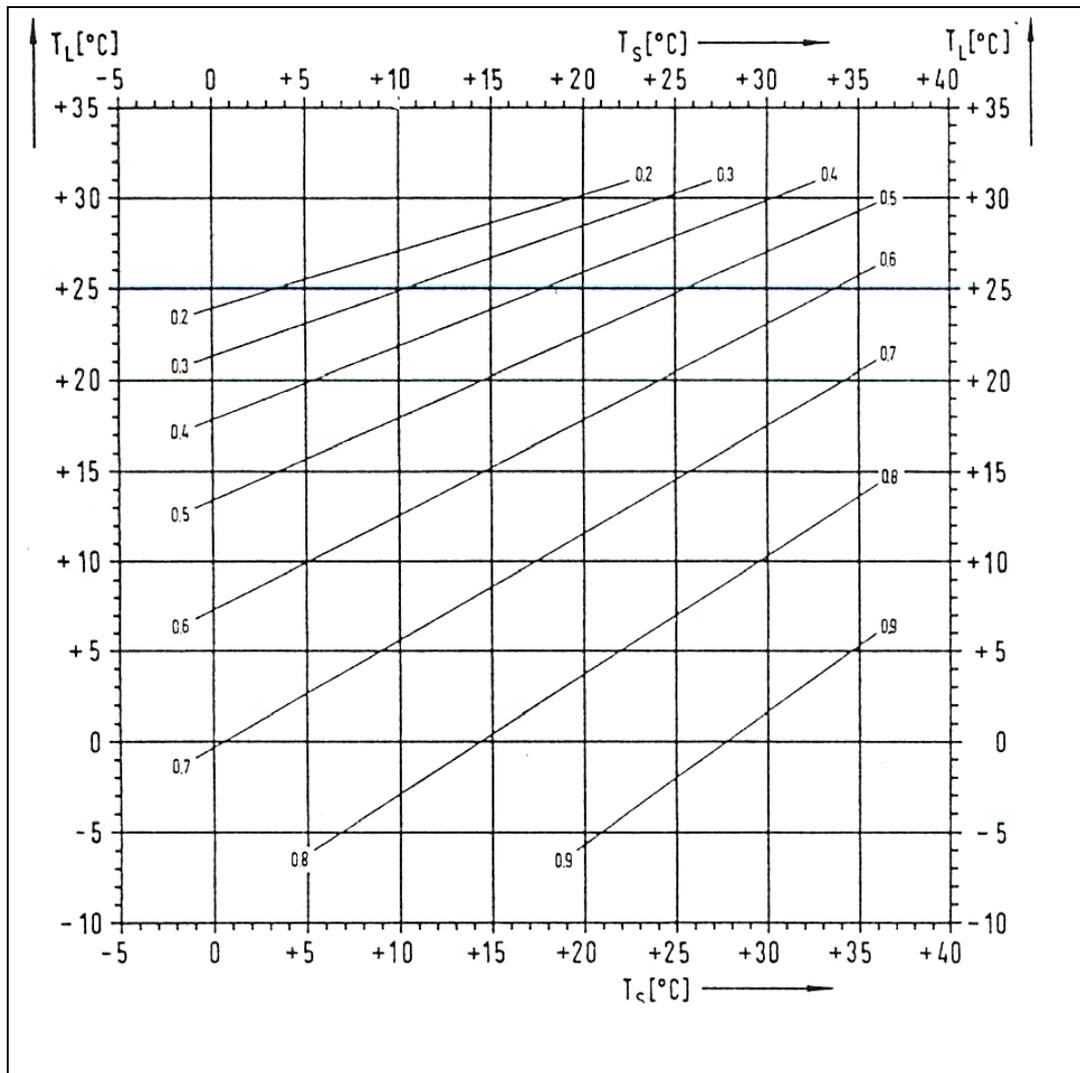


Abb. 133: Korrekturdiagramm für den Reflexionseinfluss auf radiometrische Wasseroberflächentemperaturmessungen nach LORENZ (1973)

Das obige Diagramm sollte für die spektrale Empfindlichkeit des Infrarot-Thermometers: 8 bis 14 μm ; glatte Wasseroberfläche, wolkenloser Himmel angewandt werden, wobei die Abszisse die gemessene Strahlungstemperatur T_S darstellt. Auf der Ordinate ist die Lufttemperatur T_L , Isolinienkorrektur (Differenz zwischen wahrer Oberflächentemperatur und Strahlungstemperatur $T-T_S$) in $^{\circ}\text{C}$ (LORENZ, 1973) dargestellt.

In Übereinstimmung mit dem obigen Diagramm sind die gemessenen Wasseroberflächentemperaturen in Tabelle 35 für den Überflug des DAIS Sensors am 30 Mai 1996 aufgelistet. Diese Daten wurden von der DLR zur Kalibrierung des Thermalkanals 33 (8,6 μm) benutzt.

Tabelle 35: Auflistung der Messstellen der gemessenen Oberflächenwassertemperaturen, die für die wahre Lufttemperatur von 25,5 °C um 12:30 Uhr entsprechend korrigiert sind

| Punkt Nr. | Gauß-Krüger Koordinaten Rechtswert | Gauß-Krüger Koordinaten Hochwert | Wasserflächen Temperatur um 12:30 Uhr (°C) | Wasserbelebentempera- tur um 12:30 Uhr korrigier nach LORENZ(1973) |
|-----------|--|--|--|--|
| T1 | 4530216,658 | 5671800,300 | 19,84 | $19,84 + 0,41 = 20,25^{\circ} \text{C}$ |
| T2 | 4530166,660 | 5671890,002 | 20,84 | $20,84 + 0,43 = 21,27^{\circ} \text{C}$ |
| T3 | 4530133,330 | 5671850,002 | 20,04 | $20,04 + 0,41 = 20,45^{\circ} \text{C}$ |
| T4 | 4530033,332 | 5671800,002 | 20,62 | $20,62 + 0,42 = 21,04^{\circ} \text{C}$ |
| T5 | 4530049,998 | 5671666,640 | 18,43 | $18,43 + 0,38 = 18,81^{\circ} \text{C}$ |
| T6 | 4529966,668 | 5671499,980 | 19,10 | $19,10 + 0,39 = 19,49^{\circ} \text{C}$ |
| T7 | 4529966,668 | 5671333,320 | 20,75 | $20,75 + 0,43 = 21,18^{\circ} \text{C}$ |
| T8 | 4529987,200 | 5671216,658 | 20,00 | $20,00 + 0,42 = 20,42^{\circ} \text{C}$ |
| T9 | 4530099,996 | 5671166,660 | 16,58 | $16,58 + 0,34 = 16,92^{\circ} \text{C}$ |
| T10 | 4530116,662 | 5671083,330 | 16,82 | $16,82 + 0,35 = 17,17^{\circ} \text{C}$ |
| T11 | 4530099,996 | 5670950,002 | 16,48 | $16,48 + 0,33 = 16,81^{\circ} \text{C}$ |
| T12 | 4530166,660 | 5670833,340 | 17,00 | $17,00 + 0,37 = 17,37^{\circ} \text{C}$ |

5.3.2 Bestimmung der Oberflächentemperaturen mit Hilfe des Strahlungsthermometers

Die Oberflächentemperaturen für die Flächen, die nicht mit dem Strahlungsthermometer am Ort gemessen wurden, wurden mittels eines Programms aus den am Tag des DAIS – Überfluges mit dem Strahlungsthermometer gemessenen Daten, die in Tabelle 40 (S. 204) aufgelistet sind, durch Extrapolation gewonnen.

Tabelle 36: Strahlungstemperaturen [°C] für die Thermalklassifikation des Gebietes um Witznitz

| Punkt Nr. | Gauß-Krüger Rechtswert | Gauß-Krüger Hochwert | Ts Korrigierte nach LORENZ (1973) |
|-----------|---------------------------|-------------------------|--------------------------------------|
| T1 | 4530216,65 | 5671800,30 | 20,25 |
| T2 | 4530166,66 | 5671890,00 | 21,27 |
| T3 | 4530133,33 | 5671850,00 | 20,45 |
| T4 | 4530033,33 | 5671800,00 | 21,04 |
| T5 | 4530049,99 | 5671666,64 | 18,81 |
| T6 | 4529966,66 | 5671499,98 | 19,49 |
| T7 | 4529966,668 | 5671333,320 | 21,18 |
| T8 | 4529987,200 | 5671216,658 | 20,42 |
| T9 | 4530099,996 | 5671166,660 | 16,92 |
| T10 | 4530116,662 | 5671083,330 | 17,17 |
| T11 | 4530099,996 | 5670950,002 | 26,81 |
| T12 | 4530166,660 | 5670833,340 | 17,37 |

Um eine entsprechende Thermalklassifikation der Oberflächentemperaturen für den Raum Witznitz durchführen zu können, wurden aus der Aufnahme des DAIS 7915 die RAD Werte (L) [mW/m²·µm.sr] entnommen, die mit den Temperaturen, die mit dem Strahlungsthermometer gemessen wurden, übereinstimmen (Tabelle 36). Die für die Extrapolation der Oberflächentemperaturen benutzten RAD Werte [mW/m²·µm.sr] für die vermessenen Flächen, sind in Tabelle 37 wiedergegeben.

Tabelle 37: RAD (L) für die gemessene Temperaturen

| Punkt Nr. | Temperatur [°C] | RAD (L) [mW/m ² ·µm.sr] |
|------------------------------|-----------------|---------------------------------------|
| (Tmin) niedrigste Temperatur | 16,63 | 7695 |
| T1 | 20,25 | 8050 |
| T2 | 21,27 | 8173 |
| T3 | 20,45 | 8089 |
| T4 | 21,04 | 8121 |
| T5 | 18,81 | 7998 |
| T6 | 19,49 | 8100 |
| T7 | 21,18 | 8319 |
| T8 | 20,42 | 8369 |
| T9 | 16,92 | 7786 |
| T10 | 17,17 | 7866 |
| T11 | 26,81 | 7775 |
| T12 | 17,37 | 7900 |
| (Tmax) höchste Temperatur | 45,5 | 16902 |

Die Werte aus der Tabelle 37, die bekannt waren, wurden linear im Intervall von 16,63° C bis 45,5° C, wie im Diagramm der Abbildung 134 dargestellt, interpoliert. Als Programm wurde Arc View und Arc-Info verwendet.

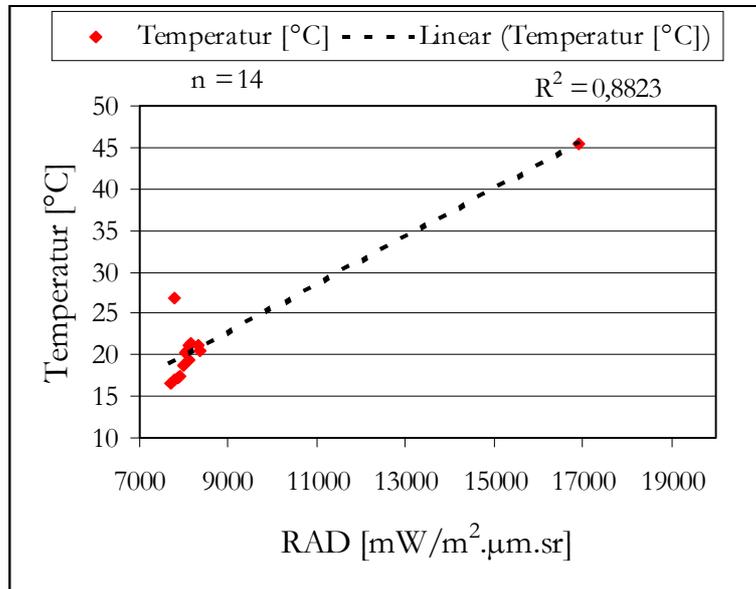


Abb. 134: Das Diagramm zeigt die direkte Interpolation der Temperaturen von 16,63° C bis 45,5° C, die mit dem Strahlungsthermometer gemessen wurden

Die lineare Interpolation der Oberflächentemperaturen für das Gebiet um Witznitz ermöglichte theoretisch eine Thermalklassifizierung mit Intervallen von 0,05° C, was jedoch aufgrund der fehlenden Rechnerkapazität nicht so durchgeführt werden konnte. Es wurden deshalb Klassifizierungen mit größeren Intervallen hergestellt, die in Abbildung 136 (entzerrte Aufnahme) und Abbildung 137 (nicht entzerrte Aufnahme) dargestellt sind.

Schließlich wurden 21 Klassen identifiziert, die dann in zwei Bereiche aufgeteilt sind, einmal der Bereich der ersten Klasse von 16,63° C - 17° C, mit einem Intervall von 0,37° C, und allen anderen Thermalklassen mit einem Intervall von 1,5° C. In Tabelle 38 sind die Werte im einzelnen aufgeführt.

Tabelle 38: Klasseneinteilung und Temperaturintervalle für die Thermalklassifizierung

| Nicht-entzerrte Aufnahme | | | Entzerrte Aufnahme | | |
|--------------------------|-----------------------------|-----------|--------------------|-----------------------------|-----------|
| Klassen Temp [°C] | Klassentemp. intervall [°C] | Pixel Nr. | Klassen Temp [°C] | Klassentemp. Intervall [°C] | Pixel Nr. |
| 16,63-17 | 0,37 | 01 | 16,63-17 | 0,37 | 0 |
| 17-18,5 | 1,5 | 1302 | 17-18,5 | 1,5 | 796 |
| 18,5-20 | 1,5 | 6258 | 18,5-20 | 1,5 | 3834 |
| 20-21,5 | 1,5 | 2912 | 20-21,5 | 1,5 | 1785 |
| 31,5-23 | 1,5 | 9829 | 31,5-23 | 1,5 | 6031 |
| 23-24,5 | 1,5 | 16077 | 23-24,5 | 1,5 | 9862 |
| 24,5-26 | 1,5 | 19764 | 24,5-26 | 1,5 | 12067 |
| 26-27,5 | 1,5 | 15713 | 26-27,5 | 1,5 | 9622 |
| 27,5-29 | 1,5 | 8102 | 27,5-29 | 1,5 | 4963 |
| 29-30,5 | 1,5 | 2697 | 29-30,5 | 1,5 | 1657 |
| 30,5-32 | 1,5 | 938 | 30,5-32 | 1,5 | 586 |
| 32-33,5 | 1,5 | 352 | 32-33,5 | 1,5 | 224 |
| 33,5-35 | 1,5 | 157 | 33,5-35 | 1,5 | 101 |
| 35-36,5 | 1,5 | 111 | 35-36,5 | 1,5 | 60 |
| 36,5-38 | 1,5 | 76 | 36,5-38 | 1,5 | 43 |
| 38-39,5 | 1,5 | 57 | 38-39,5 | 1,5 | 32 |
| 39,5-41 | 1,5 | 38 | 39,5-41 | 1,5 | 20 |
| 41-42,5 | 1,5 | 21 | 41-42,5 | 1,5 | 10 |
| 42,5-44 | 1,5 | 40 | 42,5-44 | 1,5 | 23 |
| 44-45,5 | 1,5 | 27 | 44-45,5 | 1,5 | 16 |
| >45,5 | 1,5 | 8 | >45,5 | 1,5 | 6 |

Um die Unterschiede der Histogramme zwischen der entzerrten und nicht entzerrten Aufnahme erkennen zu können (Abb. 138), ist das Diagramm (Abb 135) dargestellt, das mit logarithmischer Skala besser das Achsenverhältnis verdeutlicht.

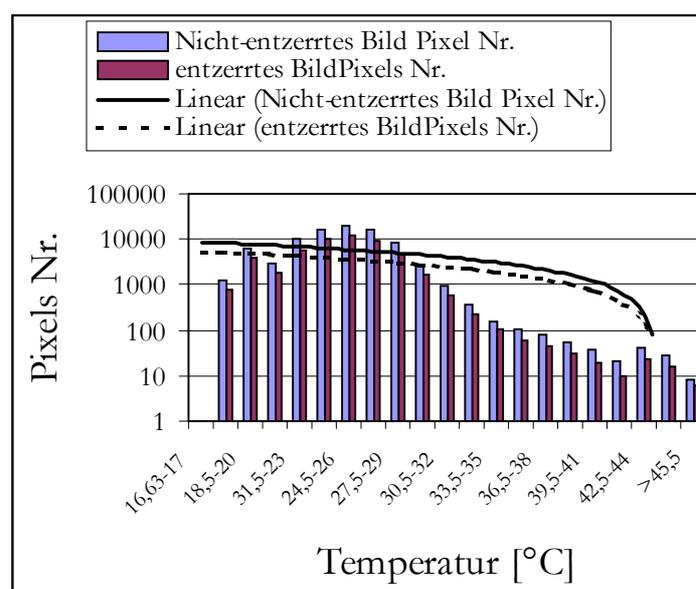


Abb. 135: Diagramm mit dem Pixelverhältnis von entzerrter und nicht entzerrter Aufnahme für die einzelnen Thermalklassen

Restlochsee bei Kahnsdorf, westlich Tagebau Witznitz. Befliegung am 30.05.96 (etwa um 12:30 Uhr)

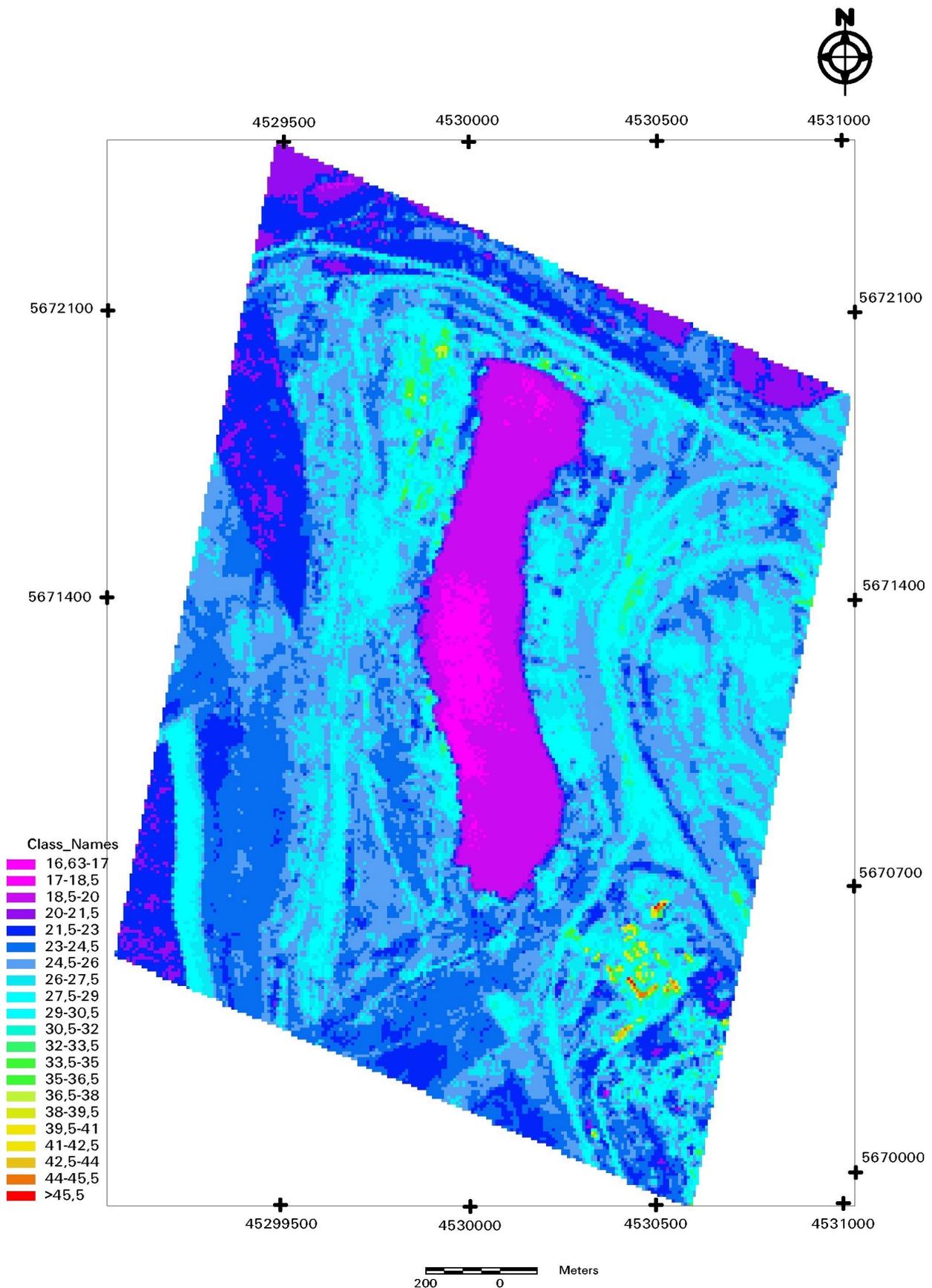


Abb. 136: Thermalklassifizierung aus der Messungen mit dem Strahlungsthermometer KT 15 (Heimann GmbH) und korrigiert nach LORENZ (1973). Die Messung wurde Gleichzeitig mit der DAIS 7915-Befliegung am 30.05.96 durchgeführt. Hier ist ein entzerrtes Bild zu sehen

Restlochsee bei Kahnsdorf, westlich Tagebau Witznitz. Befliegung am 30.05.96 (etwa um 12:30 Uhr)

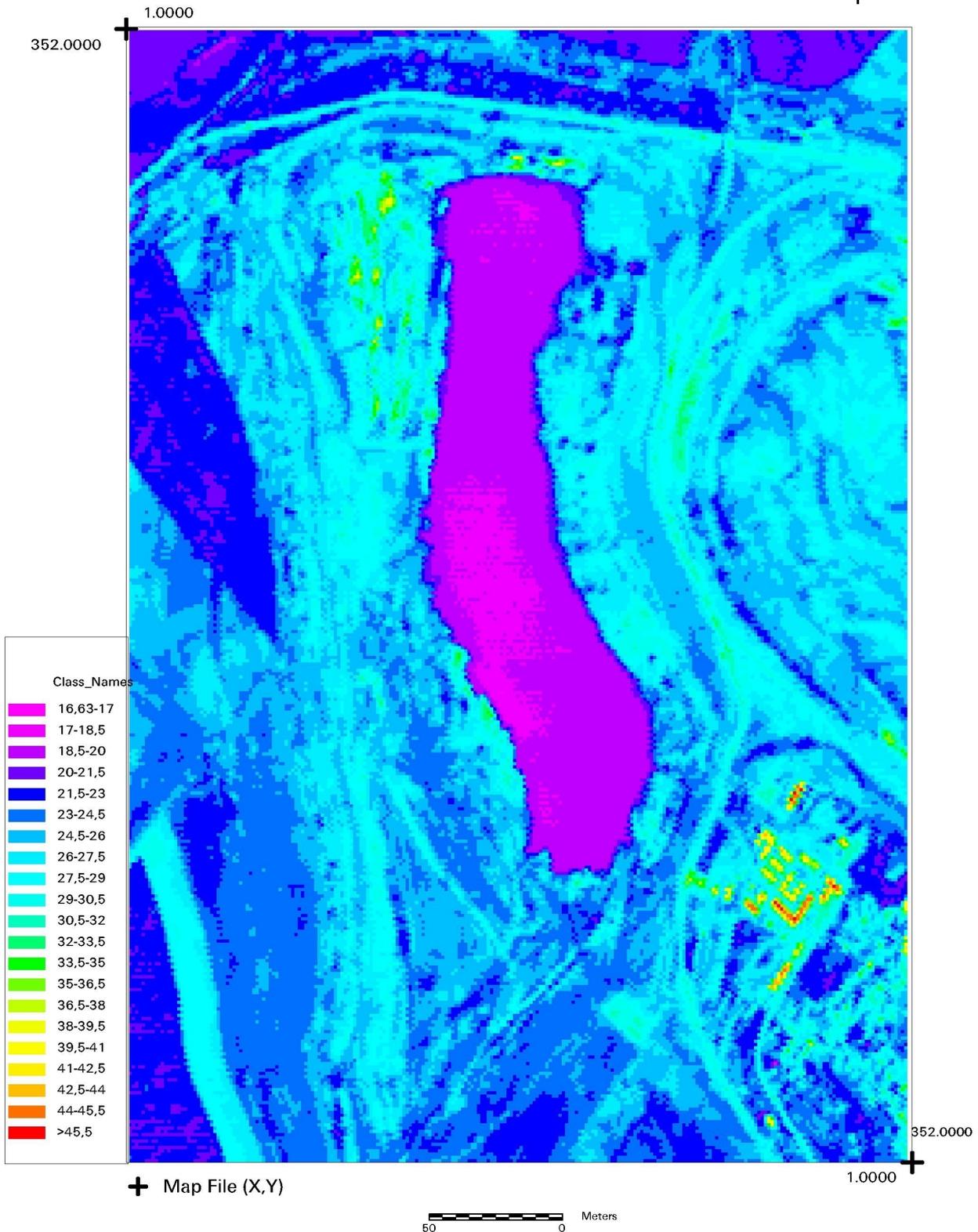
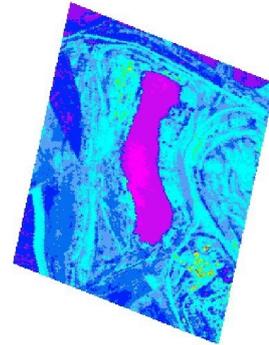
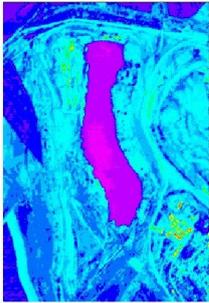


Abb. 137: Thermalklassifizierung aus der Messungen mit dem Strahlungsthermometer KT 15 (Heimann GmbH) und korrigiert nach LORENZ (1973). Die Messung wurde Gleichzeitig mit der DAIS 7915-Befliegung am 30.05.96 durchgeführt. Hier ist ein nicht entzerrtes Bild zu sehen



Class_Names Histogram

| | |
|----------|-------|
| 16,63-17 | 1 |
| 17-18,5 | 1302 |
| 18,5-20 | 6258 |
| 20-21,5 | 2912 |
| 21,5-23 | 9829 |
| 23-24,5 | 16077 |
| 24,5-26 | 19764 |
| 26-27,5 | 15713 |
| 27,5-29 | 8102 |
| 29-30,5 | 2697 |
| 30,5-32 | 938 |
| 32-33,5 | 352 |
| 33,5-35 | 157 |
| 35-36,5 | 111 |
| 36,5-38 | 76 |
| 38-39,5 | 57 |
| 39,5-41 | 38 |
| 41-42,5 | 21 |
| 42,5-44 | 40 |
| 44-45,5 | 27 |
| >45,5 | 8 |

Class_Names Histogram

| | |
|----------|-------|
| 16,63-17 | 0 |
| 17-18,5 | 796 |
| 18,5-20 | 3834 |
| 20-21,5 | 1785 |
| 21,5-23 | 6031 |
| 23-24,5 | 9862 |
| 24,5-26 | 12067 |
| 26-27,5 | 9622 |
| 27,5-29 | 4963 |
| 29-30,5 | 1657 |
| 30,5-32 | 586 |
| 32-33,5 | 224 |
| 33,5-35 | 101 |
| 35-36,5 | 60 |
| 36,5-38 | 43 |
| 38-39,5 | 32 |
| 39,5-41 | 20 |
| 41-42,5 | 10 |
| 42,5-44 | 23 |
| 44-45,5 | 16 |
| >45,5 | 6 |

Massstab ca. 1: 65 000

Abb. 138: Histogramme der Thermalklassifizierungsergebnisse mit Hilfe des Strahlungsthermometer KT 15. Thermalklassifizierung für die TIR (Kanal 33 – 8,62 μm) durchgeführt. Die Befliegung fand am 30.05.96 statt

5.3.3 Korrektur des atmosphärischen Absorptions- und Emissionskoeffizienten der DAIS 7915 Aufnahme

Die Aufnahme, die für die Interpretation herangezogen wurde, wurde georeferenziert, nachdem vorher durch die DLR die Atmosphärenkorrektur für den Absorptions- und den Emissionskoeffizienten erfolgt war (Abbildung 132).

Die DLR hat zu diesem Zweck eine Schwarzweißaufnahme des Sees im Restloch Kahnsdorf hergestellt, um die Oberflächentemperatur, die abgestrahlt wurde für den Kanal 33, der im 8,6 μm Wellenlängenbereich misst, zu korrigieren. Die umliegenden Sedimente wurden hierbei nicht beachtet, so dass für die Uferböschungen bereits keine entsprechenden Fernerkundungsdaten vorliegen.

Die Atmosphärenkorrektur erfolgte nach RICHTER (1996), wobei sämtliche von ihm geforderten Parameter eingebracht wurden. In den Thermalbändern (8-14 μm) kann der solare Anteil üblicherweise vernachlässigt werden. Dafür muss die thermale reflektierte und emittierte Strahlung berücksichtigt werden. Wegen der verschiedenen Größenordnungen von thermischer Reaktion in den verschiedenen Anteilen des Spektrums, wird die atmosphärische Korrektur entsprechend bestimmt:

- Algorithmus für die reflektierten Solarstrahlen („reflective“ bands)
- Algorithmus für die Thermalstrahlung („thermal“ bands)

Da die relativen Anteile der solaren und thermischer Strahlung nicht durch ein einziges spektrales Band im Bereich von 3-5 μm (ursprünglich DAIS Band 73) bestimmt werden können, wird dieses nicht zur Atmosphärenkorrektur verwendet, sondern im qualitativen Sinn für die Unterschiede von Tag und Nacht. In der Nacht wird in dieser Bandbreite die emittierte Thermalstrahlung aufgenommen, die für die Atmosphärenkorrektur im Bandbereich von 8 -13 μm des DAIS – Sensors genutzt werden kann (RICHTER, 1994, in: RICHTER, 1996).

- ATFUNC: berechnet die Atmosphärenkorrektur für eine bestimmte Atmosphärengeometrie und nutzt hierzu MODTRAN 2 (BERK et al., 1989, in: RICHTER, 1996) und SENSAT Kodierungen (RICHTER, 1995, in: RICHTER, 1996). Die Ergebnisse sind als look-up Tabellen gesichert, nachdem die geforderten Eingabedaten definiert sind. Das Programm kann online im Stapelbetrieb ausgeführt werden.
- ATCOR: kalkuliert eine Bodenreflexions-szene für die spektralen Reflexionskanäle und eine Temperaturstrahlungsszene für die thermalen Kanäle. Für die Anwendung auf Wasser werden können Szenen berechnet werden, die sowohl die direkte Strahlung als auch die aus dem Chlorophyll oder den Sedimenten herrührende Strahlung berücksichtigen.
- IFCALI: leitet die Kallibrationskoeffizienten für die einzelnen Kanäle her, die auf gemessenen Bodenreflexions- oder die spezifischen Atmosphären Daten beruhen. Benutzerdefinierte Reflexionsspektren geben über das System eine korrigierte Szene die interaktiv für eine Gruppe von Kallibirierungsfunktionen betrachtet werden kann.
- ANALYSE: interaktiv werden Spektren in jeder Richtung aus anwenderbezogenen Boxen oder Profilen gezeigt (unbearbeitete Daten, Reflexions- oder Strahlungsdaten).

Abschätzung des Wasserdampfes

Der atmosphärische Wasserdampfgehalt wird mit dem Kanal-Ratio-Verfahren berechnet (FROUIN et al., 1990; GAO & GOETZ, 1990, in: RICHTER, 1996), wobei die DAIS Kanäle 27 (950 nm) und 31 (1010 nm) genutzt werden. Diese Annäherung ist für die Konfiguration 1 des

VIS/NIR Spektrometers des DAIS Sensors, der die Wellenlänge von 0,48 –1,05 μm mit 32 Kanälen abdeckt, möglich. Die Konfiguration 2 des VIS/NIR Spektrometers nimmt die Daten für die Wellenlängen von 420-680 nm auf (Wassermodus des DAIS) und Konfiguration 3 nimmt für die Wellenlängen von 520-900 nm (Vegetationsmodus) mit 32 Kanälen auf. Die anderen Kanäle zeichnen die kurzwelligen Infrarotdaten (1,5-1,8 μm ; 2-2,5 μm) und die thermal Infrarotdaten (8-13 μm) auf.

Thermale Spektralkanäle

$$L_{bb} = L_1(T_{bb1}) + \frac{L_2(T_{bb2}) - L_1(T_{bb1})}{DN_{bb2} - DN_{bb1}} (DN - DN_{bb1}) \quad (97)$$

Eichfähige thermale Sensoren haben zwei schwarze Körper hierfür zur Verfügung, einen für die niedrigere Temperatur T_{bb1} (Umgebungstemperatur) und einen für die hohen Temperaturen T_{bb2} . DN_{bb1} und DN_{bb2} nehmen die Digitalwerte für einen entsprechenden Thermalkanal für die jeweiligen schwarzen Körper auf.

Eine Abschätzung der Oberflächenstrahlung wird mit dem DAIS 7915 auf Kanal 79 (12,2 μm) mit einer Klassifikation, die auf den spektralen Eigenschaften des Reflexionsbereiches beruht, vorgenommen. Danach wird die Oberflächentemperatur mit den Daten des Kanals 79 berechnet. Im Folgenden wird dann die Emission der verbleibenden Thermalkanäle (74-78, von 8,5 bis 11,8 μm) berechnet.

Berechnung des Wärmestroms

Ein abbildendes Spektrometer, wie DAIS, der den reflektierten solaren und thermalen Bereich umfasst, kann den Strahlungsstrom für jedes einzelnen Pixel berechnen. Folgende Ströme können wahrgenommen werden:

Tabelle 39: Fluxes Parameter for the calculation

| | |
|--|---|
| Strom der absorbierten Wärmestrahlung F_{solar} | Thermaler Strahlungsstrom F_{therm} |
| Empfundener Wärmestrom F_{sens} | Summe der latenten Wärme der Evaporation (LE) und Strom G in den Untergrund $F_{\text{LE+G}}$ |

Die Gleichung für die Strahlungsbilanz erfordert diese Terme:

$$F_{\text{solar}} + F_{\text{therm}} + F_{\text{sens}} + F_{\text{LE+G}} = \quad (98)$$

In der nach unten gerichtete Ströme positiv erscheinen und nach oben gerichtete Ströme negativ. Der Fehler der Berechnung von F_{solar} und F_{therm} beträgt 5-10%. Die Gesamtstrahlung wird in empfundene Wärme, latente Wärme der Evaporation und den Wärmestrom in den Untergrund umgewandelt: $F_{\text{solar}} + F_{\text{therm}} = -F_{\text{sens}} - F_{\text{LE+G}}$. Der empfundene Wärmestrom kann nur schwer berechnet werden, da er durch viele Parameter wie der Luftfeuchte, dem Wind, der Lufttemperatur und der Oberflächenbeschaffenheit definiert ist, die im überfliegenden Flugzeug nicht bestimmt werden können. Der Koeffizient für den konvektiven Austausch h (siehe Gleichung (98)) wird empirisch angepasst, damit man Werte für den empfundenen Wärmestrom erhält, wie sie üblicher Weise gemessen wurden (SEGUIN & ITIER, 1983, SOER, 1980, in: RICHTER, 1996). Jede Abschätzung von F_{sens} gibt deshalb ein Ergebnis für $F_{\text{LE+G}}$ vor. Bei falscher Einzelbewertung ergibt sich

deshalb in der Summe (LE + G) immer ein annehmbares Ergebnis für den empfundenen Wärmestrom.

Der Koeffizient h hängt von der Oberflächenbeschaffenheit und der Bodennutzung wie Wald, Grünland, nackter Boden, Sand und Wasseroberflächen z.B. ab. Er wird auf der Basis der spektralen Reflexion während der Klassifikation aus den Werten, die sich nach der Atmosphärenkorrektur der entsprechenden Kanäle für die solare Reflexion ergeben, berechnet.

Wenn $F_{\text{glob}}(\lambda)$ den globalen Solarstrom am Boden anzeigt und man nach der Atmosphärenkorrektur $\rho(\lambda)$ für die Bodenreflexion erhält, so kann man die Absorption des Solarstroms wie folgt berechnen:

$$F_{\text{solar}} = \int_{\lambda=0.3}^{\lambda=2.5} (1 - \rho(\lambda)) F_{\text{glob}}(\lambda) d\lambda \quad (99)$$

Da der DAIS – Sensor des Kanals 1 bei 0.48, 0.52 μm zu messen beginnt, muss entsprechend bis 0.3 μm extrapoliert werden.

$$F = \sigma \left(\frac{1}{6} \sum_{i=1}^6 \varepsilon_i \right) (T_S^4 - T_{\text{air}}^4) \quad (100)$$

Der Thermalwärmefluss wird wie folgt ausgedrückt: σ ist die Stefan-Boltzmann Konstante, T_S ist die Oberflächentemperatur, T_{air} ist die Lufttemperatur und der Wichtungsfaktor der mittlerer Emission des Kanals 6 des DAIS liegt im Bereich von 8-13 μm .

Der empfundene Wärmestrom ist:

$$8F_{\text{sens}} = \rho_{\text{air}} C_p h (T_S - T_{\text{air}}) \quad (101)$$

ρ ist die Dichte der Luft, C_p ist die Wärmekapazität der Luft und h ist der Austauschkoefizient der empirisch bestimmt wird.

Der verbliebene Wärmestrom $F_{(\text{LE} + \text{G})}$ ist:

$$F_{(\text{LE} + \text{G})} = F_{\text{solar}} - F_{\text{therm}} - F_{\text{sens}} \quad (102)$$

Sämtliche Ströme werden in Watt/ m^2 gemessen. Die Entkodierung der Daten erfolgt über zwei bits pro Pixel. Die Kanäle 74 bis 79 messen die Oberflächenemission, Kanal 80 die Oberflächentemperatur und Kanal 81 bis 84 den solaren, den thermalen und den empfundenen Wärmestrom $F_{(\text{LE} + \text{G})}$.

RICHTER (1996) hat zu der Kohlendioxidproblematik nichts bemerkt. Man kann jedoch davon ausgehen, dass dieser Wert, der unter 0,5 K angenommen werden muss, nicht bedeutend genug ist (PHULPIN & DESCHAMPS, 1980, in: COLL et al., 1991).

Korrektur der Windgeschwindigkeit und Windrichtung

Wenn eine sehr hohe Auflösung der gewünschten Ergebnisse erwartet wird, so muss, vorausgesetzt der Flug fand an einem Tag ohne Wolkenbedeckung in einer Höhe von 700 bis 900 m Höhe über dem Objekt statt, die Windgeschwindigkeit und die Richtung mit berücksichtigt werden, was jedoch nur durch lokale Erhebungen möglich ist.

Korrektur der Höhe

Aus verschiedenen Gründen, wurde hier für die DAIS 7915 Aufnahmen, nicht die Höhe Einfluß auf die gemessene Strahlungstemperaturen (mittels Strahlungsthermometer) eingesetzt. Als Beispiel dafür kann man die komplexe metereologische Lage des Restlochsees Kahnsdorf See zitieren.

5.3.4. Bestimmung der Oberflächentemperaturen mit Hilfe des Sensors DAIS 7915

Während des Fluges, am 30. Mai 1996 um 12:30 Uhr mit dem Hyperspektralscanner DAIS 7915 über das Altbergbauggebiet um Witznitz, wurden parallel hierzu die Wasseroberflächentemperaturen auf dem Restlochsee Kahnsdorf mit einem Strahlungsthermometer KT 15 gemessen. Die Daten, die aus der Tabelle 43 ersichtlich sind, wurden von der DLR zur Kalibrierung des Thermalkanals 33 (8,6µm) genutzt, um so die Oberflächentemperaturen um Witznitz zu bestimmen.

Mittels der Daten, die in der Tabelle 40 aufgeführt sind, konnte Ts als erster Wert bestimmt werden, über den die endgültige Temperatur durch die Thermalkalibrierung berechnet wurde. Abbildung 82 (Seite 147) aus der Abschnitt 4.2.2, zeigt die Lage der Messpunkte und die dazugehörigen Messwerte sind in der Abbildung 139 dargestellt.

Tabelle 40: Uhrzeit und Messdaten für die Thermalkalibrierung

| Punkt Nr. | Uhrzeit | T _{S1} (°C) | T _{L1} (°C) | Uhrzeit | T _{S2} (°C) | T _{L2} (°C) | T _{S3} (°C) | T _{L3} (°C) | Ts korrigiert nach LORENZ (1973) |
|-----------|---------|----------------------|----------------------|---------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------------------|
| T1 | 09:00 | 19 | 19 | 17:15 | 21 | 21 | 19,84 | 25,5 | 20,25 |
| T2 | 09:15 | 20 | 19,5 | 16:55 | 22 | 22 | 20,84 | 25,5 | 21,27 |
| T3 | 09:30 | 19 | 20 | 16:40 | 21,5 | 23 | 20,04 | 25,5 | 20,45 |
| T4 | 09:45 | 20 | 21 | 16:20 | 21,5 | 24 | 20,62 | 25,5 | 21,04 |
| T5 | 10:15 | 16,7 | 21,5 | 15:50 | 21 | 26 | 18,43 | 25,5 | 18,81 |
| T6 | 10:30 | 17,5 | 22 | 15:30 | 21,5 | 27 | 19,1 | 25,5 | 19,49 |
| T7 | 11:00 | 20 | 23,5 | 15:00 | 22 | 28,5 | 20,75 | 25,5 | 21,18 |
| T8 | 11:25 | 19 | 24 | 14:40 | 22 | 28,3 | 20,00 | 25,5 | 20,42 |
| T9 | 11:50 | 16,5 | 24,5 | 14:10 | 16,8 | 28 | 16,58 | 25,5 | 16,92 |
| T10 | 12:10 | 16,8 | 25 | 13:45 | 16,9 | 27,5 | 16,82 | 25,5 | 17,17 |
| T11 | 12:35 | 16,5 | 25,5 | 13:10 | 16,6 | 27 | 16,48 | 25,5 | 26,81 |
| T12 | 12:50 | 17 | 26,5 | 12:51 | 17 | 26,5 | 17 | 25,5 | 17,37 |

T_{S1}, die Wasseroberflächentemperatur wurde 1 m über der Wasseroberfläche und T_{L1}, die Lufttemperatur zum selben Zeitpunkt gemessen wie T_{S1}. T_{S2} entspricht der zweiten Messung an den gleichen Punkten, an denen T_{S1} registriert wurde und ebenso wurde mit T_{L2} verfahren. T_{S3} ist die für 12:20 Uhr korrigierte Temperatur, dem Zeitpunkt des Überfluges während für die Punkte T1 bis T12 und T_{L3} die Lufttemperatur um 12:30 Uhr gemessen wurde. T_{S3} entspricht den korrigierten Werten nach LORENZ (1973). Diese Temperaturen wurden von der DLR zur Kalibrierung der Thermaltemperatur benutzt.

Die digitalen Daten, die der Kanal 33 (8,6 µm) registriert hat, werden in Strahlungswerte umgeformt [L = mW/m² * µm * sr]. Die Vorgehensweise hierfür ist im Abschnitt 5.3.2. beschrieben. Die Strahlungswerte werden dann über die Plancksche Funktion umgerechnet:

$$T(K) = \frac{c_2}{\lambda * \ln(1 + \frac{10^{-3} * c_1}{\lambda^5 * L_\lambda}) * \epsilon} \quad (103)$$

T ist die Temperatur in K, λ ist die Wellenlänge (m), c_1 entspricht $1,909 \times 10^{-16} \text{ W}\cdot\text{m}^2$ (Plancksche Konstante), $c_2 = 1,4388 \times 10^{-2} \text{ m}\cdot\text{K}$ (Boltzmannsche Konstante), L_λ wird in $\text{mW}/\text{m}^2\cdot\mu\text{m}\cdot\text{sr}$ berechnet und ϵ ist der Emissionskoeffizient ($\epsilon = 0,985$, mündliche Mitteilung der DLR).

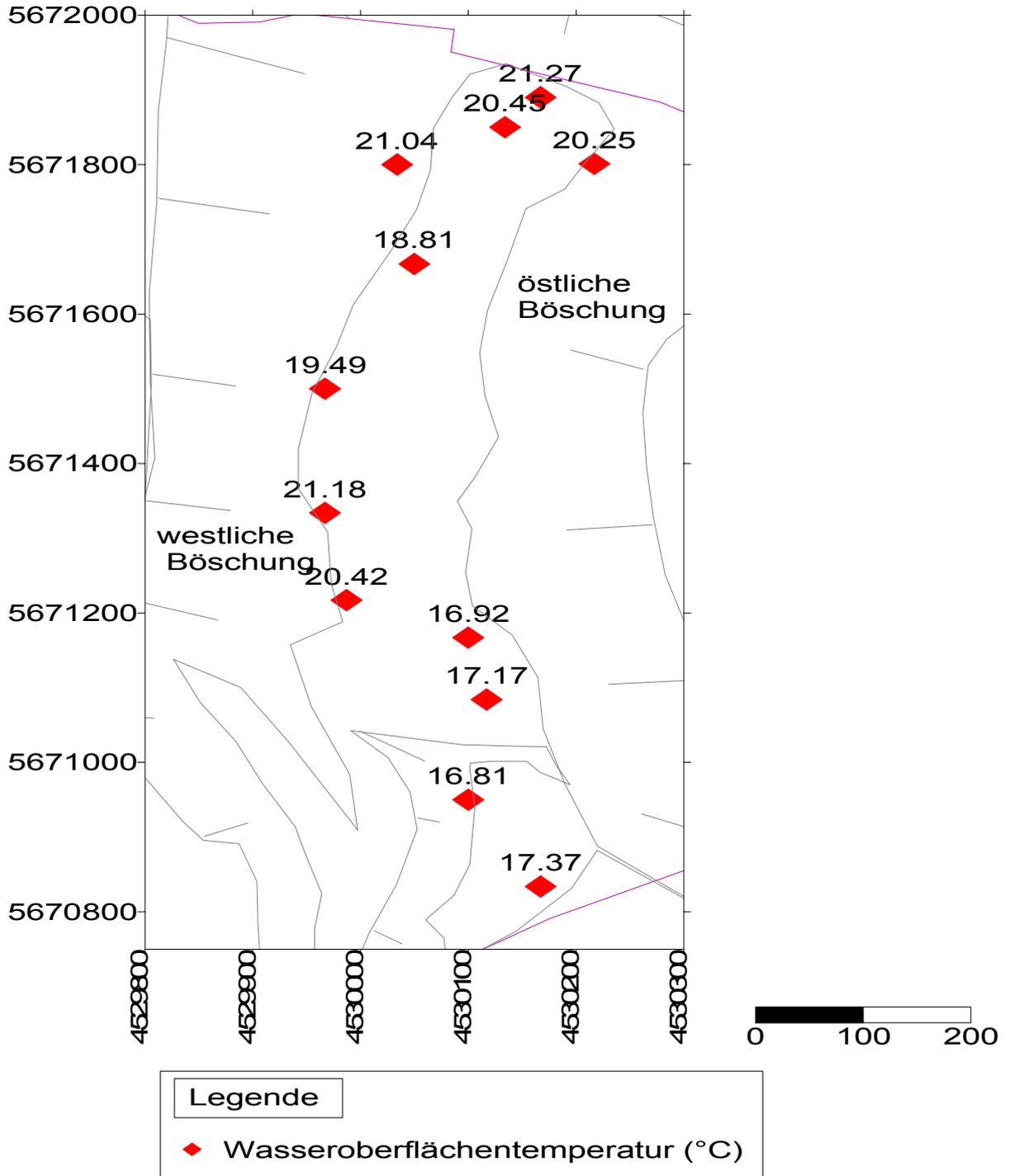


Abb. 139: Darstellung von Messpunkten und gemessenen Temperaturen für die Thermalkalibrierung

Durch Umformung der Planckschen Gleichung (115) mit $c_2/\lambda = a$ erhält man:

$$a = \frac{c_2}{\lambda} = \frac{1,43388 \cdot 10^{-2} \text{ m} \cdot \text{K}}{8,62 \cdot 10^{-6} \text{ m}} = \frac{0,014388 \text{ K}}{0,00000862} = 1669,141531 \text{ K} \quad (104)$$

Durch Umformung der Planckschen Gleichung (115) mit $c_1 \cdot 10^{-3} / \lambda^5 = b$ erhält man:

$$b = \frac{c_1 \cdot 10^{-3}}{\lambda^5} = \frac{1,1909 \cdot 10^{-16} \text{ W} \cdot \text{m}^2 \cdot 10^{-3}}{(8,62 \cdot 10^{-6} \text{ m})^5} = \frac{1,1909 \cdot 10^{-19} \text{ W} \cdot \text{m}^2}{\text{m}^5} = 2502297,639 \text{ W} / \text{m}^2 \quad (105)$$

Hierdurch erhält man zwei Konstanten $a = 1669,141531 \text{ K}$ und $b = 2502297,639 \text{ W} / \text{m}^2$. Dies vereinfacht die Gleichung nach Planck in die folgende Form:

$$T(K) = \frac{a}{\ln\left(1 + \frac{b \cdot \varepsilon}{RAD}\right)} \quad (106)$$

Wobei vorausgesetzt ist, dass die Werte für die Strahlung $RAD_{(l)}$ in $\text{mW} / \text{m}^2 \cdot \mu\text{m} \cdot \text{sr}$ gegeben sind.

Da die Werte für $RAD_{(l)}$ aus der kalibrierten Aufnahme bekannt sind, können die realen Temperaturen, die der DAIS vorgibt mit denen ins Verhältnis gesetzt werde, die mit dem Strahlungsthermometer vor Ort gemessen, wie in Tabelle 41 aufgelistet:

Tabelle 41: Die Wasseroberflächentemperaturen DAIS 7915 [°C] auf dem RL Kahnsdorf

| Punkt Nr. | Gauß-Krüger Rechtswert | Gauß-Krüger Hochwert | RAD(L) $\text{mW} / \text{m}^2 \cdot \mu\text{m} \cdot \text{sr}$ | Temp[K] nach Planck | Temp [°C] | Temp[K] Nach Planck * ε | Temp. [°C] * ε DAIS 7915 |
|-----------|------------------------|----------------------|---|---------------------|-----------|-------------------------------------|--------------------------------------|
| T1 | 4530216,65 | 5671800,30 | 8050 | 290,66438 | 17,514 | 291,428917 | 18,27891757 |
| T2 | 4530166,66 | 5671890,00 | 8173 | 291,43146 | 18,281 | 292,200007 | 18,76425748 |
| T3 | 4530133,33 | 5671850,00 | 8089 | 290,90843 | 17,758 | 291,674239 | 18,52423977 |
| T4 | 4530033,33 | 5671800,00 | 8121 | 291,10810 | 17,958 | 291,874951 | 18,72495185 |
| T5 | 4530049,99 | 5671666,64 | 7998 | 290,33652 | 17,186 | 291,099341 | 17,94934147 |
| T6 | 4529966,66 | 5671499,98 | 8100 | 290,97712 | 17,827 | 291,743293 | 18,5932931 |
| T7 | 4529966,668 | 5671333,320 | 8319 | 292,33517 | 19,185 | 293,108452 | 19,95845261 |
| T8 | 4529987,200 | 5671216,658 | 8369 | 292,64004 | 19,490 | 293,414921 | 19,9609475 |
| T9 | 4530099,996 | 5671166,660 | 7786 | 288,99160 | 15,841 | 289,747425 | 16,59742507 |
| T10 | 4530116,662 | 5671083,330 | 7866 | 289,50238 | 16,352 | 290,260867 | 17,11086789 |
| T11 | 4530099,996 | 5670950,002 | 7775 | 288,92109 | 15,771 | 289,676556 | 16,52655608 |
| T12 | 4530166,660 | 5670833,340 | 7900 | 289,71844 | 16,568 | 290,478042 | 17,32804293 |

Mit dem kleinsten Strahlungswert ($L = 7695 \text{ mW} / \text{m}^2 \cdot \mu\text{m} \cdot \text{sr}$) auf dem Restlochsee Kahnsdorf und dem größten Strahlungswert ($L = 16902 \text{ mW} / \text{m}^2 \cdot \mu\text{m} \cdot \text{sr}$) über der Ortschaft Kahnsdorf konnte die kleinste und die größte Oberflächentemperatur bestimmt werden (Tabelle 42).

Tabelle 42: Geringste und höchste Temperatur [°C] der DAIS 7915 Aufnahme

| Punkt Nr. | RAD(L) mW/m ² ·μm.sr | Temp[K] nach Planck | Temp [°C] | Temp[K] Nach Planck * ε | Temp. [°C] * ε DAIS 7915 |
|----------------|------------------------------------|------------------------|--------------|-------------------------------|-----------------------------|
| Kleinste Temp. | 7695 | 288,40636 | 15,25636 | 289,15915 | 16,00915 |
| Höchste Temp. | 16902 | 333,54382 | 60,39382 | 334,54737 | 61,39737 |

Zwischen 16° C und 61,39° C konnten somit 20 Klassen unterschieden werden, wobei allerdings ursprünglich eine wesentlich größere Anzahl vorhanden war, da eine Einteilung von 0,05° C möglich gewesen wäre, was jedoch eine unübersichtbare Datenmenge ergeben hätte. Deshalb wurde nur bei dem kleinsten Wert dieses Intervall gewählt und ansonsten ein größeres Intervall, was durch Iteration erreicht wurde. Die Endergebnis sind in Tabelle 43 und 44 dargestellt, wo die Intervalle der einzelnen Klassen nicht gleich verteilt sind. Bei Betrachtung der Histogramme zeigt sich, dass die Verteilung der Klassen repräsentativ gewählt wurde, denn bei großen Temperaturen sind die Intervalle wesentlich größer als bei den geringen Temperaturen, wo die Intervalle ebenfalls klein sind (Tabelle 43 und Abb. 143: nicht entzerrte Aufnahme und Tabelle 44 und Abb. 142: entzerrte Aufnahme).

Tabelle 43: Temperaturen, Klasseneinteilung und deren Variation für die nicht entzerrte Aufnahme

| Klassen Temp [°C] | Klassenintervall [°C] | Pixel Nr. | Klassen Temp [°C] | Klassenintervall [°C] | Pixel Nr. |
|-------------------|-----------------------|-----------|-------------------|-----------------------|-----------|
| 16 | | 1 | 18,72-18,76 | 0,04 | 59 |
| 16-16,52 | 0,52 | 358 | 18,76-19,05 | 0,29 | 289 |
| 16,52-16,59 | 0,07 | 187 | 19,05-20,26 | 1,21 | 570 |
| 16,59-17,11 | 0,52 | 1696 | 20,26-28,67 | 8,41 | 27642 |
| 17,11-17,59 | 0,48 | 1829 | 28,67-36,31 | 7,64 | 43762 |
| 17,59-17,88 | 0,29 | 1217 | 36,31-43,35 | 7,04 | 4834 |
| 17,88-17,94 | 0,06 | 185 | 45,35-49,91 | 4,56 | 380 |
| 17,94-18,08 | 0,14 | 350 | 49,91-56,07 | 6,16 | 144 |
| 18,08-18,52 | 0,44 | 643 | 56,07-61 | 4,93 | 78 |
| 18,52-18,72 | 0,2 | 247 | 61-61,39 | 0,39 | 9 |

Tabelle 44: Temperaturen, Klasseneinteilung und deren Variation für die entzerrte Aufnahme

| Klassen Temp [°C] | Klassenintervall [°C] | Pixel Nr. | Klassen Temp [°C] | Klassenintervall [°C] | Pixel Nr. |
|-------------------|-----------------------|-----------|-------------------|-----------------------|-----------|
| 16 | | 1 | 18,72-18,76 | 0,04 | 34 |
| 16-16,52 | 0,52 | 219 | 18,76-19,05 | 0,29 | 176 |
| 16,52-16,59 | 0,07 | 109 | 19,05-20,26 | 1,21 | 360 |
| 16,59-17,11 | 0,52 | 1066 | 20,26-28,67 | 8,41 | 17157 |
| 17,11-17,59 | 0,48 | 1111 | 28,67-36,31 | 7,64 | 27132 |
| 17,59-17,88 | 0,29 | 773 | 36,31-43,35 | 7,04 | 3014 |
| 17,88-17,94 | 0,06 | 108 | 45,35-49,91 | 4,56 | 231 |
| 17,94-18,08 | 0,14 | 225 | 49,91-56,07 | 6,16 | 86 |
| 18,08-18,52 | 0,44 | 407 | 56,07-61 | 4,93 | 48 |
| 18,52-18,72 | 0,2 | 148 | 61-61,39 | 0,39 | 5 |

Das kleinste Intervall, das den Tabellen 43 und 44 entnommen werden kann, beträgt $0,04^{\circ}\text{C}$ und das größte $8,41^{\circ}\text{C}$. Drei Klassen verteilen sich auf $0,04^{\circ}\text{C}$ bis $0,07^{\circ}\text{C}$, vier auf ein Intervall von $0,14$ bis $0,4^{\circ}\text{C}$, zwei von $0,48$ bis $0,52^{\circ}\text{C}$, eine Klasse mit dem Intervall von $0,5$ bis $1,21^{\circ}\text{C}$, ebenfalls je eine Klasse für $4,56^{\circ}\text{C}$, $4,93^{\circ}\text{C}$, $7,04^{\circ}\text{C}$, $7,64^{\circ}\text{C}$ und letztlich eine Klasse für $8,41^{\circ}\text{C}$ als Pixelwert in den unterschiedlichen Histogrammen (Abbildung 141).

Das Diagramm in Abbildung 140 visualisiert die in den Tabellen 43 und 44 enthaltenen Werte für die beiden Aufnahmeformen d.h. entzerrt und nicht entzerrt (Abb. 141), wobei eine sehr kleine Abweichung zwischen den Temperaturwerten beobachtet werden kann.

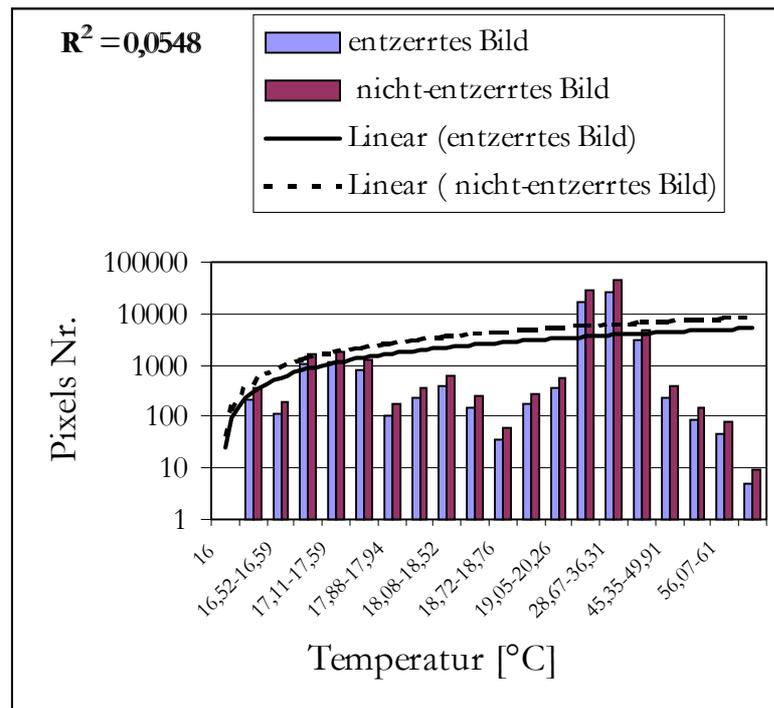


Abb. 140: Pixelvariation der Temperaturintervalle für die entzerrte und nicht entzerrte Aufnahme

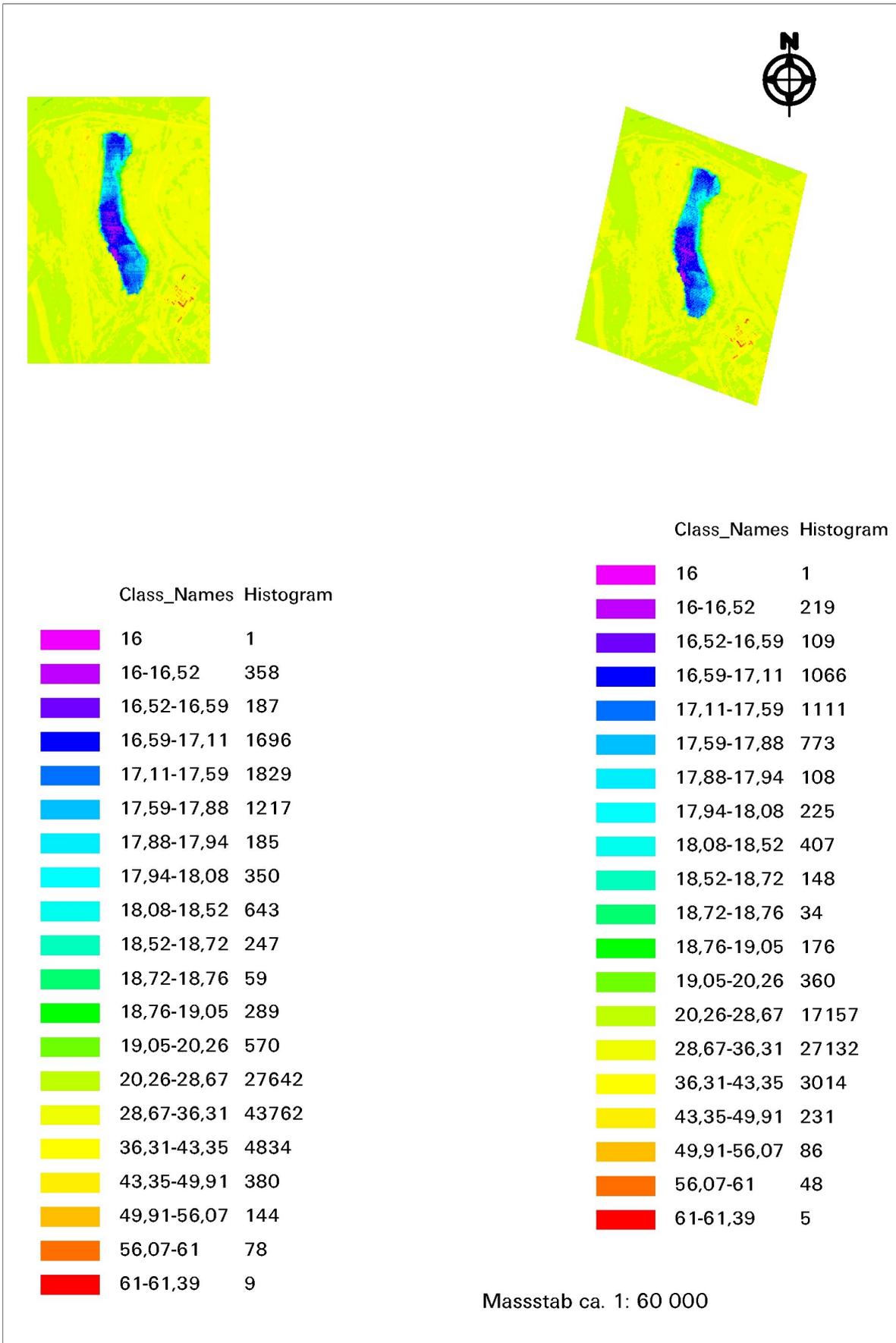


Abb. 141: Histogramme der Messergebnisse nach Umsetzung des Planckschen Gesetzes (Emissivität gleich 0,985). Links: nicht entzerrtes Bild, recht:: entzerrtes Bild. Thermalklassifizierung für die TIR (Kanal 33 – 8,62 μm) durchgeführt

Restlochsee Kahnsdorf, westlich Tagebau Witznitz. DAIS 7915's Befliegung am 30.05.96 (etwa um 12:30Uhr)

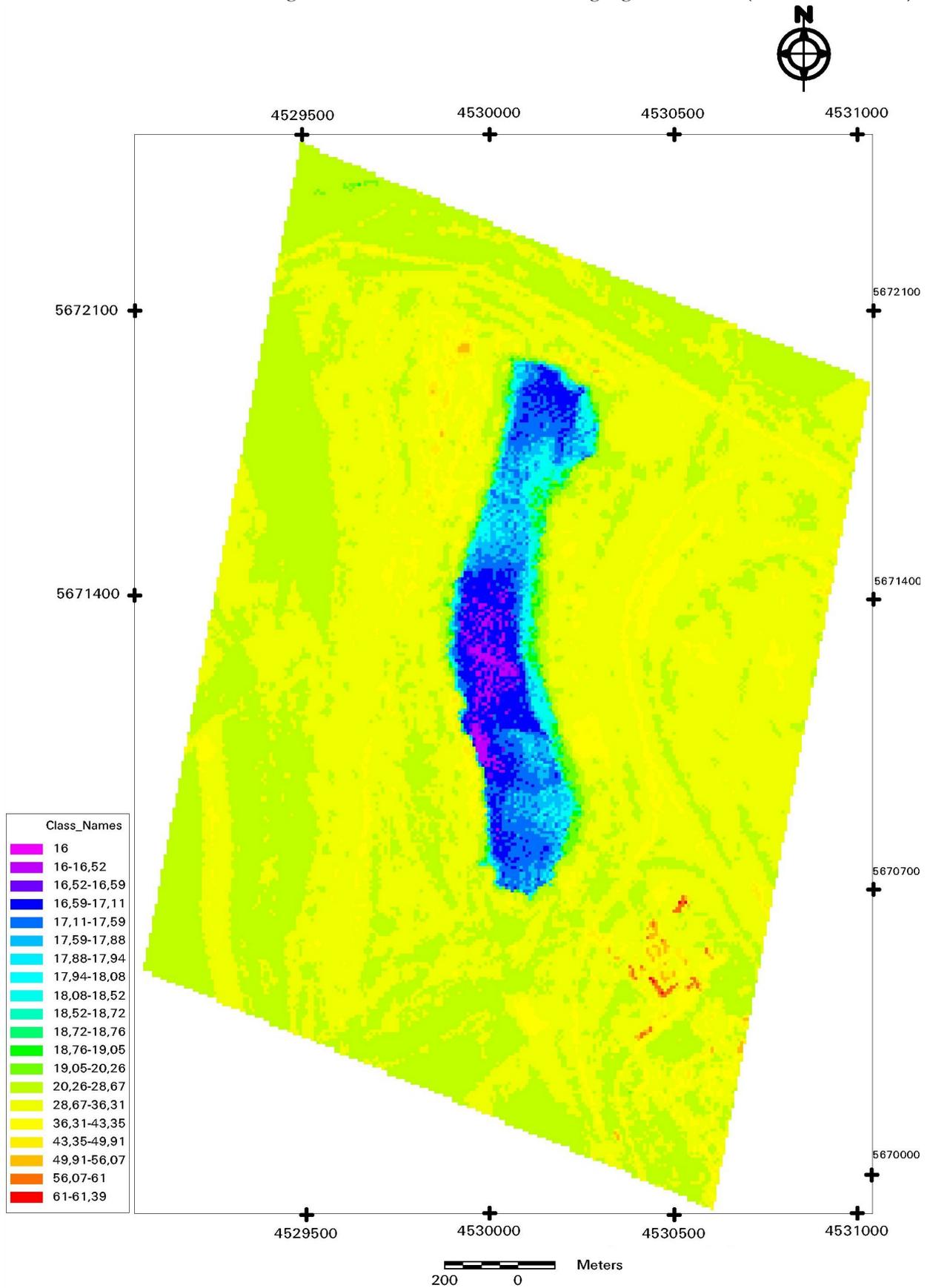


Abb. 142: Thermalklassifizierungsergebnisse nach Umsetzung des Planckschen Gesetzes, wobei der benutzte Emissionsgrad gleich 0,985 ist. TIR (Kanal 33 – 8,62 μ m) für 20 Klassen (16°C bis 61,39°C). Hier ist ein entzerrtes Bild zu sehen

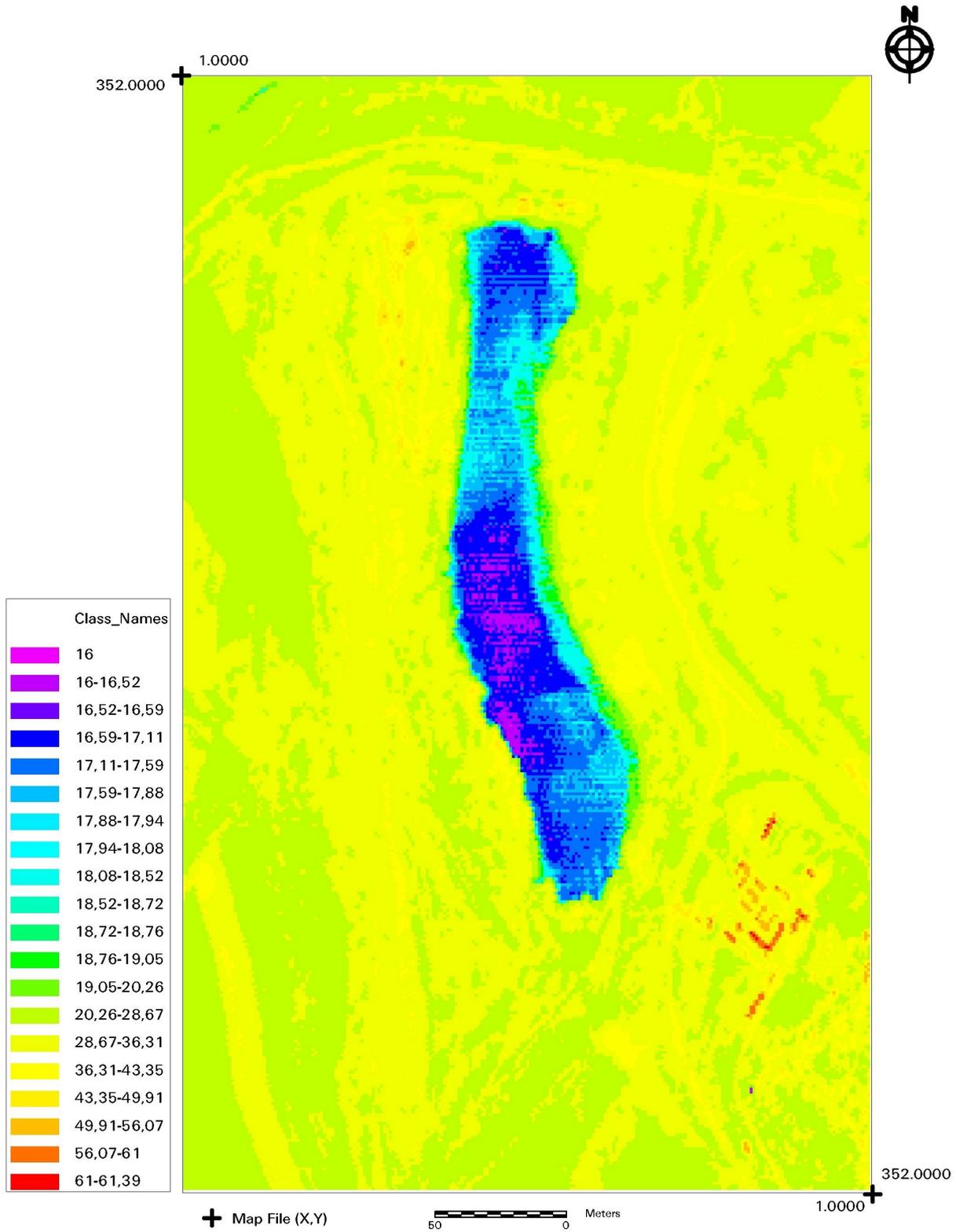


Abb. 143: Thermalklassifizierungsergebnisse nach Umsetzung des Planckschen Gesetzes, wobei der Emissionsgrad gleich 0,985 ist. TIR (Kanal 33 – 8,62 μm) für 20 Klassen (16°C bis $61,39^\circ\text{C}$). Hier ist ein nicht entzerrtes Bild zu sehen

5.4. Korrelation der Wasseroberflächentemperatur der DAIS 7915 Thermaldaten und dem Strahlungsthermometer

Die Karte (Abb. 144) zeigt die Temperaturen neben der Lokalität, die vor Ort mit dem Strahlungsthermometer auf dem Restlochsee Kahnsdorf gemessen wurden. Daneben sind die Messergebnisse des DAIS Sensors angegeben.

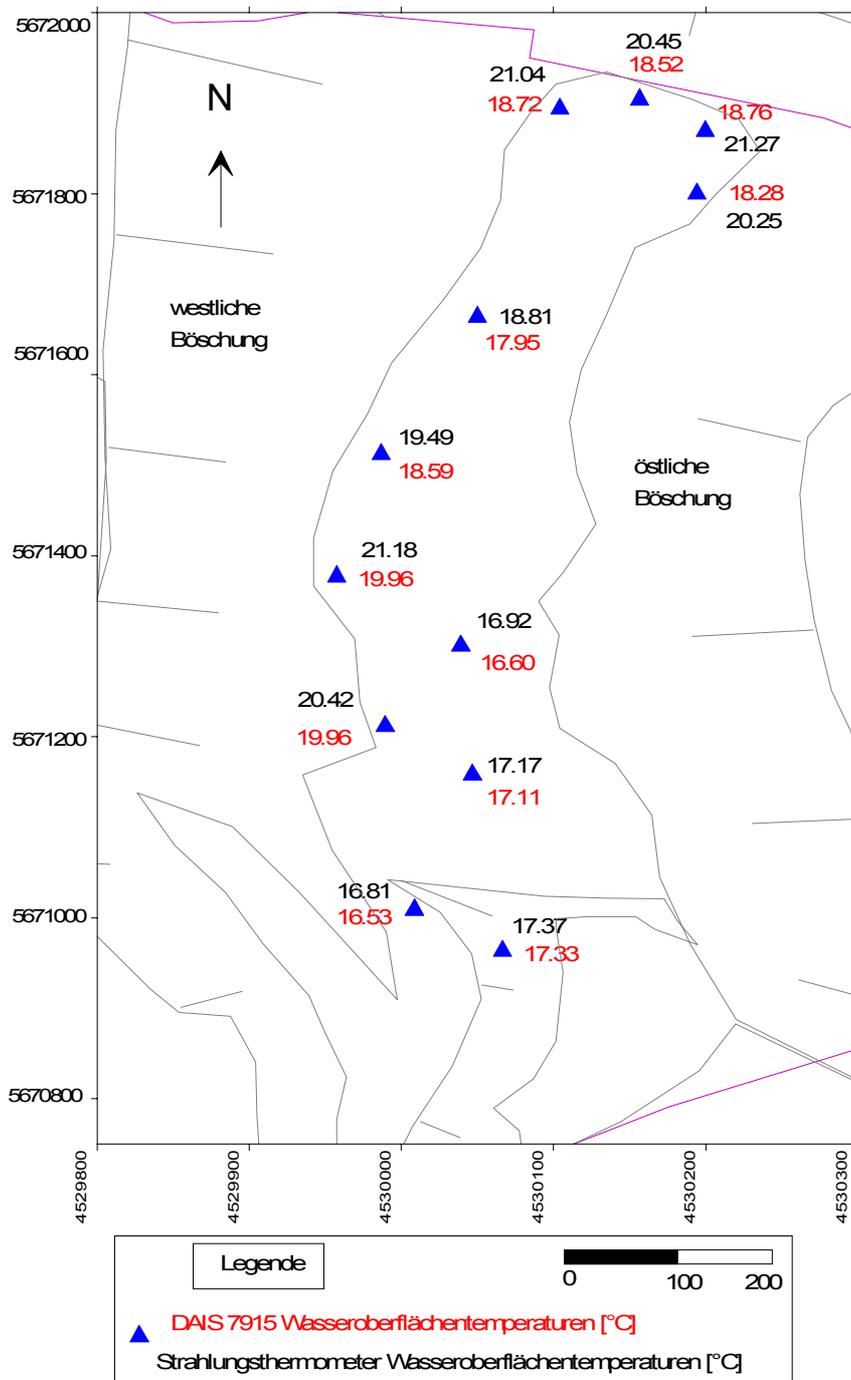


Abb. 144: Wasseroberflächentemperaturen, die mit dem Strahlungsthermometer und dem Sensor DAIS 7915 am 30.05.1996 gemessen wurden

Aus den gemessenen Daten wurde die Korrelationstabelle (45) erstellt, die die mit dem Strahlungsthermometer vor Ort gemessenen Temperaturen und die Daten die der Sensor DAIS 7915 am 30.05.1996 gemessen hat, auflistet.

Tabelle 45: Wasseroberflächentemperaturen [°C] gemessen mit dem Strahlungsthermometer und mit dem Sensor DAIS 7915

| Punkt Nr. | Gauß-Krüger Rechtswer | Gauß-Krüger Hochwert | Temp. [°C] * ε DAIS 7915 | Strahlungstemperatur korrigiert nach LORENZ(1973) [°C] |
|-----------|-----------------------|----------------------|--------------------------|--|
| T1 | 4530216,65 | 5671800,30 | 18,27891757 | 20,25 |
| T2 | 4530166,66 | 5671890,00 | 18,76425748 | 21,27 |
| T3 | 4530133,33 | 5671850,00 | 18,52423977 | 20,45 |
| T4 | 4530033,33 | 5671800,00 | 18,72495185 | 21,04 |
| T5 | 4530049,99 | 5671666,64 | 17,94934147 | 18,81 |
| T6 | 4529966,66 | 5671499,98 | 18,5932931 | 19,49 |
| T7 | 4529966,668 | 5671333,320 | 19,95845261 | 21,18 |
| T8 | 4529987,200 | 5671216,658 | 19,9609475 | 20,42 |
| T9 | 4530099,996 | 5671166,660 | 16,59742507 | 16,92 |
| T10 | 4530116,662 | 5671083,330 | 17,11086789 | 17,17 |
| T11 | 4530099,996 | 5670950,002 | 16,52655608 | 16,81 |
| T12 | 4530166,660 | 5670833,340 | 17,32804293 | 17,37 |

Um die unterschiedlichen Temperaturen der beiden Messverfahren besser gegenüberstellen zu können, wurden die Werte der Tabelle 45 graphisch aufgetragen (Abb. 145).

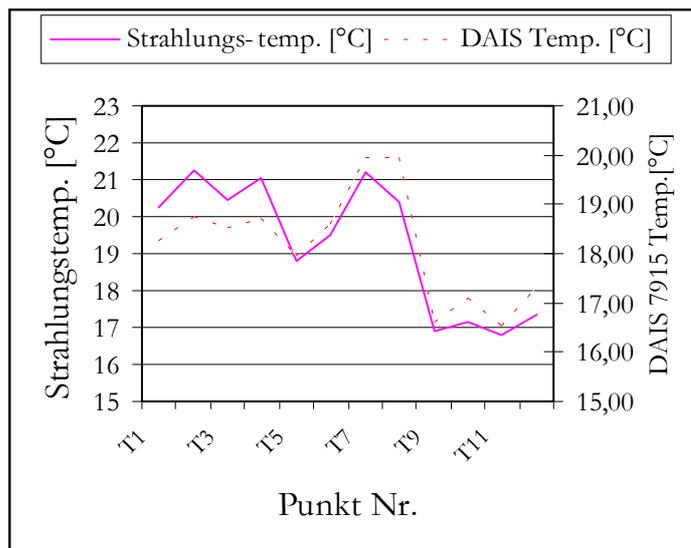


Abb. 145: Korrelation der Oberflächentemperaturen, die mit dem Strahlungsthermometer und dem Sensor DAIS 7915 gemessen wurden

Aus dem Diagramm in Abbildung 145 wird deutlich ersichtlich, dass die Werte, die mit dem Strahlungsthermometer vor Ort gemessen wurden, immer höher sind, als die, die der DAIS Sen-

sor registriert hat. Dies ist durch die verschiedenen Faktoren, die die Messung vom Flugzeug beeinträchtigen. Durch die dickere Luftschicht wirkt sich der Einfluss des Windes und dessen Richtung, unterschiedliche Faktoren, die sich nicht immer korrigieren lassen.

Durch einen Vergleich der Daten der zwei unterschiedlichen Messarten kann die untere Tabelle 46 zusammengestellt werden.

Tabelle 46: Darstellung der Korrelationswerte für jeden einzelnen Messpunkt

| Punkt Nr. | DAIS Wasseroberflächentemp. [°C] | Strahlungsthermometer Wasseroberfl.-Temp. [°C] | Strahlungstemp./DAIS Temp. [°C] |
|-----------|----------------------------------|--|---------------------------------|
| T1 | 18,28 | 20,25 | 0,90266259 |
| T2 | 18,76 | 21,27 | 0,88219358 |
| T3 | 18,52 | 20,45 | 0,90583079 |
| T4 | 18,72 | 21,04 | 0,88996919 |
| T5 | 17,95 | 18,81 | 0,95424462 |
| T6 | 18,59 | 19,49 | 0,95399143 |
| T7 | 19,96 | 21,18 | 0,94232543 |
| T8 | 19,96 | 20,42 | 0,97751946 |
| T9 | 16,60 | 16,92 | 0,98093528 |
| T10 | 17,11 | 17,17 | 0,99655608 |
| T11 | 16,53 | 16,81 | 0,98313837 |
| T12 | 17,33 | 17,37 | 0,99758450 |

Das Diagramm in Abbildung 146, was mit den Werten der Tabelle 46 erstellt wurde, zeigt die präzise Abweichung der tatsächlichen Messwerte von der Linearität der Regressionsgeraden (R^2) und dem Korrelationskoeffizient (R).

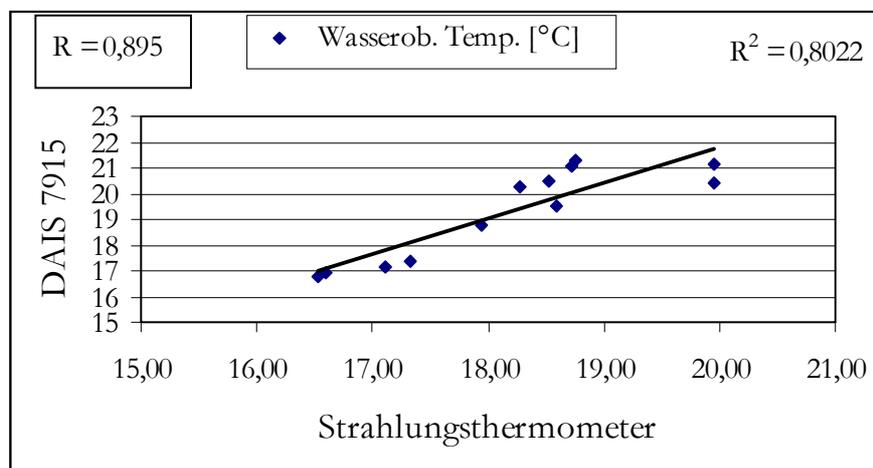


Abb. 146: Diagramm der Regressionslinie und dem Korrelationskoeffizient für die Messungen

Vergleicht man die Messungen mit dem Strahlungsthermometer für 10 Klassen (Abb. 147) der nicht entzerrten Aufnahme mit denen, die sich nach der Anwendung der Planckschen Funktion für die gleiche Aufnahme ergeben (Tabelle 45 und Abb. 145), so wurden in beiden Fällen über 10 verschiedene Temperatureinteilungen vorgenommen, wobei die Temperaturintervalle bei 16,81°C und > 21,17°C (Strahlungsthermometer) und bei 16,52°C bis 19,96 C (DAIS 7915) liegen.

Die höchsten Temperaturen, die sich aus den beiden Messmethoden ergaben, können an den Rändern des Restlochsees Kahnsdorf lokalisiert werden, wo die Wasserschicht sehr dünn ist und sich große Mengen an schwarzen Detritus vermischt mit Kohlepartikeln, befinden.

Außer dem Randbereich des Sees, lässt sich ebenfalls eine Temperaturanomalie mit $21,17^{\circ}\text{C}$ auf der nördlichen zentral gelegenen Seite des Sees feststellen, wo die Wasserschicht über dem Seesediment, das aus einer ehemaligen Halde besteht, ebenfalls sehr dünn ist. Dieses Gebiet ist erst seit kurzer Zeit überflutet, denn noch 1994 lag dieses Gebiet über dem Grundwasserspiegel. Das Kippenmaterial ist in seiner Ausbildung identisch mit den Randzonen des Sees, wo die anderen hohen Werte gemessen wurden. Auch hier muss die Temperaturerhöhung auf die dunkle Farbe des Kippenmaterials zurückgeführt werden.

Die niedrigsten Temperaturen wurden ebenfalls auf der Seefläche im südlichen und im nördlichen Bereich festgestellt, was konsequenter Weise an den Stellen festgemacht werden kann, wo die größten Seetiefen gemessen wurden. Allerdings muss in diesem Zusammenhang darauf hingewiesen werden, dass nicht immer die tiefsten Stellen des Sees mit den niedrigen Temperaturen korrelieren, was auf die Windbewegung verbunden mit dem leichten Wellenschlag während der Messungen zurückgeführt werden kann. Die unterschiedliche Verteilung des dunklen Schwebstoffes, die unabhängig von der Seetiefe ausgebildet ist, sorgt ebenfalls für eine verzerrte Darstellung der eigentlichen Temperatur.

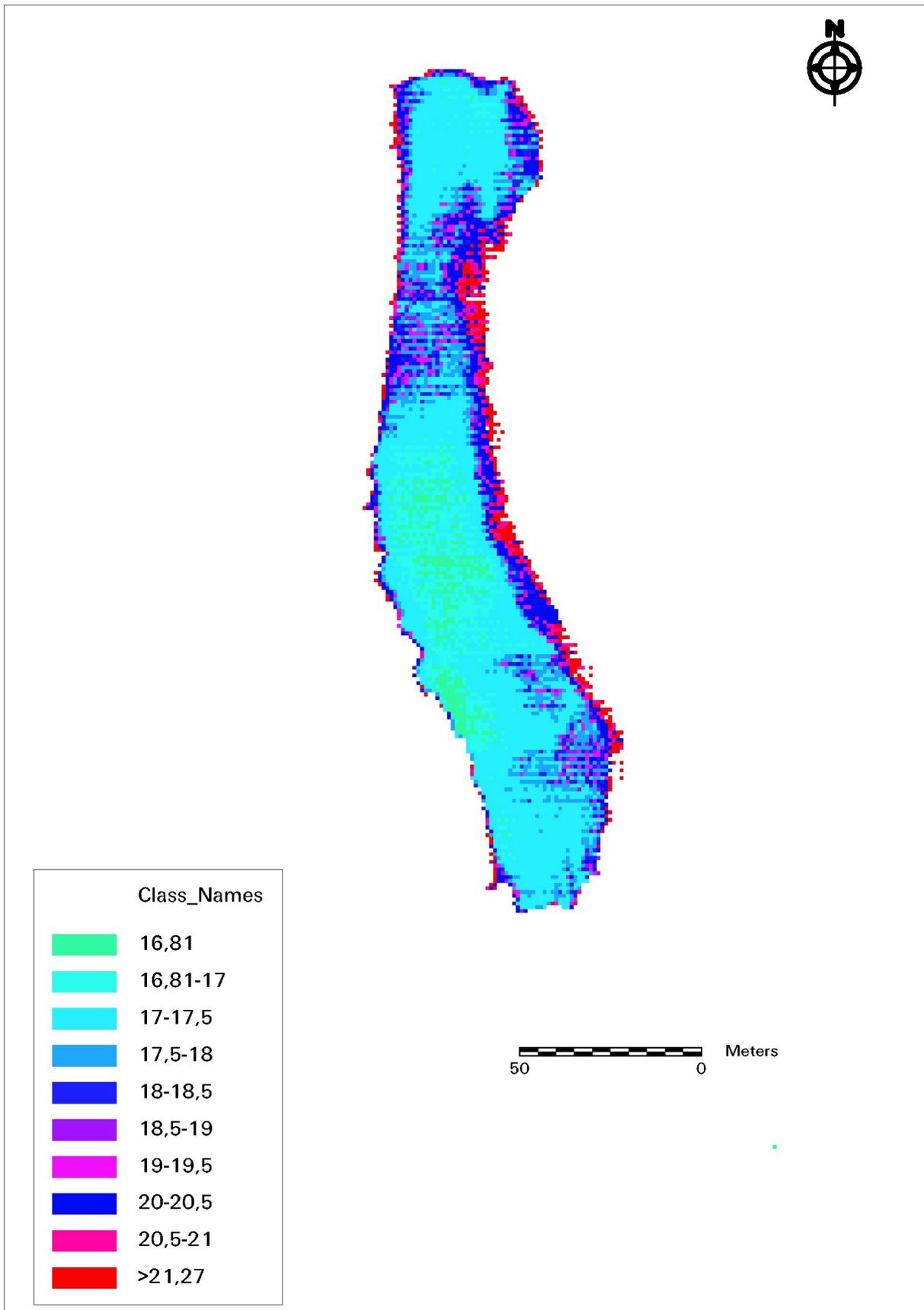


Abb. 147: Thermalklassifizierung nach Ergebnisse der Messung mittels Strahlungsthermometer KT 15 (Heimann GmbH) korrigiert nach LORENZ (1973) für 10 Strahlungstemperaturklassen. Hier ist ein nicht entzerrtes Bild zu sehen

5.5 Korrelation der Bodenoberflächentemperaturen der DAIS 7915 Thermaldaten mit dem Strahlungsthermometer

Auf der Karte (Abb. 148) sind alle Temperaturen, die vor Ort mit dem Strahlungsthermometer gemessen wurden, sowie die, die der DAIS 7915 aufgenommen hat, neben den Messpunkten dargestellt.

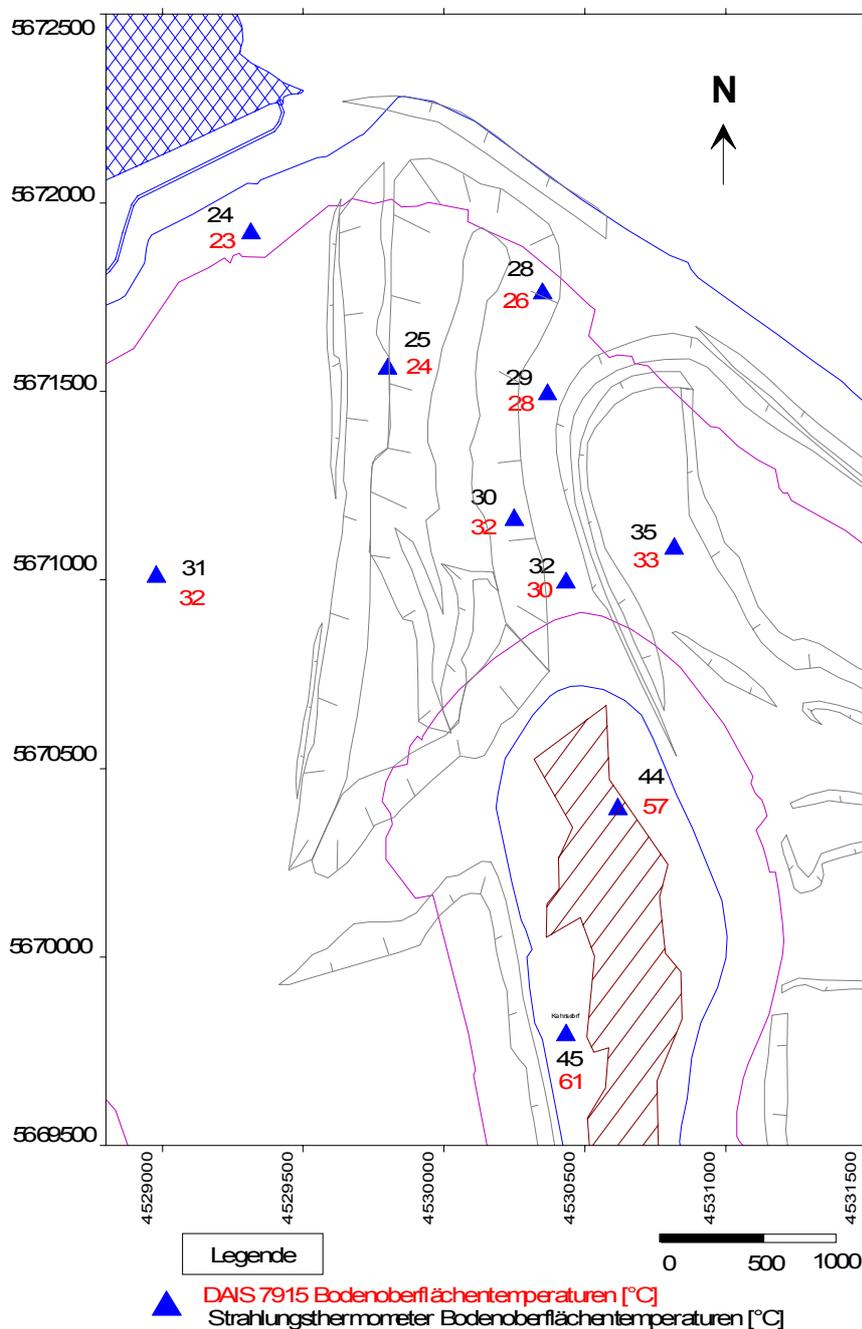


Abb. 148: Messergebnisse der Bodenoberflächentemperaturen mit dem Strahlungsthermometer und dem Sensor DAIS 7915, gemessen am 30.05.1996

Wie für die Wassertemperaturen (Abschnitt 5.4) wird für die Bodenoberflächentemperaturen eine Korrelationstabelle erstellt, in der die vor Ort mit Hilfe des Strahlungsthermometers gemessenen Daten mit denen des DAIS 7915 Sensors aufgelistet sind (Tabelle 47).

Tabelle 47: Bodenoberflächentemperaturen [°C] gemessen mit dem Sensor DAIS 7915 und dem Strahlungsthermometer am 30.05.1996

| Punkt Nr. | Gauß-Krüger Rechtswert | Gauß-Krüger Hochwert | Temp. [°C] * ε DAIS 7915 | Strahlungstemp. korrigiert nach LORENZ(1973) [°C] |
|-----------|------------------------|----------------------|--------------------------|---|
| T1 | 4529800,008 | 5671566,644 | 24 | 25 |
| T2 | 4530433,316 | 5669800,008 | 61 | 45 |
| T3 | 4530366,652 | 5671499,980 | 28 | 29 |
| T4 | 4530433,316 | 5671000,000 | 30 | 32 |
| T5 | 4530816,674 | 5671116,662 | 33 | 35 |
| T6 | 4529000,000 | 5671000,000 | 32 | 31 |
| T7 | 4529200,000 | 5672000,000 | 23 | 24 |
| T8 | 4530349,986 | 5671766,666 | 26 | 28 |
| T9 | 4530249,990 | 5671166,658 | 32 | 30 |
| T10 | 4530616,642 | 5670399,984 | 57 | 44 |

Zur anschaulichen Übersicht über die Korrelation zu bekommen, werden die beiden gemessenen Werte für die Bodentemperaturen in einem Diagramm dargestellt (Abb. 149).

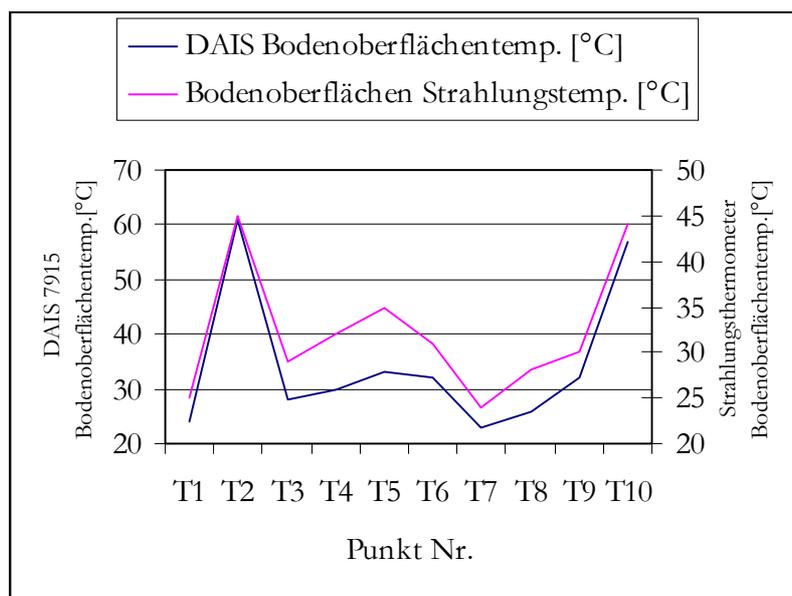


Abb. 149: Diagramm der Korrelation zwischen DAIS 7915 und Strahlungsthermometer Bodentemperaturen

Das Diagramm in Abbildung 149 zeigt eine sehr gute Korrelation zwischen den beiden mit unterschiedlich gemessenen Werten.

Auch wenn sich eine sehr gute Übereinstimmung der Daten zeigt, so ist dennoch festzustellen, dass teilweise erhebliche Differenzen in der gemessenen Temperatur bestehen. Dies wird am Punkt T2 besonders deutlich, wo die Messung mit dem DAIS Sensor 61° C und mit dem Strahlungsthermometer 45° C ergibt. Eine wesentlich größere Differenz der Temperaturen ergibt sich auch für den Messpunkt 10. In diesem Zusammenhang ist darauf hinzuweisen, dass die Kalibrierung des DAIS Sensors über der Wasserfläche erfolgte. Dort sind die Werte auch, wegen der Absorptionserscheinungen der Atmosphäre immer kleiner als die, die mit dem Strahlungsther-

momenter gemessen wurden. Es wird somit deutlich, dass die Werte, die über dem Boden gemessen wurden, nicht die gleiche Vertrauensbasis besitzen, was in besonderem Maße für die hohen Temperaturwerte zutrifft, die aus den niedrigen Daten extrapoliert sind. Eine Korrektur wäre also auch über der Bodenoberfläche notwendig. Die Korrelationswerte werden deshalb errechnet und sind in Tabelle 48 dargestellt.

Tabelle 48: Korrelationswert für jeden einzelnen Punkte

| Punkt Nr | DAIS 7915 Bodenoberflächentemp. [°C] | Strahlungsthermometer Bodenob.-Temp. [°C] | Strahlungstemp./DAIS Temp. [°C] |
|----------|--------------------------------------|---|---------------------------------|
| T1 | 24 | 25 | 1,04166 |
| T2 | 61 | 45 | 0,73770 |
| T3 | 28 | 29 | 1,03571 |
| T4 | 30 | 32 | 1,06666 |
| T5 | 33 | 35 | 1,060601 |
| T6 | 32 | 31 | 0,96875 |
| T7 | 23 | 24 | 1,043471 |
| T8 | 26 | 28 | 1,076920 |
| T9 | 32 | 30 | 0,93750 |
| T10 | 57 | 44 | 0,771925 |

Das Diagramm in Abbildung 150, was mit den Werten der Tabelle 48 erstellt wurde, zeigt die präzise Abweichung der tatsächlichen Messwerte von der Linearität der Regressionsgeraden (R^2) und dem Korrelationskoeffizient (R).

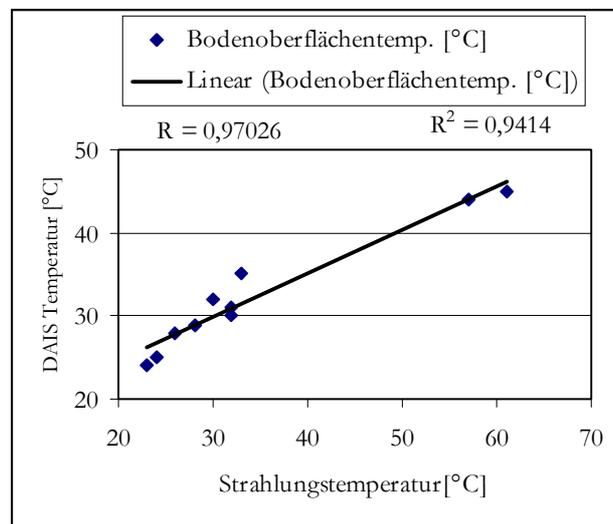


Abb. 150: Diagramm der Regressionslinie und des Korrelationskoeffizienten für die Messungen

Die Abbildung 150 zeigt deutlich, dass eine sehr gute Korrelation besteht und die Abweichungen von der Linearität sehr gering sind, was auch aus dem sehr guten Korrelationskoeffizienten deutlich wird.

5.6 Verhältnis der DTA und Thermalklassifizierung der Sedimentproben

Zur Thermalklassifizierung wurden zwei verschiedene Methoden benutzt, so dass zum Vergleich mit den Daten, die mit der Differentialthermoanalyse (DTA) gewonnen wurden, die Temperaturen herangezogen werden müssen, die aus den korrigierten Fernerkundungsdaten und den vor Ort gemessenen korrigierten Daten mit dem Strahlungsthermometer errechnet wurden.

Ziel der DTA war es, aus exothermen Reaktionen der Sedimentproben auf das Vorhandensein von sulfidischen Bestandteilen zu schließen, die dann mit Temperaturanomalien der Fernerkundungsdaten und/oder den Messwerten, die mit dem Strahlungsthermometer registriert wurden, korreliert werden sollten. In fünf Proben der Untersuchungsserie konnten exotherme Reaktionen beobachtet werden, die von unterschiedlichen Lokalitäten stammten: P 1, Probe aus 85 – 100 cm Tiefe, P3, Probe aus 75 – 95 cm Tiefe, P6, Probe aus 50 – 60 cm Tiefe, P7, Probe aus 85 – 100 cm Tiefe und P 10, Probe aus 50 – 65 cm Tiefe.

Zwei wesentliche Fakten müssen bei der Auswertung zum Vergleichszweck beachtet werden. Die Tiefe der exothermen Reaktion ist bekannt und sie müßten sich an der Oberfläche messen lassen:

- 1.) die Wärmeentwicklung die durch die Reaktion entsteht, ist ausreichend um bis zur Oberfläche auszustrahlen,
- 2.) im Augenblick der Reaktion, die exotherm abläuft und die Oberfläche erreicht, wird die Bodenoberflächentemperatur gemessen und diese ist höher als von einem Standort ohne Exotherme Reaktion (Disulfidverwitterung).

Die Wärmeentwicklung, die bei der DTA gemessen wurde, kann genau berechnet werden. Für die Probe P1 85/100cm betrug die Wärmeentwicklung 0.36 J/g, für P3 75/95cm betrug die Wärmeentwicklung 6.22E-02J/g, für P6 50/65cm betrug die Wärmeentwicklung 0.26 J/g, für P7 85/100 betrug die Wärmeentwicklung 1.53E-02 J/g und für P10-50/65cm betrug die Wärmeentwicklung 4.91E-02 J/g.

Um den Temperaturtransfer im Boden und die Erhöhung der Temperatur zu bestimmen wird nach EHRLICH (1990, in PREIN, 1994), unter Berücksichtigung der pH-Abhängigkeit und der Löslichkeit des Fe^{3+} zur Berechnung der Differenz der freien molaren Energie ΔG für pH 1,5 bis 3,0 folgende Gleichung aufgestellt:

$$\Delta G = -1,3 \cdot (7,7 - \text{pH} - 0,17) \quad (107)$$

und erhält damit für

| | |
|---------|----------------------------|
| pH 1,5: | -32,8 kJ mol ⁻¹ |
| pH 3,0: | -24,8 kJ mol ⁻¹ |

Aus dieser Gleichung läßt sich für pH < 2,5 berechnen, daß mehr als 29,4 kJ mol⁻¹ bei der Reaktion frei werden. Das wäre bei einer Umsetzung von 100% der Energie in chemisch gebundene Energie genug, um 1 mol Adenosintriphosphat (ATP) zu synthetisieren. Das ATP fungiert dabei als universeller Überträger chemisch gebundener Energie zwischen energiezeugenden und energieverbrauchenden Reaktionen.

Nur etwa 40-45% der aus der Reaktion nach Gleichung (106) gewonnen Energie wird als chemische Energie gebunden. Der überwiegende Teil wird als Wärme an die Umgebung abgegeben. Entsprechend dieses Verhältnisses muß mehr Fe^{2+} umgesetzt werden, um die, für die Synthese von 1 mol ATP erforderliche Energie zu gewinnen. So müßten die Bakterien etwa 26 g Fe^{2+} zu Fe^{3+} oxidieren, um genügend ATP zur Erzeugung von 1 g Biomasse synthetisieren zu können (PREIN, 1994).

Wenn bei einem mittleren Sand mit Ton- und Schluffanteilen und einer mittleren Dichte von $1,65 \text{ g/cm}^3$ ein Pyritgehalt von 2 Gew.-% angenommen wird, ergeben sich 33.000 g/m^3 Pyrit, also $275 \text{ mol Pyrit pro m}^3$. Das heißt, würde die Umsetzung innerhalb einer Sekunde erfolgen, könnten 75.900 kJ innerhalb des betrachteten Kubikmeters Halde frei werden.

Die Temperaturerhöhung, die sich innerhalb der Pyritverwitterungsschicht ergibt, kann berechnet werden, wenn eine Wärmeableitung in Richtung anderenorts konstanter Temperaturen erfolgt. Die Wärmeleitfähigkeit wurde entsprechend der Volumenanteile des Kippenmaterials mit $l=0,56 \text{ J s}^{-1} \text{ m}^{-1} \text{ K}^{-1}$ ermittelt und auf die Querschnittsfläche von 1 m^2 bezogen. Unter der Annahme, daß die $0,1 \text{ m}$ dicke Pyritverwitterungsschicht 1 m (l_1) unter der Geländeoberfläche und 60 m (l_2) über der Grundwasseroberfläche liegt und dort jeweils konstante Temperaturen von 10° C herrschen, ergibt sich nach

$$Q - \lambda \frac{A \cdot t \cdot \Delta T}{l_1} - \lambda \cdot \frac{A \cdot t \cdot \Delta T}{l_2} = 0 \quad (108)$$

eine Temperatur in der Pyritverwitterungsschicht von $10,19^\circ \text{ C}$. Ein Anstieg der Temperatur von $0,19^\circ \text{ C}$ reicht aus, um die freiwerdende Wärme abzuleiten. Dieser Temperaturanstieg hat keinen Einfluß auf die biochemischen Prozesse.

Nach PREIN(1996) sind die Temperaturerhöhungen relativ unbedeutend. Selbst wenn man annimmt, dass die exotherme Reaktion bis an die Oberfläche durchschlagen sollte, dann ist es notwendig, dass in dem Augenblick der Wärmeemission auch eine entsprechende Messung durchgeführt wird. Signifikant wäre die Wärmemenge erst dann, wenn gleichzeitig sehr viele Sulfide oxidiert werden und diese dicht gelagert wären. Statistisch gesehen wäre es ein sehr großer Zufall, wenn man eine entsprechende Messung durchführen würde.

Da die Probenahmepunkte bekannt sind und die Temperaturen ebenfalls, kann die Tabelle 49 dargestellt werden.

Tabelle 49: DAIS- und Strahlungstemperaturen der Oberfläche der Probenahmepunkte

| Probenpunktnummer und Wärmeentwicklung | DAIS Bodenoberflächentemperatur [$^\circ \text{C}$] | Strahlungsthermometer Bodenoberflächentemp. [$^\circ \text{C}$] |
|--|---|---|
| P1 85-100, 0.36 J/g | 24 | 25 |
| P3 75-95, 6.22E-02J/g | 25 | 26 |
| P6 50-65, 0.26 J/g | 25 | 26 |
| P7 85-100, 1.53E-02 J/g | 36 | 34 |
| P10 50-65, 4.91E-02 J/g | 35 | 30 |

Aus der Tabelle 49 wird deutlich, dass eine Korrelation, der mit beiden Methoden, gemessenen Temperaturen nicht herstellbar ist. P1 und P6 müssten danach die höchsten Temperaturen aufzeigen, denn hier ist die größte Wärmeentwicklung mittels der DTA gemessen worden. Die gemessenen Temperaturen bei P7 und P10 sind die höchsten und sie lassen sich nicht mit den DTA Daten in Übereinstimmung bringen, da hier nur eine sehr geringe Wärmeentwicklung gemessen werden konnte.

Aus den Ergebnissen lässt sich schlußfolgern, dass die Oberflächenkennwerte, wie Textur, Farbe, Sonneneinstrahlungswinkel, und andere physische und chemische Faktoren eine wesentlich größere Rolle für die Bodenoberflächentemperaturen spielen, als geringe thermale Reaktionen im tieferen Untergrund. Mit zunehmender Tiefe wird die Möglichkeit der Messung von exothermen Vorgängen immer unwahrscheinlicher.

5.7 Verhältnis der DTA und RDA/RFA-Ergebnisse der Sedimentproben

Insgesamt konnte an fünf Proben eine exotherme Reaktion mit der DTA Untersuchung festgestellt werden (siehe Abschnitt 5.6). Um festzustellen, ob diese Reaktion auf Mineralien zurückzuführen ist, die dem Eisendisulfidverwitterungsprozess unterliegen, wurden alle Proben röntgen-diffraktometrisch (RDA) untersucht.

In den Proben P1-85/100, P6-50/65 und P10-50/65 konnten keine Eisendisulfidverwitterungs Mineralneubildung festgestellt werden. Das bedeutet insofern das, daß die exothermische Reaktionen aus Eisendisulfidverwitterungs bestehen können (siehe Abb. 151).

Die Probe P3-75/95 weist neben Quarz, Kaolinit und Muskovit auch Jarosit auf, ein Mineral, das nach WISOTZKY (1994) als Mineralneubildung bei der Oxidation von Pyrit entsteht. So, die festgestellt exotherme Reaktion für diese Probe (75-95 cm Tiefe) hat keine Korrelation mit dem Eisendisulfidverwitterungsprozess, da Jarosit gefunden wurde. Dasselbe gilt für die exotherme Reaktion, die in der Probe P10-50/65, nachgewiesen wurde.

Für die Probe P3-00/15 wurde Gips gefunden und nach PENTINGHAUS & CESNOVAR (1998), ist dieses Mineral ein deutlicher Indikator dafür, dass der Eisendisulfidverwitterungsprozess schon abgelaufen ist. Dies ist ein Beweis dafür, dass die exotherme Reaktion an der Oberfläche abgelaufen ist und die gefunden Mineralneubildung für die Probe P3-75/95 ist auch ein deutlicher Indikator dafür, dass die Eisendisulfidverwitterung in der Tiefe ebenfalls fortsetzt.

$KFe^{3+} + 3[(OH)_6/(SO_4)_2]$ führt zum Jarosit mit der Formel $KFe_3(SO_4)_2(OH)_6$. Dieses Mineral kann ebenfalls in der Probe nachgewiesen werden. Es deutet sich hier eine mögliche Korrelation von DTA Analysen und dem Pyritverwitterungsprozess an. Allerdings muss davon ausgegangen werden, dass die Aussage, die im Abschnitt 5.6 gemacht wurde, eher zutreffend ist und hier mehr zufällig auch verwitterungsfähige Mineralien bzw. deren Neubildungen gefunden wurden. Da die DTA mit sehr kleinen Mengen arbeitet, könnte die Repräsentativität der Proben eine Rolle spielen, wenn nur eine geringe exotherme Reaktion nachgewiesen wurde. Immerhin zeigt die Probe P 10-50/65 eine deutlich höhere Temperatur als die anderen Proben auf, was als additive Wärme durch den Eisendisulfidverwitterungsprozess angesehen werden könnte.

Für die Proben P4-00/15, P4-50/65 und P4-85/100 (westliche Böschung) wurde auch das Mineral Jarosit gefunden und das ist ein Beweis dafür, dass der Eisendisulfidverwitterungsprozess in der Tief fortsetzt. Dasselbe gilt für die Probe P8-50/65 (östliche Böschung).

Das Mineral Pyrit, das für die Proben P5-85/100 (westliche Böschung) und P9-00/15 (östliche Böschung) gefunden wurde, ist ein deutlicher Beweis dafür, dass die tertiären- und quartär-Braunkohlenebengesteine durchgemischt abgelagert wurden.

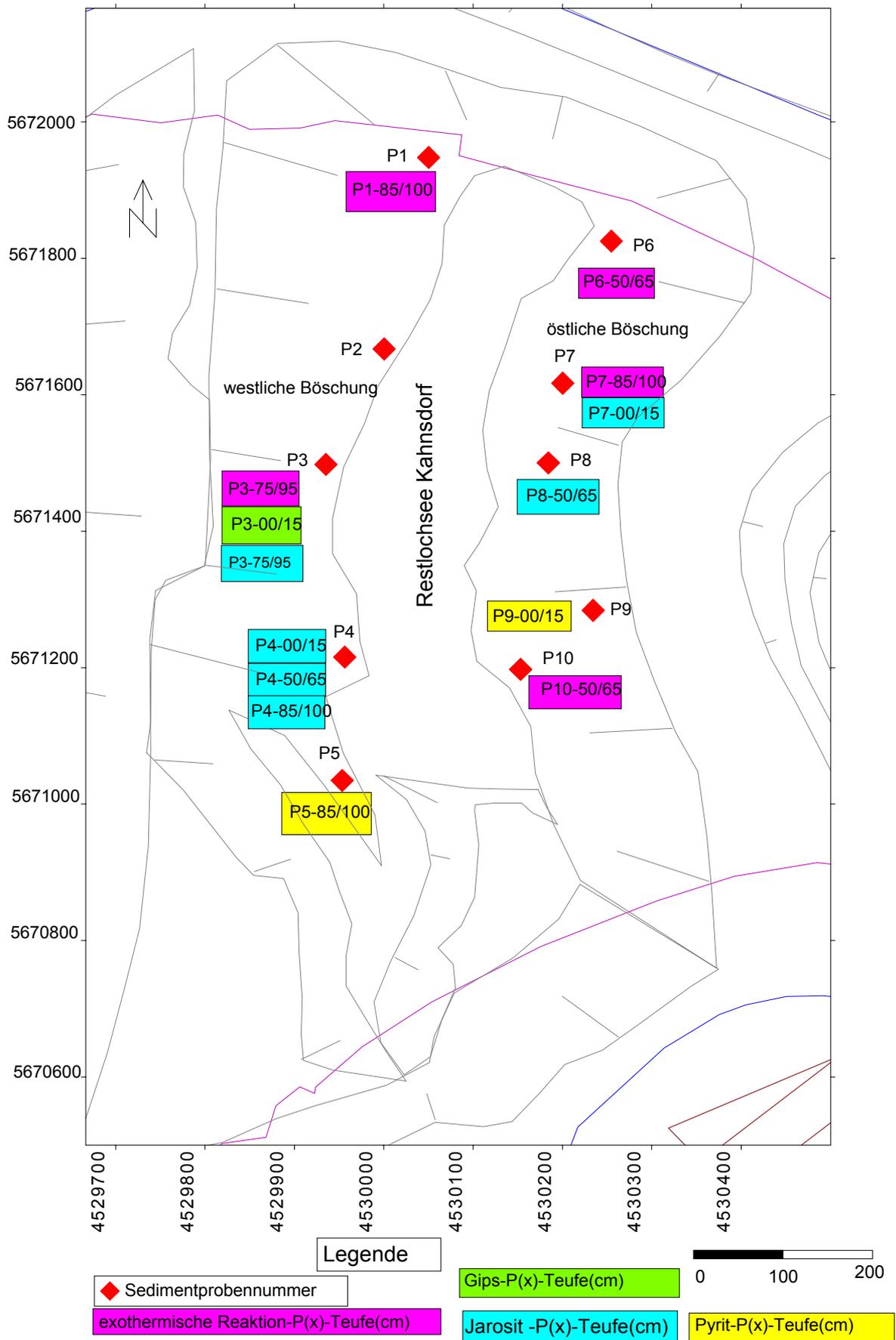


Abb. 151: Übersichtskarte der DTA und RDA Analysenergebnisse

5.8 Verhältnis der Thermalklassifizierungsdaten und der chemischen Parameter des Restlochsees Kahnsdorf

Die physiko-chemischen Parameter, die im Restlochsee Kahnsdorf gemessen wurden, waren im allgemeinen recht konstant, was so nicht erwartet worden war. Der See weist die typischen Verhältnisse auf, wie sie während der Eisendisulfidverwitterung im Wasser erwartet werden: pH-Werte zwischen 2,7 bis 2,8, eine elektrische Leitfähigkeit von 3230 bis 3260 $\mu\text{S}/\text{cm}$, eine Temperatur des Wassers von 10,5 bis 11 $^{\circ}\text{C}$, und gelöstes Eisen von 43,10 bis 44,10 mg/l und einem Aluminiumgehalt von 40,60 bis 41 mg/l .

Die Aufteilung für die thermale Klassifikation erbrachte zehn Klassen mit deutlichen Temperaturunterschieden. Diese lassen eine Korrelation mit den physiko-chemischen Parametern, die aus den Messungen resultieren und eine relativ große Konstanz zeigen, nicht zu. Die Eisendisulfidverwitterung lässt sich somit mit den gemessenen Temperaturen im See nicht nachvollziehen. Es wäre zumindest eine höhere Temperatur an den Seerändern zu erwarten, wo noch oxidationsfähiges Material mit Sauerstoff und Wasser in Berührung kommt.

Sehr deutlich ist dafür aber die Korrelation der hohen Temperaturen, die am Rande des Sees gemessen wurde, mit Kohleschwebstoffen, die in Form von feinen schwarzen Partikeln zu finden ist. Die niedrigsten Temperaturen, die im See gemessen wurden, beziehen sich ohne Zweifel auf tiefere Stelle des Sees.

6 Diskussion der Ergebnisse bzw. Methoden

Zusammenfassung der Eisendisulfidverwitterungsprozesse

In den tertiären Braunkohlenebengesteinen findet man Schwefel in seiner reduzierten Form als Eisendisulfid. Infolge der tagebaulichen Maßnahmen wie Entwässerung und Exponierung der Sedimente, sowie deren Umlagerung, werden die Voraussetzungen für die Verwitterung der Disulfide geschaffen. Durch den Kontakt mit Luftsauerstoff erfolgt eine Oxidation der Disulfide, die mit der Freisetzung von Protonen, Eisen und Sulfat einhergeht, die leicht in das aquatische Milieu überführt werden können. Das Ausmaß der Freisetzung der Disulfidoxidationsprodukte wird unter Tagebaubedingung nach WISOTZKY (1994) generell durch folgende Punkte bestimmt: 1. Disulfidschwefelgehalt der Sedimente; 2. verfügbares Sauerstoffangebot; 3. Expositionszeit der Sedimente; 4. säurepuffernde Eigenschaften der Sedimente und 5. Temperatur.

Die Untersuchungen von WISOTSKY (1994) und PREIN (1994) haben deutlich gezeigt, dass im unverritzten, teilentwässerten Gebirge die Einflüsse der Eisendisulfidverwitterung nur bedingt nachgewiesen werden können. Zurückzuführen ist dies auf das Puffervermögen und die unzureichende Sauerstoffzufuhr infolge der teils mächtigen Überdeckung der Grundwasserleiter. Allerdings zeigen versauerte Bereiche um einzelne Filterbrunnen, als Folge der Belüftung, das Säurefreisetzungsvermögen der Sedimente unter entsprechenden Bedingungen auf.

In den wassergesättigten Abraumsedimenten kann die stattfindende Disulfidoxidation deutlich am Chemismus der beprobten Wässer nachvollzogen werden. Allerdings setzen diese Systeme der Disulfidoxidation noch ausreichenden Widerstand entgegen, so dass sich die Aufmineralisation und die Versauerung der Wässer in Grenzen hält.

Ist hingegen die Sauerstoffzufuhr in den Kippenbereich gewährleistet, kann es in Abhängigkeit vom Disulfidgehalt der Sedimente zur vollständigen Versauerung des Systems kommen. Nach WISOTZKY (1994) sind die Eisendisulfidverwitterungsprozessstadien folgendermaßen aufgebaut: 1. Ausgangsstadium mit beginnender Oxidation; 2. Pyritoxidation bei teilweise gleichzeitiger Säurepufferung und 3. Fortschreitende Pyritoxidation bei sauren pH-Werten.

Durch die Disulfidoxidation und die daran gekoppelten Reaktionen der wässrigen Phase mit der Feststoffphase erfolgt eine Mobilisierung folgender ionarer Bestandteile: SO_4^{2-} , H^+ , $\text{Fe}^{(2+/3+)}$, Al^{3+} , Ca^{2+} , Mg^{2+} e Mn^{2+} . Außerdem werden Spurenelemente wie Chrom, Kupfer, Nickel und Zink aus der Feststoffphase gelöst und in das aquatische Milieu überführt.

Das Auftreten des Disulfidoxidationseinflusses kann bei verschiedenen Wassertypen festgestellt werden, denn der $\text{Ca-HCO}_3\text{-SO}_4$ -Wassertyp ist vom Disulfidoxidationsprozess bereits geprägt. Mit zunehmender Einfluß treten Kalzium-Sulfat dominierte Wässer bis hin zu Eisen-Sulfat Wässern auf.

In Folge der Verdunstung können bei einem Überschreiten des Löslichkeitsproduktes Eisen-, Aluminium- und Kalziumsulfate sowie Eisenhydroxosulfate und Eisenhydroxid als sekundäre Mineralphasen z.B. in Form von Ausblühung an Tagebauböschungen auftreten. Diese Mineralphasen können leicht durch Niederschlagswasser oder aufsteigendes Grundwasser gelöst und in die wässrige Phase überführt werden.

6.1 Hydrogeochemische Ergebnisse

Der anthropogene Einfluss ist nicht signifikant und wurde nur in einigen Proben festgestellt, auch wenn die Konzentrationen von Phosphat-, Chlorid- und vor allem Ammonium-, Nitrat- und Nitrit etwas erhöht waren. Die Verunreinigungen waren auf landwirtschaftliche Aktivitäten zurückzuführen und durch Düngemittelaustrag können vor allem Nitrat, Chlorid, Sulfat, Phosphat und Kalium ins Grundwasser gelangen. Stickstoffverbindungen und Phosphat treten in den Wässern der Pegel auf, unabhängig davon, ob sie aus der Kippe oder aus natürlichen Grundwasserleitern stammen. Die Anwesenheit von NH_4^+ in den Pegeln kann im ersten und zweiten Grundwasserleiter auf den Einsatz von harnstoff- oder ammoniumhaltigen Dünger zurückgehen, während NH_4^+ bei Wässern tieferer Grundwasserleiter oder auch der Kippe auf reduzierende Verhältnisse hinweist.

Abgesehen von einigen Proben, die geringe Gehalte an Nitrat aufweisen, treten in den Filterbrunnenwasserproben keine Stickstoffverbindungen auf. Auch wurden in diesen Wässern keine Phosphationen nachgewiesen. Nach HÖLL (1979) sind die geringen Gehalte an Nitrat wohl auf die Tatsache zurückzuführen, dass Wässer aus größeren Tiefen selten Stickstoffverbindungen führen, da durch die Aktivität von denitrifizierenden Bakterien, die Stickstoffverbindungen bis zu elementarem Stickstoff reduzieren werden, der dann durch die Bodenluft entweicht.

Nur sehr schwer lassen sich die hohen Kaliumgehalte in den Wasserproben der Filterbrunnen des südlichen Randriegels Ost erklären (B3889, B3888, B3324, B3322, B3319, B3315, B3313, B3311 und B3310). Die Konzentrationen liegen zwischen 140,8 und 396,2 mg/l K. Läge eine fäkale Verureinigung vor, müßten nach LIENIG (1979) in diesen Wässern die Gehalte an Natrium und Chlorid ebenfalls erhöht sein und die Stickstoffkomponente in einer Form ebenfalls vorliegen. Da dies nicht der Fall ist und auch Stickstoffkomponenten nicht auftreten, kann diese Möglichkeit ausgeschlossen werden. Die Ursache dieser sehr hohen Kaliumgehalte dieser Brunnen bleibt auch deshalb unklar, weil keine ausgeglichene Ionenbilanz vorliegt.

Die hohen Kaliumgehalte sind glaubhaft, da sie sowohl ionenchromatographisch als auch atomadsorptionsspektrometrisch analysiert wurden und jeweils übereinstimmende Werte gezeigt haben. Chlorid und Sulfat sind mit der Ionenchromatographie am zuverlässigsten bestimmt worden und die Ergebnisse sind als verlässlich einzustufen, da auch Wiederholungsmessungen die Ergebnisse bestätigten.

Diese neun Brunnen sind nicht zwar direkt benachbart, liegen allerdings in unmittelbarer Nähe zueinander. Die dazwischen liegenden Brunnen wurden nicht beprobt. Ob diese ebenfalls erhöhte Kaliumgehalte aufweisen, müßte überprüft werden. Im Rahmen der hier angestrebten Ergebnisse spielen diese Betrachtungen keine besondere Rolle.

Unter Annahme, daß das hydrogeologische und das hydrogeochemische Regime nicht verändert wird oder wurde, kommt es im nicht entwässerten Gebirge zu keiner Oxidation der Disulfide und der damit verbundenen Freisetzung der dabei entstehenden Produkte des Eisendisulfidverwitterungsprozesses. Die Wässer aus dem anstehenden Gebirge, die nicht offensichtlich anthropogen beeinflusst sind, weisen keine besondere Merkmale auf. In der Böhlener Folge (in marinen Sedimenten können Karbonate, Tone und organische Beimengungen als Puffersubstanzen auftreten), den fluviatil-limnischen Sedimenten der Bornauer Folge C und der Cottbuser Folge kommen vor allem Tone und organische Substanz vor, die die Pufferkapazität der Sedimente stark erhöhen können, so dass bei Vorhandensein von Disulfid die Säurefreisetzung bei der Verwitterung erheblich herabgesetzt ist und nicht bestimmt werden kann.

Für diese Wassergruppe liegen Natrium und Kalium bis auf einige Ausnahme in den üblichen Konzentrationsbereichen. Magnesium tritt im allgemeinen in niedrigeren Gehalte auf. Kalzium weist höhere Durchschnittswerte auf, da dessen Gehalt abhängig von der Lösung der Kalziumkarbonate durch Pufferreaktionen. Chloridkonzentrationen sind durchschnittlich, was wohl in den meisten Fällen auf die Lösung aus Evaporiten im tieferen Untergrund zurückzuführen ist. Natrium, das in diesen Fällen ebenfalls in größeren Konzentrationen auftreten müßte, könnte eventuell im Ionenaustausch in den Tonen gebunden und so der wässrigen Phase entzogen worden sein.

Im teilentwässerten Gebirge, etwa im Bereich des Vorfeldes oder der Sümpfungsbrunnen, ist grundsätzlich das Einsetzen der Disulfidoxidation möglich. Sie beschränkt sich allerdings hauptsächlich auf die obersten, entwässerten Sedimente, da die Sauerstoffzufuhr in tiefere Bereiche durch die Überdeckung unterbunden wird. Im Bereich der Absenkungsbrunnen können sich durch Sauerstoffzutritte lokal versauerte Zonen ausbilden, die jedoch langfristig keine Auswirkungen auf die Zusammensetzung der Grundwässer haben. Im vorliegenden Fall haben die Filterbrunnen, die sich auf dem Kippendamm befinden, bei schwach sauren pH-Werten hohe Sulfat-, Kalzium- und Magnesiumgehalte, die mit hohen Eisenkonzentrationen verbunden sind. In diesen Fällen tritt Aluminium zurück, jedoch werden erwartungsgemäß erhöhte Manganwerte gemessen.

Im Vergleich zu den Wässern aus Pegeln, die in Kippensedimenten verfiltert sind, liegt die Vermutung nahe, dass ein Wasserzufluss aus der Kippe in die Brunnen oder in den darunterliegenden GWL2 erfolgt, in dem diese Brunnen verfiltert sind.. Ähnliche Tendenzen zeigen die Wässer des Randriegel Süd, die südlich der schon rekultivierten Innenkippe im unverritzten Gebirge stehen und im GWL 5, 2 und 1 verfiltert sind. Grund dafür kann eventuell die Reichweite ihrer Absenkungstrichter sein, die sehr groß ist, so dass sie vom Wasser aus der Kippe angeströmt werden, das mit dem GWL 2 in hydraulischer Verbindung steht.

Zusammenfassend ergibt sich, dass Auswirkungen der Disulfidverwitterung auf die, die teilentwässerten Gebirge entstammenden Grundwässer, beobachtet werden können. Vergleicht man die Zusammensetzung der Wässer mit den Analysen der MBV (1986), so wird ein Fortschreiten der Disulfidverwitterung vor allem durch erhöhte Sulfat- und Eisengehalte belegt. In Bezug auf die pH-Werte der Wässer, die eine Tendenz zu sauren Bedingungen aufzeigen, wird deutlich, dass das System durch sein Puffervermögen dem Einfluss der Disulfidoxidation noch genügend Widerstand entgegensetzen kann. Die Pufferung des Wassers der Proben, deren pH-Werte zwischen 8,3 und 6,1 liegen, kann Kalzium- und Magnesiumkarbonaten, sowie in geringerer Menge den Silikaten und der organischen Substanz zugeordnet werden. Bei Wässern, die pH-Werte <6 zeigen, ist von einer vollständigen Lösung der Karbonate auszugehen, so dass sich das System weiter in den Bereich der Silikat- und Aluminiumhydroxidpufferung verschiebt. Dass die Disulfidverwitterung im teilentwässerten Gebirge nur begrenzt stattfindet, liegt vermutlich an der unzureichenden Nachfuhr von Sauerstoff, die durch die Überlagerung der disulfidhaltigen Sedimente bedingt ist. Anhand der oben angesprochenen versauerten Zonen im Filterbrunnenbereich wird jedoch das potentielle Säurefreisetzungsvermögen der Sedimente bei Sauerstoffzutritt deutlich.

In der Regel sind in Abraumkippen versauerte neben nicht versauerten Bereichen anzutreffen, wofür zwei Gründe zu nennen sind. Einmal kann der Zeitraum zwischen dem Abkippen und der Wasserprobennahme sehr kurz sein, so dass der Prozess der Eisendisulfidverwitterung noch nicht einsetzen konnte. Zum anderen sind auch sehr unterschiedliche Sediment abgesetzt worden, so dass eine unterschiedliche Verteilung anzunehmen ist. Im Gegensatz dazu werden

allerdings auch Sedimente abgelagert, die schon vorher an Tagebau-Abbauböschungen der Versauerung unterlagen.

Erfolgte eine vollständige Entwässerung und Exponierung des Gebirges, kommen die disulfidhaltigen Sedimente vor allen an den temporären Oberflächen im Bereich der Abbau- und der Kippenseite mit Luftsauerstoff in Kontakt. Der Prozess der Disulfidverwitterung kann nun beginnen und die ursprünglich im Sediment festgelegten Ionen werden bedingt durch die pH Absenkung freigesetzt, wodurch eine deutliche Aufmineralisation und damit erhöhte elektrische Leitfähigkeit der Wässer der Gruppe Hauptwasserhaltung, Haldenbeckenzulauf, Liegendwasserhaltung 1, Hangaustrittswässer (ehemalige Böschungen) und des Restlochsees Kahnsdorf beobachtet werden kann. Somit ist die Freisetzung der Disulfidoxidaionsprodukte und der Eintrag von Bestandteilen der an Pufferreaktionen beteiligten Mineralphasen die Folge.

So besitzen die Wässer, die um dem Restsee Kahnsdorf aus den Kippensedimenten austreten (HA01-HA10) die auffälligste chemische Zusammensetzung. Die extreme pH-Wert-Erniedrigung, verbunden mit dem Übergang des Hydrogenkarbonates in undissoziierte Kohlensäure, die das Grund- und Sickerwasser bei Durchfließen der disulfidhaltigen Kippensedimente erfährt, deuten darauf hin, dass das karbonatische Puffervermögen dieser Substrate völlig erschöpft ist und eine Pufferung nur noch durch Silikate und Aluminium oder Eisenhydroxide erfolgt.

Der potentielle Austrag der leicht löslichen Disulfidoxidaionsprodukte Eisen und Sulfat hängt in erster Linie von den Disulfidgehalten der Sedimente ab. Da noch keine diesbezüglichen Untersuchungen im Tagebau Witznitz durchgeführt wurden, ist eine Quantifizierung des Stoffmengenaustrages nicht möglich. Vermutlich besteht ein Eisendefizit weil die Eisen- und Sulfatgehalte dieser Wässer kein stöchiometrisches Verhältnis von 1:2 (wie im Disulfid) aufweisen.

Die Wässer, der aus der Wasserhaltung entnommenen Proben, weisen ähnlichen Tendenzen im Chemismus auf, wie die Hangaustrittswässer, die deutlich von dem Eisendisulfidverwitterungsprozess beeinflusst sind. Auch die Wässer der beiden Pegel P3197/K und P4715/K, die im Kippenmaterial verfiltert sind, sind ebenfalls von dem Vorgang der Disulfidoxidation geprägt, da hohe Sulfat- und Eisengehalte nachgewiesen wurden. Auch sind die Kalzium – und Magnesiumkonzentration deutlich erhöht. Auffallend allerdings sind die niedrigen Aluminiumkonzentrationen, die darin begründet liegen, daß noch keine Pufferreaktionen zwischen den schwach sauren Wässern und den Alumosilikaten bzw. den Aluminiumoxiden und deren Hydroxiden stattfinden.

Das Wasser aus den Tagebaurestlochsee Kahnsdorf ist typischerweise durch hohe Gehalte an Eisen, Sulfat und Schwermetallen gekennzeichnet. Im wesentlichen haben diese erhöhten Stoffgehalte ihren Ursprung im Eisendisulfidverwitterungsprozess, der während des Tagebaubetriebs mit abgesenktem Grundwasserspiegel in den Abraumkippen und untergeordnet auch im unverritzten Nebengestein der Braunkohle ablaufen konnte. Bei Kontakt eines solchen Grundwassers mit Luftsauerstoff, z.B. im Oberflächenwasser der Restseen, wird das gelöste Fe²⁺ oxidiert und es werden Eisenhydroxide oder Eisenhydrosulfate ausgefällt, dabei entsteht weitere freie Säure.

Unabhängig von der Lokalität und der Tiefe, aus der die Proben stammen, variieren die gemessenen Parameter im See Kahnsdorf nur schwach und der See weist eine auffällige Konstanz im Auftreten und in den Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe auf. Eine Schichtung, die häufig in der Literatur beschrieben wird, könnte deshalb weder anhand der chemisch-physikalischen noch der chemischen Parameter nachgewiesen werden. Als Beispiel ist

nach PREIN (1994), im sogenannten Restlochsee 77 während der Sommermonate, Mai bis September/1993, eine thermische Schichtung mit einem zirka 4m mächtigen Epilimnion oberhalb und einem maximal 3m mächtigen Hypolimnion unterhalb der Sprungschicht ausgebildet. Danach war dabei das wärmere Oberflächenwasser sauerstoffgesättigt, während das kältere Tiefenwasser des Hypolimnions nahezu sauerstofffrei war.

Der Grund dafür, dass im Restlochsee Kahnsdorf eine solche Schichtung nicht festgestellt wurde, kann nach HEIDENREICH et al. (1999) darin begründet sein, dass durch die gestörten Verhältnisse in Witznitz II keine Grundwasserzirkulation stattfindet und die höhere Leitfähigkeit, die gemessen wurde, somit stabilisiert ist und nicht von der winterlichen tiefen Zirkulationen erfasst werden kann (Die Proben im See Kahnsdorf stammen von November-Dezember/1994).

Nach KNOLL et al., (1999) ist dieser bevorzugte Eintritt von Grundwasser in das Epilimnion von großer Bedeutung für die Qualität des Seewassers, denn das Epilimnion ist ganzjährig durchmischt und sauerstoffhaltig, so dass dort das aus dem Grundwasser zuströmende reduzierte Eisen oxidiert und dreiwertige Eisen ausgefällt werden kann. Das Ausfallen von Fe^{3+} kann auch im Restlochsee Kahnsdorf im Uferbereich sehr gut beobachtet werden, wo große Flächen rot gefärbt sind.

Nach TRETTIN et al., (1999) erfordert die nutzungsgerechte Umwandlung von Bergbau in Seelandschaften genaue Kenntnisse zu Ursachen und Mechanismen der Grundwasser- und Grundwassergüteentwicklung sowie der potentiellen Auswirkungen auf das Umfeld. Um einen guten Seezustand nach BREKNER (1994) zu erreichen muss der Seewasserspiegel in Kahnsdorf +126 mü. NN in 2005 erreichen, um Badseewasserqualität haben. Die bisherigen Untersuchungsergebnisse weisen jedoch darauf hin, dass auch die Geometrie des Sees eine entsprechende Umschichtung verhindern könnte und die obere Durchströmung nicht ausreicht um die Qualitätsziele zu erreichen.

Abschließend sei zur Wasserqualität im See, in den Sedimenten und dem Kippensubstrat zu bemerken, dass man ständig wechselnde Verhältnisse betrachtet. Eine Massenbilanzaufnahme ist aus der Analytik nicht zu erstellen, da diese nur für den Beprobungszeitraum gültig ist. Die durchgehend verfilterten Absenkungsbrunnen mischen im Kurzschluss das Grundwasser aus vielen Sedimenten, wodurch sich bei den komplexen großräumigen Wasserhaltungen der inzwischen teilweise stillgelegten Braunkohlentagebaue, permanent erhebliche Veränderungen ergeben. Die Veränderung des Grundwasserspiegels aufgrund der Absenkungs- und Flutungsmaßnahmen führt zu unterschiedlichen Durchlüftungszuständen aller Sedimente und Kippen, was ebenfalls entsprechende Veränderungen der Wasserqualität mit sich bringt. Anders als im Laborversuch, unterliegen die realen Verhältnisse einem sehr großen Feld von unbekanntem Parametern, die auf das chemische Reaktionsvermögen einwirken, so dass keine genauen Prognosen über den zukünftigen Verlauf des Wasserqualitätszustandes gemacht werden könnten.

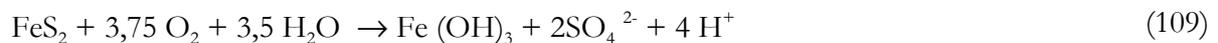
6.2 Differentialthermoanalyse

Eingangs soll auf die Funktionsweise der Apparatur, mit der die Differentialthermoanalyse durchgeführt wurde, hingewiesen werden. Alle dargestellten Ergebnisse sind in einer Summenkurve aufgenommen, was bedeutet, dass eine exotherme Reaktion stattgefunden haben kann, die aber von einer endothermen Reaktion so überlagert wurde, dass sie nicht sichtbar wird. Die berechneten, freigesetzten Energiemengen können somit auch größer sein, wenn entsprechende Überlagerungsprozesse stattgefunden haben. Die Wahrscheinlichkeit dafür ist aber sehr gering.

Das Fehlen von genauen Kippensubstratkarten in einem geeigneten Maßstab macht eine entsprechende Zuordnung der untersuchten Proben zum Nebengestein unmöglich. Die Kippensubstratkarte, die sich im Anhang befindet, die von der Landesbodenanstalt aufgenommen wurde, ist für die Zwecke zu grob. Die Böschungen bestehen aus einer Mischung von quartären und tertiären Sedimenten, die ganz unterschiedliche Mengen an Disulfidmineralien enthalten. Da die Kippen nahezu überall ähnlich aufgebaut sind, zeigt sich hier eine besondere Schwierigkeit bei der praktischen Durchführung der gesamten Analytik und der Übertragbarkeit von Ergebnissen.

Da vermutlich nur über statistische Verteilungen konkretere Aussagen zu dem untersuchten Gebiet, was wohl allgemein für alle ähnlichen Gebiete so gilt, gemacht werden kann, ist die Anzahl der untersuchten Proben mit Methoden der DTA, RFA und RDA bei weitem zu gering.

Die Daten und Informationen, die zur Problematik der freigesetzten Energie bei Umsetzungen des Eisendisulfids, sind widersprüchlich. WISOTZKY (1994) hat hierzu sehr genaue Untersuchungen durchgeführt und folgende Gleichung aufgestellt:



wobei 1 Mol Sauerstoff 410 kJ Wärme freisetzt was umgerechnet bedeutet, dass 1 Mol O_2 zu 1 Mol FeS_2 410 kJ * 3,75 O_2 produziert also 1.537,5 kJ/Mol Pyrit.

MATTHESS (1990) gibt hierfür 1.303 kJ pro Mol FeS_2 , WERNER (1999), gibt pro Ladungsäquivalent $\text{S} \rightarrow \text{SO}_4$ 99,7 kJ*14 an und für $\text{Fe}^{2+} \rightarrow \text{Fe}^{3+}$ werden 87,9 kJ * 11 freigegeben. Für den Eisendisulfidverwitterungsprozeß ergeben sich somit 1.483,7 kJ/Mol Pyrit.

Die Proben wurden in den Bereichen des Bergbaugesbietes genommen, wo Disulfidmineralien oder deren Verwitterungsprodukte vermutet wurden. Dies waren vornehmlich die Böschungen um den Restlochsee Kahnsdorf. Gerade im Grenzbereich zwischen Seewasser und Kippenrand laufen intensive biogeochemische Umwandlungsreaktionen ab, die darüber entscheiden, ob ein Stoff in gelöster Form wieder dem Tiefenwasser zusickert oder fließt oder in dem Sediment ausfällt, wo er über geologische Zeiträume der Biosphäre entzogen bleibt. Organischer Gehalt sowie Redox- und pH-Bedingungen bestimmen die Intensität dieser Stoffumwandlungen.

Die Aktivität in den Sedimenten spiegelt sich in Stoffgradienten im Wasserkörper wider. Aus diesem Grunde wurden drei verschiedenen Verfahren für die DTA benutzt. Allen drei Methoden gemeinsam ist die vorherige Wassersättigung der Probe, die dann erhitzt wurde. Bei der ersten Methode wurde die Probe mit 4°C/min erhitzt, wobei die Probe sofort nach der Füllung des Probenbehälters gemessen wurde. Diese Methode zeigte in keinem Fall (von 27 Proben) eine exotherme Reaktion.

Die dritte Methode unterschied sich von der ersten in der Form, dass die Probe vor der Untersuchung 30 Minuten in geschlossenem Zustand im Messgerät verweilte. Das Ergebnis war nur in einem Fall erfolgreich, nämlich bei der Probe P3-75/95, die eine exotherme Reaktion zeigte.

Die zweite Methode brachte die meisten positiven Ergebnisse. Hier wurde ebenfalls eine Aufheizung mit 4°C/min gewählt jedoch verweilte die Probe 30 Minuten nach Wassersättigung am Luftsauerstoff, bevor die Messung begann. Dies kann als ein weiterer Hinweis dafür gewertet werden, dass die reaktiven Sedimente sowohl Luftsauerstoff und Wasserbenetzung benötigen, damit der Eisendisulfidverwitterungsprozess einsetzen kann. Entsprechend konnte auch keine exotherme Reaktion bei der ersten Methode gemessen werden.

Die einzige Ausnahme, die bei Probe P3-75/95 aufgezeichnet wurde, ist dadurch zu erklären, dass genügend freier Sauerstoff im Benetzungswasser der Probe vorhanden war, so dass eine exotherme Reaktion auftreten konnte. Damit ist allerdings auch deutlich, dass erfolgreiche Messungen nur mit der Methode zwei erzielt werden können, da die Sauerstoffverfügbarkeit im Benetzungswasser stark von der Verweilzeit des Wassers an der Luft abhängt.

Bisa zur Durchführung dieser Arbeit lagen keine Angaben über den Pyritgehalt des Nebengesteins und der Braunkohle aus der Grube Witznitz II vor. Alle Daten wurden aus den Nachbarbergbauen, die in PENTINGHAUS & CESNOVAR (1998) dargestellt sind, übertragen. In den Tagebaurestlöchern von Cospuden und Zwenckau enthalten die Sedimente durchschnittlich 3,6 Gew% FeS₂ in Form von Pyrit, was pro Kubikmeter Abraum etwa 35 kg Sulfid bedeutet und bei der Oxidation zirka 29 Kg H₂SO₄ freisetzt.

Erwartungsgemäß zeigten die Oberflächenproben keine exotherme Reaktion. Die fünf Proben, die positive Ergebnisse lieferten, sind alle aus einer Tiefe von >50 cm wie sich aus den Bezeichnungen ergibt: P1 aus 85 bis 100 cm, P3 aus 75 bis 95 cm, P6 aus 50 bis 65 cm, P7 aus 85 bis 100 cm und P10 aus 50 bis 65 cm Tiefe.

Von den fünf Proben, die eine exotherme Reaktion zeigten, können drei gut der Eisendisulfidverwitterung zugeordnet werden (P1 85-100; P6 50/65 e P7 85/100), da auch die RDA und RFA Untersuchungen in keinem Fall Mineralphasen aufgezeigt haben, die auf eine Mineralneubildung hinweisen, sofern die enthaltene Menge nicht unter der Nachweisgrenze (~3 Gew%) der einzelnen Methoden gelegen hat.

PREIN (1994) gibt eine Temperaturerhöhung von 0,19°C während der Oxidation der Disulfide in vier Meter Tiefe an. Allerdings wird wenig über den Wärmefluss beschrieben, d.h. auch nicht, wie viel von der Reaktionswärme an der Oberfläche ankommt. Thiobacillus ferrooxidans, sofern diese Spezies anwesend ist, was jedoch eigentlich in eisendisulfidhaltigen Sedimenten der Fall ist, verbraucht bereits 30 bis 35% der beim Verwitterungsprozess erzeugten Energie, da er diesen Prozess mit unterstützt.

Im Fall der Proben aus der Kohlegrube Witznitz II war die freigesetzte Energie bei den DTA Untersuchungen sehr gering. Die Probe P1-85/100 setzte 0,36J/g, die Probe P3-75/95 setzte 6,22E-02 (Untersuchungsmethode 3), und 0,21 J/g (Untersuchungsmethode 2), die Probe P6-50/65 setzte 0,26 J/g, die Probe P7-85/100 setzte 1,53E-02 J/g und die Probe P10-50/65 setzte 4,91E-02 J/g frei. Die freigesetzten Energiemengen entsprechen sehr kleinen Temperaturerhöhungen, die man kaum an der Oberfläche messen kann. Selbst wenn man die Messungen mit dem Strahlungsthermometer als Hinweis verstehen will, so zeigt sich, dass eine Messung mit einem Fernerkundungssystem wie dem DAIS Sensor kaum erfolgreich sein kann. Da auch die geochemischen Reaktionen an der Oberfläche abgelaufen sind, ist eine Registrierung

der exothermen Vorgänge äußerst schwierig und zeitaufwendig und ist mit vielen Interpretationsimponderabilien behaftet.

Abschließend ist zu der exothermen Reaktion zu bemerken, dass es sich um eine einmalige irreversible Reaktion handelt, was die Faktoren Raumzuordnung und Zeitablauf besonders bedeutend macht. Während noch immer kontaminiertes Wasser aus der Kippe abläuft, ist der ursprünglich zugeordnete Verwitterungsprozessort bereits an anderer Stelle. Insofern muss davon ausgegangen werden, dass alle Versuche, wie die hier durchgeführten, eine Zufallsquote haben, die für den prognostischen Prozessablauf in der Praxis nicht brauchbar sind. Einzig über große Verteilungsmuster der Probennahme und statistische Berechnungen ließe sich die bereits verwitterte Menge halbwegs bestimmen. Besonders die Verfolgung der Eisendisulfidverwitterung in der Tiefe scheint mit analytischen Methoden kaum lösbar zu sein.

6.3 Röntgendiffraktometeranalyse

Durch die Röntgendiffraktometeranalyse (RDA) kann nachgewiesen werden, dass von den fünf untersuchten Proben, die eine exotherme Reaktion gezeigt haben, nicht alle auf sulfidische Mineralien zurückzuführen sind. Zwei Proben P3 75 bis 95 und P10 50 bis 65 cm enthielten nach der Auswertung der RDA Diagramme Jarosit, eine Mineralneubildung, die bereits die vorletzte Stufe des Verwitterungsprozesses darstellt, bevor eine Umwandlung in Gipsit erfolgt.

Am Probenpunkt 4 wurde in allen Tiefen, aus denen Proben genommen wurden, Jarosit festgestellt. Daraus folgt, dass in diesem Bereich der Kippe bereits eine fast abgeschlossene Eisendisulfidoxidation erfolgt ist, wie die Mineralneubildung zeigt. Für die Probe P7 aus 0 bis 15 cm Tiefe kann ebenso dieser Schluss gezogen werden, wie für die Probe P8, die aus der Tiefe von 50 bis 65 cm genommen wurde.

Pyrit wurde in den Proben P5 85-100 und P9 0-15 gefunden. Die Ergebnisse stimmen recht gut mit den Kippendaten insofern überein, als das zumindest bekannt ist, dass im Bereich des Probennahmepunktes 5 der älteste Teil der Kippe als westliche Böschung aufgeschüttet wurde. Die Probe des Punktes P9 aus einem Meter Tiefe, die Pyrit enthielt, stammt hingegen vom jüngsten Teil der Kippe, der östlichen Böschung.

Gips in der Probe P3 00-15 verdeutlicht die bereits zuvor dargestellte Theorie der Zeitkomponente bei der Verwitterung, denn auch sie stammt aus dem ältesten Teil der Kippe von der westlichen Böschung, also dem Bereich der am längsten der Verwitterung ausgesetzt war.

Nach PENTINGHAUS & CESNOVAR (1998) verläuft der Oxidationsprozess äußerst schnell und erreicht bereits nach einem Jahr 2 m Tiefe. Die Proben, die als Beispiel angeführt werden, stammen aus einer Tagebauböschung, die bereits älter als 20 Jahre zum Zeitpunkt der Untersuchung war und somit auch die Eisendisulfidverwitterung. PENTINGHAUS & CESNOVAR (1998) führen Gips als eines der wesentlichen Produkte als Indikator für die abgeschlossene Pyritoxidation an. Für die Probe P3 0 bis 15 cm Tiefe wurde bereits Gips in größerer Menge nachgewiesen, was auf die längste Expositionszeit des Materials auf der westlichen Böschung hindeutet.

Pyrit wurde in den Proben P5-85/100 und P9-00/15 festgestellt. Die Probe des Punktes P5 kommt vom älteren Teil der westlichen Böschung aus größerer Tiefe und Probe P9 aus einem Bereich der östlichen Böschung von der Oberfläche, die hier als jüngstes Material aufgeschüttet wurde. Die Ergebnisse decken sich allerdings nicht mit denen von PENTINGHAUS & CESNOVAR (1998), denn das gesamte Kippmaterial war länger als ein Jahr abgelagert.

6.4 Ergebnisse der Messungen mit dem Strahlungsthermometer

Die Messungen, die mit dem Strahlungsthermometer durchgeführt wurden, liefen nach einem standardisierten Verfahren ab, bei dem alle Messungen aus einem Meter über dem Boden gemessen wurden. Hierbei wurde versucht, den vertikalen Messwinkel zur Oberfläche oder dem Zielobjekt einzuhalten. Diese Methode wird seit vielen Jahren in verschiedenen Disziplinen genutzt, wo immer Strahlungstemperaturen gemessen werden müssen, um bestimmte physikalische Gegebenheiten oder auch Veränderungen beobachten zu können. Der Atmosphäreinfluss kann bei dieser Methode sehr einfach nach einer Tabelle von LORENZ (1973) korrigiert werden.

Um das Temperaturverhalten der Untersuchungsoberflächen gut zu kennen und mögliche Veränderungen über die Zeit zu beobachten, wurden viele Messungen zu verschiedenen Jahreszeiten, Tageszeiten und Wetterbedingungen durchgeführt. Zusätzlich wurde an einigen Profilen ein kleines Loch aufgedigelt, um die Temperatur in 2 cm, 5 cm und 15 cm unter der Oberfläche zu messen. Hierbei wurde ebenfalls die Distanz von einem Meter über dem Objekt eingehalten, so dass ständig die gleichen Bedingungen herrschten. Die östliche und die westliche Hangböschung zum Restlochsee Kahnsdorf zeigten hierbei eine deutliche Temperaturerhöhung bis zu einer Tiefe von 15 cm Tiefe. Diese Temperaturerhöhung konnte nicht nur bei einer Sommermessung festgestellt werden, sondern auch im Winter zeigte sich das gleiche Bild. Allerdings gab es auch einige Ausnahmepunkte an denen sich diese Temperaturerhöhung nicht feststellen ließ.

An den Messpunkten der Profile zum Haldenbeckenzulauf (OZ) konnte an den meisten Stellen eine Temperaturzunahme in Richtung zum Wasserbecken festgestellt werden, jedoch gab es auch hier kein absolut einheitliches Bild. Vielmehr ist immer von einem Trend zu sprechen.

Das Profil NS1, das mit dem Profil WB8 gut korreliert, zeigt eine sehr gute Übereinstimmung bei nahezu allen Messungen. So sind die Messungen, die im Sommer im Vergleich zu den anderen warm waren, im Winter auch warm und die die kälter waren bleiben kalt. Es ist wichtig hierbei festzustellen, dass es sich um die ältesten Sedimente in der Ufernähe des Kahnsdorfsees handelt und somit um einen Bereich, in dem die Grundwasserstände variieren und eine Eisendisulfidverwitterung stattfinden konnte. Allerdings haben die Untersuchungen mit der Differentialthermoanalysen in dieser Hinsicht keinerlei Ergebnisse gezeigt, die auf einen Umsetzungsprozess und somit einen exothermen Vorgang hinweisen.

Die einheitlichsten Messungen während verschiedener Jahreszeiten, Uhrzeiten und klimatischer Bedingungen sowie auch unterschiedlicher Sonneneinstrahlung zeigen die Profile OB 1 bis OB5. Hier hat sich eine deutliche Temperaturerhöhung von der Böschungsschulter zum Ufer des Restlochsee Kahnsdorf beobachten lassen. Diese Böschung ist im vermessenen Gebiet die jüngste Böschung und es ist zu vermuten, dass noch nicht alle sulfidischen Verbindungen oxidiert sind. Alle Profile zeigen das gleiche Verhalten und die Temperaturveränderung zwischen dem kältesten und dem wärmsten Punkt ist mit über 2°C signifikant. Die Kippenmaterialien stehen über den See direkt in Verbindung mit dem Grundwasser und man kann davon ausgehen, dass die Temperaturerhöhung von chemischen Umsetzungsprozessen herrührt.

Diese These ist so gut, wie sie auch diskussionswürdig ist. Da die Kippen sehr undifferenziert aufgeschüttet wurden, ist bei einer entsprechenden Inhomogenität keine konstante Umsetzung von sulfidischem Material zu erwarten. Zwar steigt das Wasser in dem See langsam an, doch, da die Reaktion irreversibel ist, verbraucht sich das Material sehr schnell und es müsste zu einer geringeren Temperatur an dem Messpunkt kommen. Eine sicherere Aussage wäre nur dann möglich, wenn man im voraus eine entsprechende Kartierung durchführen würde, bei der

berücksichtigt würde, wie viel Eisendisulfid im Sediment vorhanden ist. Schließlich wird die Verwitterung auch durch das perkolierende Regenwasser induziert.

Da sich in der Kippe der Sauerstoff verbraucht, wäre es zur Erhärtung der These, dass die Temperaturerhöhung durch entsprechende Umsetzungsprozesse hervorgerufen wird, die Kenntnis der Mächtigkeit der Kippe und das genaue Alter, das nur vage angegeben werden kann, des geschütteten Materials von großer Bedeutung. Nach WISOTZKY (1994) findet eine Oxidation des Materials nur bis zu einer Tiefe von 20 m statt.

Da es leider keinerlei verlässliche Temperaturmessungen der Oberflächenwässer in den Kanälen der Entwässerungsfilterbrunnen gibt, kann ein Vergleich der Wassertemperaturen des Restlochsees Kahnsdorf mit dem Grundwasser im Umkreis des Tagebaus nicht durchgeführt werden.

Die Seefläche des Restlochsees ist an den Rändern sehr stark mit tonpartikelgroßen Kohleplättchen bedeckt, die aus den alten anstehenden Flözen durch Wellenschlag herausgelöst wurden. Außerdem ist der See sehr flach und im Untergrund durch Schüttmaterial sehr dunkel. Durch diese zwei Faktoren kommt es zu einer höheren Temperaturemission, die das Wasser wärmer erscheinen lässt, als in Wirklichkeit ist.

In der Mitte des Sees, ist der Grund tiefer und die Temperatur fällt erheblich ab. Allerdings ist praktisch kaum eine Stelle des Sees frei von Schwebstoff, so dass auch im Zentrum noch immer eine geringe Temperaturverschiebung zum wärmeren Bereich hin beobachtet werden kann. Die Menge ist im Vergleich zum Ufer jedoch wesentlich geringer. Die Emissionstemperaturen des Restlochsees Kahnsdorf selbst entsprechen den Temperaturen, die auch von anderen Autoren für diese Art von Wasserfläche beschrieben werden.

Die dunklen sandigen Böden haben die höchsten Temperaturen, die sie auch bei den Wintermessungen beibehalten. Dies führt dazu, dass beim ersten Schneefall auf diesen Böden, der Schnee meist erst einmal taut, da die Emissionstemperaturen recht hoch sind. Dafür ist die Temperaturvariation in 24 Stunden auch größer, als die der hellen Böden, die eine geringere Variation zeigen. Die Korrelation bei 90% der Profile an der westlichen Böschung für dunklen Böden in bezug auf ihr Temperaturverhalten ist sehr gut, wenn keine Vegetation vorhanden ist, was auch bei Schneebedeckung keine Veränderung zeigte.

Während im Frühling eine sehr schnelle Erwärmung der sandigen Böden beobachtet werden kann, ist dies im Herbst genau umgekehrt. Die feinkörnigeren Sedimente insbesondere die Tonböden haben hingegen ein anderes Temperaturverhalten. Sie benötigen viel länger um die Wärme aufzunehmen, speichern sie dann aber auch viel länger. Dies liegt an der thermischen Kapazität der einzelnen Sedimente, die ebenfalls bei den Beobachtungen berücksichtigt werden muss. Allerdings spielt auch der Wassergehalt der unterschiedlich porösen Materialien eine wesentliche Rolle als Wärmespeicher, was sich ebenfalls bei den Messungen bemerkbar macht.

Grundsätzlich ist bei allen Temperaturprofilen festzustellen, dass eine Temperaturerhöhung konstatiert werden kann, wenn im Bereich von künstlich geschütteten Böschungen oder am Kippenrand in Ufernähe gemessen wurde. Dies könnte möglicher Weise auf eine Oxidation des Eisendisulfids hinweisen. Um diese Annahme zu sichern, wurden entsprechende Vergleichsprofile gemessen.

Zum Zwecke des Vergleichs wurden Profile über das Vorfeld gelegt, die während verschiedener Jahreszeiten und bei unterschiedlichen klimatischen Bedingungen gemessen wurden. Die ausgesuchten Bereiche waren eisendisulfidfrei und ohne jede künstliche Aufschüttung. So konnte

ausgeschlossen werden, dass irgendeine exotherme Reaktion die Temperatur beeinflussen konnte. Es zeigte sich sehr deutlich, dass es keine Temperaturabfolgen oder Regeln gab, nach denen man die Temperaturen hätte zuordnen können. Alle Werte zeigten eine große Variation von Punkt zu Punkt und auch während der verschiedenen Jahreszeiten. Dies entspricht den Ergebnissen, wie sie bei LORENZ(1973) für vegetationsbestandene Flächen vorgegeben sind.

Allerdings ist die Messreihe, wie sie auf dem Vorfeld durchgeführt wurde, noch kein Beweis dafür, dass die Temperaturstabilitäten der Messreihen auf Kippen und Böschungen durch die Eisendisulfidverwitterung hervorgerufen werden. Hier ist zu beachten, dass es auf den Kippen sehr viele Erosionsrinnen gibt, die eine gute Wegsamkeit für Sickerwasser bilden. Gerade im Winter kann hier Schmelzwasser, das eine höhere Temperatur als die Umgebung hat, in das Sediment sickern und somit höhere Temperaturen erzeugen. Die Temperaturen, die zu einer anderen Jahreszeit gemessen wurden, sind wieder recht einheitlich und deuten auf die These, dass hier die chemischen Umsetzungsprozesse eine Rolle gespielt haben.

Abschließend kann zu den Messungen mit dem Strahlungsthermometer festgestellt werden, dass eine gute Korrelation der am Boden gemessenen Werte, mit den Temperaturdaten, die sich durch die DAIS-Daten ergeben haben, besteht. Allerdings gibt es eine Tendenz zu einer größeren Differenz der Werte mit steigender Temperatur, wobei die Werte, die außerhalb der unmittelbar betrachteten Fläche lagen und nicht mit dem Strahlungsthermometer gemessen wurden, extrapoliert wurden. Je kleiner die absolute Temperatur war, die mit den beiden Geräten gemessen wurde, desto geringer war die Differenz zwischen den Werten.

Die Temperaturen, die mit dem Strahlungsthermometer auf dem Restlochsee Kahnsdorf gemessen wurden, zeigen eine sehr gute Übereinstimmung mit den Werten, die sich aus der Befliegung mit dem DAIS ergeben haben.

6.5 Ergebnisse der Messung mit dem DAIS 7915 Fernerkundungssensor

In den Abschnitten 2.11.1 bis 2.11.6 wurden die vielen physikalischen Faktoren aufgezeigt, die die Bodentemperatur beeinflussen, wenn man mit einem Fernerkundungssensor eine entsprechende Messung durchführen will. Neben den klimatischen Verhältnissen spielt die diffuse und die direkte Sonneneinstrahlung die bedeutendste Rolle.

Neben den genannten physikalischen Faktoren müssen zwei weitere miteinander gekoppelte Faktoren berücksichtigt werden. Dies sind die Form und Größe der Partikel, aus denen der Boden aufgebaut ist, die auch die Porosität vorgeben und die Bodenfeuchte oder das Wasserhaltevermögen des Bodens, die auf die thermischen Eigenschaften einen entscheidenden Einfluss haben und somit die Temperatur regeln. Dies trifft auch auf den Winkel der Sonneneinstrahlung zu, der hier zu nennen wäre.

Die Korrektur der Atmosphäreinflüsse des vom Sensor empfangenen Signals verdient eine besondere Beachtung. Die Anwendung aller hier eingehenden Indizes und Korrekturfaktoren hat auf das Endresultat einen entscheidenden Einfluss. Viele Unsicherheiten sind in diesem Prozess eingebunden, die bei der weiteren Bildanalyse zu verzerrten und unrichtigen Werten führen können.

Selbst wenn man die bewährtesten analytischen Methoden zur Korrektur verwendet, besonders für die Atmosphäreinflüsse, so ist es dennoch unabdingbar die gewonnenen Daten mit äußerster Präzision erst den Sensor selbst und anschließend mit den Bodendaten zu kalibrieren. Hier ist eine sehr große Fehlerquelle und es ist meist für den Nutzer der Daten nicht sicher, ob der Betreiber des Sensors strikt vorgegangen ist.

Sowohl die sorgfältigste Kalibrierung als auch die Validierung mit angenommenen Temperaturen des Systems, die durch Techniker vorgenommen wird, wird schwierig durch eine sich ständig ändernde Umwelt und ist auch von sehr viel Erfahrung wegen der stark wechselnden Oberfläche des Aufnahmeobjektes abhängig. Zusätzlich muss das Verhältnis zwischen der scheinbaren Temperatur die der Sensor registriert und der Luftwiderstandstemperatur sowie der kinetischen Temperatur der Oberfläche berücksichtigt werden, wobei hier noch Interpretationsschwierigkeiten vorherrschen, die die Anwendung dieser Technologie an grundlegenden Informationen bindet.

Nach LI & BECKER (1993) stellen absolute Emissionsgradveränderungen über 0,98 reduzierte Effekte dar, die einen Fehler von 0,5 –1 K bedeuten. Die Abweichung wachsen sehr schnell mit dem Absinken des Wertes des Emissionsgrads an, so dass ein Emissionsgrad von 0,93 bereits einen Fehler von 2 bis 5°K in der Berechnung eingehen lässt. Ein anderes Problem bezieht sich auf den Wert, der das Spektralband oder das spektrale Intervall fixiert. Fehler in der Größenordnung von 0,01 für den Emissionsgrad bedeuten für jeden einzelnen Kanal des Sensors AVHRR (Kanal 4 und 5), Werteabweichungen im Bereich von 1,6 K.

Aus der referierten Literatur geht deutliche hervor, dass bisher sehr wenig zur Erkennung der Oberflächentemperatur auf dem Festland unternommen wurde. Dies steht im Gegensatz zu den wissenschaftlichen Anstrengungen, die man über dem offenen Meer durchgeführt hat, um befriedigende Korrekturfaktoren und somit erfolgreiche Messungen mit Sensoren durchführen zu können.

Über der Landoberfläche ist es äußerst schwierig allgemeine Faktoren zu formulieren. Die Landoberfläche unterliegt viel größeren Veränderungen, woraus sich zusätzliche Schwierigkeiten ergeben, da die Emission der Erdoberfläche nicht bekannt ist und dazu noch uneinheitlich und

gegenüber dem einheitlichen Wert des Ozeans, und ebenfalls sehr unterschiedlich in Bezug auf das elektromagnetische Spektrum (NERRY et al., 1998, in: CASTRO, 1998). Ferner ist der temperaturwert, der im Orbit aufgenommen wird empfindlich in Bezug auf Rauigkeit, der Textur, der Farbe, des Helligkeitsglanzes, der Verkippung des Objektes, Sonnenscheindauer, Klimabedingungen und den Bodeneigenschaften.

Die Autoren haben berechnet, dass man, um eine Genauigkeit von 0,4 K bei der Bestimmung der Bodenoberflächentemperatur zu erreichen, die spektrale Emission mit einer Genauigkeit von $\pm 0,005$ erreichen muss, was äußerst schwierig in der Praxis umzusetzen ist. Es kann mit Sicherheit gesagt werden, dass der Emissionsgrad, der von der DLR mit 0,985 für den Boden und das Wasser angesetzt wird, einen sehr großen Ungenauigkeitsfaktor enthält, der in dem bearbeiteten Gelände nahe an den höchsten Fehler heranreicht.

Allgemein ist erkannt worden, dass die theoretischen Modelle zur Korrektur Mängel aufweisen, weshalb versucht wurde, über gemessene Oberflächentemperaturen experimentell versucht wurde empirisch gewonnen Faktoren anzuwenden. Hierbei wurden Algorithmen benutzt, die man bei der Koppelung über Temperatur der Ozeanoberfläche mit dem Sensor gewonnen hatte (SST) oder aber durch die Koppelung von Fernerkundungsdaten mit Oberflächentemperaturen durch Regressionsanalysen. Obwohl hierbei teilweise sehr gute Ergebnisse erzielt wurden, kann man diese Ergebnisse nicht einfach auf andere Regionen übertragen, da häufig zu viele lokale Faktoren in die Berechnungen mit eingingen.

Wichtig ist die von NORMAN et al. (1995) in: CASTRO (1998) diskutierte Methode, die sich auf eine Bewertung des Verhältnisses von Vegetationsindex und der Infrarottemperatur stützt (Snapshot NDVI x Infrared Temperature). Die Methode drückt das direkte Verhältnis von freier Energie und der Oberflächentemperatur aus. Die Evapotranspirationsmenge und die Indizes der Vegetation stehen in direktem Verhältnis zur Oberflächentemperatur, was ebenfalls bedeutet, dass eine direkte Beziehung von Infrarotstrahlung zu Temperatur des thermalen Infrarots und der Evapotranspirationsmenge besteht, die im Augenblick des Überfluges gemessen wird. Dieses Verhältnis beruht auf Augenblicksmessungen die der Tagesenergiebilanz entsprechen. Zurückblickend lässt sich sagen, dass hierzu hochaufgelöste Fernerkundungsdaten benötigt werden, da die Vegetationsdecke häufig sehr inhomogen ist, was die Anwendung dieser Methode auf einige wenige Sensoren begrenzt.

Die Berechnung des Strahlungstransfers benötigt sehr genaue Kenntnisse der Atmosphärenzusammensetzung am Messort, die dort über radiometrische Messungen gewonnen werden muss. Bei der Nutzung der Atmosphärenmodelle können dennoch Fehler bis zu 5 K gegenüber der wirklichen Temperatur auftreten (CASTRO, 1998).

In der Literatur sind alle physikalischen Phänomene breit diskutiert und in den verschiedenen Modellen auch mehr oder weniger berücksichtigt, während die chemischen Vorgänge, die durch anthropogene Einflüsse weit über die normalen Prozesse im Boden hinausgehen, wie der Eisendisulfidverwitterungsprozess sind nur selten erwähnt sind. In KÜHN & HÖRIG (1995) findet man eines der seltene Beispiele von einer Bergehalde im Thüringer Raum. Im Haldeninneren laufen Oxidationsprozesse in pyrit- und kohlenstoffhaltigen Schiefen unter Freisetzung von Wärme ab. Die Oxidation wird durch Sauerstoffzufuhr über Risse und Spalten aufrechterhalten. Aufgrund der hohen Temperaturen im Inneren der Halde ($>500^{\circ}\text{C}$) lassen sich diese Zonen im Thermalbild selbst über der zum Teil mehrere Meter mächtigen Bedeckung erkennen.

Neben all den physiko-chemischen Problemen, die hier aufgezählt wurden, gibt es ein zusätzlichen wichtigen Aspekt, der, seit es Nachtaufnahmen gibt, Beachtung verdient.

CRACKNELL & HAYES (1991) haben festgestellt, dass eine Überbewertung der reflektierten Solarstrahlung stattfindet, denn für den Wellenlängenbereich von 9,5 – 13,5 μm ist diese von sehr untergeordneter Bedeutung, woraus gefolgert werden kann, dass ohne Schwierigkeiten Tagesaufnahmen verwendet werden können, was dann auch für die DAIS-Aufnahme gilt.

Es wird deutlich, dass sich die Bestimmung der Temperatur durch Fernerkundungsmethoden äußerst schwierig gestaltet, besonders wenn man geringe Temperaturdifferenzen ermitteln will. Es soll deshalb auf die technischen und operativen Schwierigkeiten bei der Nutzung von Fernerkundungsdaten eingegangen werden, die allgemein bei der Bestimmung der Oberflächentemperatur entstehen und die insbesondere bei der DAIS-Aufnahme am 30.05.96 entstanden sind.

1. Die genaue Überflugzeit des DAIS Sensors über das Gelände von Witznitz ist nicht bekannt, da sie nicht besonders vermerkt wurde, was bereits zu einer unsicheren Aussage bei der weiteren Interpretation der Daten führt. Es ist nur bekannt, dass es gegen 12:30 Uhr war, als das Flugzeug mit unbekannter Geschwindigkeit, die ebenfalls von Bedeutung wäre, da daraus eine Überflugzeit von 1 bis zu 3 Minuten folgen könnte, gehört wurde. Da die Fläche sehr klein ist, spielen jedoch diese Faktoren eine wichtige Rolle.
2. Die Bedeutung der Überflugzeit und dem daraus resultierenden Fehler wird erkennbar, wenn man die dazugehörigen Temperaturwerte betrachtet. Da die Kalibrierung auf die Seefläche bezogen wurde, wurde zur Zeit des Überfluges dort auch gemessen. Allerdings sind die Werte, die um die mögliche Überflugszeit mit dem Strahlungsthermometer gemessen wurden nicht einheitlich, sondern zeigen verschiedene Temperaturen. Dies führt zu einem weiteren Fehler.
3. Ein sehr großes Problem stellt die Bewegung des Bootes, von dem aus die Temperaturen gemessen wurden, dar. Hierbei ist die exakte Ortsbestimmung notwendig, denn durch die verschiedenen Schwebstoffe, vor allen Dingen Kohlepartikel, die an der Seeoberfläche akkumuliert sind, wäre die genaue Position zur Zeit der DAIS-Aufnahme besonders wichtig. Außerdem ergibt sich das Problem bei jeder Wiederholungsmessung, die nicht an genau derselben Stelle stattfindet, wie die vorhergehende.
4. Da die Schwebstoffe sich auf der Seefläche bewegen, war es unmöglich eine gute Messkampagne durchzuführen, bei der eine ideale Verteilung der Messpunkte hätte erreicht werden können. So wurden viele Punkte in Ufernähe gemessen, wo das Wasser relativ flach ist und teilweise eine starke Akkumulation der Schwebstoffe beobachtet wurde, ohne dass dies hätte quantifiziert werden können. Während des Überfluges wurden aber nur drei Punkte auf der zentralen Fläche des Sees gemessen.
5. Ein anderer Faktor, der bei der Fehlerbetrachtung mit berücksichtigt werden muss, ist die Tatsache, dass die DLR nur einen Kanal (Kanal 36 – 8,6 μm) zur Kalibrierung und damit auch zur Korrektur herangezogen hat, was die Genauigkeit der Temperaturbestimmung mit dem Sensor beeinträchtigt. Hier wäre eine Nutzung aller sechs Kanäle zur Kalibrierung sicher von Vorteil gewesen. Hierbei wären jedoch erhebliche statistische Betrachtungen notwendig geworden, die man sich offensichtlich sparen wollte.
6. RICHTER (1996) erwähnt in seinem Artikel zur atmosphärischen Korrektur nichts, was darauf schließen ließe, dass der Vegetationsindex berücksichtigt wird, was auch auf die Vernachlässigung des Problems der spektralen Interferenzen von Bodenhelligkeit und Substrat bei der Kalibrierung hindeutet.
7. Zu weiteren Ungenauigkeiten führte die lineare Extrapolation der Strahlungsthermometermessungen zur Extrapolation der Temperatur für die Thermalklassifikation, da die Raum-Zeit Komponente hier in keiner Weise berücksichtigt wurde.
8. Weiterhin muss bemängelt werden, dass die Atmosphärenkorrektur den Kohlendioxidgehalt der Luft nicht berücksichtigt hat, was zu einem Fehler in dem betrachteten Wellenlängenspek-

trum zu einer Fehleinschätzung der Temperatur von 0,5 K führen kann, was auch auf den Wasserdampfdruck zutrifft, der ebenfalls nicht in die Korrektur eingegangen.

9. Auch wenn Tagesaufnahmen verwendet werden können, so ist bei einer exakten Bestimmung der Temperatur unter Umständen ein entsprechender Faktor zu berücksichtigen.

Auch wenn man alle oben genannten Punkte der Ungenauigkeiten betrachtet, so wird doch eine berechnete korrigierte Temperatur erzeugt, die bei sorgfältiger Bewertung in einer Graphik dargestellt werden kann, die beim Vergleich von DAIS Daten mit den Temperaturwerten des Strahlungsthermometers nicht genau in °C festgelegt werden können, doch ist der Korrelationskoeffizient 0,9, was annehmbar erscheint.

Auch wenn sich die DAIS Daten als durchaus verwertbar gezeigt haben, so kann im Fall von Witznitz kein Hinweis auf die Eisendisulfidverwitterung durch die Aufnahme festgestellt werden oder vermutet werden, wie dies etwa bei den Messungen mit dem Strahlungsthermometermessungen möglich war.

Die Nutzung der Fernerkundung zur hochauflösenden Temperaturbestimmung steht somit noch lange nicht am Ende der Entwicklung sondern hat eher die ersten Schritte auf dem Weg dorthin zurückgelegt. Die notwendige Berücksichtigung aller Faktoren, die die Messung beeinflussen; wird weiterhin schwierig sein, da die Daten unmittelbar gemessen werden müssen. Die Schwierigkeiten sind jedoch technischer Natur, die wenn sie gelöst sind, die Datenauswertung und deren Interpretation unproblematischer gestalten.

7 Literaturverzeichnis

ALMEIDA, C. A. S. (1996): Estimativa da temperatura de superfície cultivada com trigo (*triticum aestivum* L.), usando dados NOAA-14/AVHRR – Tese de Mestrado – Faculdade de Engenharia Agrícola – Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP – S. 101

AURAND, K., H. DIZER, Z., FILIP, G., MILD, V., NEUMAYER & K. SEIDEL (1984) : Vergleichende Untersuchungen an langfristige mit Abwasser belasteten Böden zur Beurteilung der Reinigungsvorgänge durch den Untergrund bei der künstlichen Grundwasseranreicherung – BMFT Forschungsbericht T 84-104, Berlin

BIERNS DE HAAN, S. (1991): A review of the rate of pyrit oxidation in aqueous systems at low temperature. - *Earth-Science Reviews*, 31, S. 1- 10

CASTRO, A:G. (1998): Parametrização de modelo de balanço energético por meio de sensores remotos orbitais – sistema NOAA 14/A VHRR 2. Universidade de São Paulo – USP – Escola de Engenharia de São Carlos – unveröffentlichte Doktorarbeit – 299 S.

COLL, C. et al. (1991): La Corrección atmosférica en el espectro térmico in: La Teledetección en el seguimiento de los fenómenos naturales. Recursos renovables: Agricultura. La Corrección Atmosférica en el espectro térmico. Curso de Postgrado, Valencia, 25 Febrero – 9 Marzo 1991, Coordinadores de la edición: Gabndia, S. & Meliá, J. – S.149-182

CRACKNELL, A.P. & HAYES, L.W.B. (1991) : Introduction to Remote Sensing – Brugges Science Press, Basingstoke – 134-148 S.

DLR (2000): Institut für Optoelektronik - The Laboratory Calibration Facility (LCF) - <http://www.op.dlr.de/ne-oe/ir/DAIS/dais-cal.htm>

DÜES, G. (1988): Bindungsformen von Schwermetallen im Boden, dargestellt auf der Basis fraktionierter Extraktion. - In: „Beurteilung von Schwermetallkontaminationen im Boden“. DECHEMA-Fachgespräche Umweltschutz, Frankfurt/M., 385 S.

EISSMANN, L. (1970): Geologie des Bezirks Leipzig. - *Natura regionis Lipsiensis*, Heft 1 und 2, Naturwissenschaftliches Museum Leipzig (Hrsg.), 172 S.

EISSMANN, L., LITT, T. (1994): Die geologischen Verhältnisse in der zentralen Leipziger Tieflandsbucht, Exkursionspunkt B 1/5: Tagebau Witznitz. - *Altenbg. Nat. Wiss. Forsch.*, Altenburg 7, S. 320 - 324

GRÜTZMACHER, G. (1994) : Untersuchungen zur Grundwasserqualität im Bereich der Riesefelder südlich Berlins mit einer statistischen Betrachtung der Ergebnisse . Diplomarbeit im Fach Geologie an der Technischen Universität Berlin, unveröffentlicht, 147 S.

HEIDENREICH, B.; BOEHER, R.; KATER, G. H. (1999): Gekoppelte Modellierung geohydraulischer und limnophysikalischer Vorgänge in Tagebaurestseen un ihrer Umgebung in: *Grundwasser – Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie* 2/99 – S. 49-54.

HEM, J. D. (1985): Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water. - *US Geol. Surv. Water Supply Pap.* 2254, Washington, D.C., 3. Auflage, 263 S.

HÖHNE, G.W-H.; HEMMINGER, W., FLAMMERSHEIM, H.J. (1996): Differential scanning calorimetry: an introduction for practitioners – Springer-Verlag Berlin Heidelberg.

HÖLL, K. (1979): Wasser. Untersuchung, Beurteilung, Aufbereitung, Chemie, Bakteriologie, Virologie, Biologie- Walter de Gruyter, Berlin, New York, 6. Auflage, 515 S.

HÖLTING, B. (1992) : Hydrogeologie: Einführung in die allgemeine und angewandte Hydrogeologie – Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart, 4. Auflage, 415 S.

KNOLL, D.; WEBER, L.; SCHÄFER, W. (1999) : Grundwasseranbindung von alten Tagebaurestseen im Niederlausitzer Braunkohlentagebauebiet in: Grundwasser – Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie 2/99 – S. 55 –61.

KÜCKLICH, C. (1995): Modellierung des Sulfattransportes im 2-D-Vertikalschnitt am Beispiel des Braunkohletagebau Witznitz. - Diplomarbeit, Technische Universität Berlin, Fachgebiet Hydrogeologie

KÜHN, F. & HÖRIG, B. (1995) : Geofernerkundung – Handbuch zur Erkundung des Untergrundes von Deponien und Altlasten – Band 1- 166S-, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe – Springer Verlag

LANDESUMWELT BRANDENBURG (1995):): Braunkohlebergbau und Wasserwirtschaft in Mitteldeutschland und der Lausitz - Direktorat Bergbau/Steine/Erden und Büro Braunkohlesanierung der Treuhandanstalt (Veranstalter): 2. Symposium, Treuhandanstalt Berlin, 131 S.

LIENIG, D. (1979): Wasserinhaltsstoffe - Bedeutung und Erfassung. - Akademie-Verlag, Berlin, 139 S.

LORENZ, D. (1973): Die radiometrische Messung der Boden- und Wasseroberflächentemperatur und ihre Anwendung insbesondere auf dem Gebiet der Meteorologie. Zeitschrift für Geophysik, Band 39, Seite 627-701, Physica-Verlag, Würzburg

LOWSEN, R.T. (1982): Aqueous oxidation by molecular oxygen. - Chem. Rev., 82, S. 61 - 497

MATTHESS, G. (1990) : Lehrbuch der Hydrogeologie, Band 2: Die Beschaffenheit des Grundwassers. – 2. Auflage, Berlin – Stuttgart (Gebr. Borntraeger).

MBV (1986): Erkundungs- und Ergebnisberichten des Jahres 1985/1986 – interne Bericht, 120 S.

MBV (1987): Ergebnisbericht: Erkundung der Braunkohlelagerstätte Witznitz-Gaulis 1985-1987- interne Bericht

McNAUGHTON, J. L. & MORTIMER, C.T. (1975): Differential Scanning Calorimetry – Reprinted from: „IRS; Physical Chemistry Series 2, 1975, volume 10“ with permission of the publisher Butterworths, London – The Perkin-Elmer Corporation, Norwalk, Connecticut- 44 S.

MERKEL, B. & SPERLING, B. (1998): Hydrogeochemische Stoffsysteme [Hrsg.: Eutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V.]. Bearb.: Broder Merkel und Barbara Sperling –Bonn: Wirtschafts- und Verl. –Ges. Gas und Wasser. Teil II (1998).

MOSES, C. O., NORDSTROM, D. K., HERMAN, J. S., MILLS, A. L. (1987): Aqueous pyrit oxidation by dissolved oxygen and by ferric iron. -*Geochim. Cosmochim. Acta*, 51, S. 1561 - 1571

PENTINGHAUS, H. & CESNOVAR, R. (1998): Folgen der Flutung von Restlöchern des Braunkohletagebaus in Mitteldeutschland: Mineralogische Einflüsse. *Geo-Berlin'98 – 150 Jahre Deutsche Geologische Gesellschaft- Gemeinsame Jahrestagung – Schriften der Alfred-Wegener-Stiftung 98/3 – V 259*

PIETZSCH, K. (1962): *Geologie von Sachsen*. - VEB Deutscher Verlag der Wissenschaften, Berlin, 870 S.

PLEBOW, A. & HARTMUT, H. (1998): Migrationsformen gelöster Spurenelemente in Scikerwässern von Abraumhalden des Braunkohletagebaus – *Geo-Berlin'98 – 150 Jahre Deutsche Geologische Gesellschaft- Gemeinsame Jahrestagung – Schriften der Alfred-Wegener-Stiftung 98/3 – V 265*

PREIN, A. (1994): Sauerstoffzufuhr als limitierender Faktor für die Pyritverwitterung in Abraumkippen von Braunkohletagebauen. - In: *Mitteilungen*, Heft 79, Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und Landwirtschaftlichen Wasserbau der Universität Hannover, Hannover, 293 S.

RICHTER, R. (1996): Atmospheric Correction of DAIS Hyperspectral Image Data, *SPIE Proc.*, Volume 2758, S. 390-399.

SCHEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, P. (1992): *Lehrbuch der Bodenkunde*. - Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart, 13. Auflage, 491 S.

SINGER, P.C., STUMM, W. (1970): Acid mine drainage. The rate determining step. - *Science*, 167, S. 1121 – 112

SOBRINO, J. A. et al. (1991): La corrección de emisividad en el espectro térmico in: *La Teledetección en el seguimiento de los fenómenos naturales. Recursos renovables: Agricultura*. Curso de Postgrado. Valencia, 25 Febrero – 9 Marzo 1991, Coordinadores de la edición: S. Gandia & J. Meliá, Universitat de Valencia (Estudi General), Unidad de Teledetección, Departament de Termodinàmica. S. 95-139

STOLTMANN, N. (1995): *Ökotoxikologische Untersuchungen des Grundwassers um den Tagebau Witznitz*. - Unveröffentlichte Diplomarbeit, Technische Universität Berlin, Fachgebiet Hydrogeologie

THEILLEN-WILLIGE, B. (1993) : *Umweltbeobachtung durch Fernerkundung*. – 120S. – Stuttgart – Enke Verlag

TRETTIN, R.; FREYER, K.; STRAUCH, G.; TREUTLER, H-C.; GLÄBER, W. (1999) : Isotopenuntersuchungen zur Wechselwirkung von Grund- und Oberflächenwasser in der Entstehungsphase von Bergbauseen – *Grundwasser – Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie* 1/99 – 3-10 Seiten

TVO (1990): *Trinkwasserverordnung vom 05-12-1990 – Bundesgesetzblatt 1990, 66, Teil I: S. 2612-2619* - Berlin

VOIGT, H.-J. (1990): Hydrogeochemie. - Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 310 S.

VÖGELE; B. (1994) : Hydrogeochemische Istzustandsanalyse der Grund- und Oberflächenwässer um den Tagebau Witznitz – Unveröffentlichte Diplomarbeit, Technische Universität Berlin, Fachgebiet Hydrogeologie

WERNER, F. – Modellgestützte Untersuchungen zur Genese der Wasserbeschaffenheit in Folgendlandschaften des Braunkohlebergbaus - Proceedings des Dresdner Grundwasserforschungszentrums e.V. (1999) Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades der Fakultät für Physik und Geowissenschaften der Universität Leipzig)

WISOTZKY, F. (1994): Untersuchungen zur Pyritoxidation in Sedimenten des Rheinischen Braunkohlenrevieres und deren Auswirkung auf die Chemie des Grundwassers. - Besondere Mitteilung zum Deutschen gewässerkundlichen Jahrbuch, Nr. 58, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen, 153 S.

WISOTZKY, F. (1996): Hydrogeochemische Reaktionen in Sicker- und Grundwasserbereich von Braunkohlentagebaukippen – Grundwasser – Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie – 3-4/96 – 129-136 S.

ZIECHMANN, W., MÜLLER-WEGENER, U. (1990): Bodenchemie. - B. I.-Wissenschafts-Verlag, Mannheim, Wien, Zürich, 326 S.

Kartengrundlagen

Topographische Karte 1 : 10 000, Deutschland, Land Sachsen
Blatt M - 33 - 25 - D - b - 1 Neukieritzsch
Ausgabe 1991, Stand 1988

Topographische Karte 1 : 10 000, Deutschland, Land Sachsen
Blatt M - 33 - 25 - B - d - 3 Böhlen
Ausgabe 1991, Stand 1988

Topographische Karte 1 : 10 000, Deutschland
Blatt M - 33 - 25 - B - d - 4 Espenhain
Ausgabe 1991, Stand 1988

Topographischer Stadtplan Borna 1 . 10 000 Blatt 1, Deutschland, Land Sachsen
Blatt M - 33 - 25 - D - b - 2 Borna N
Ausgabe 1991, Stand 1989

Topographischer Stadtplan Borna 1 . 10 000 Blatt 2, Deutschland, Land Sachsen
Blatt M - 33 - 26 - C - a - 1 Borna NO
Ausgabe 1991, Stand 1989

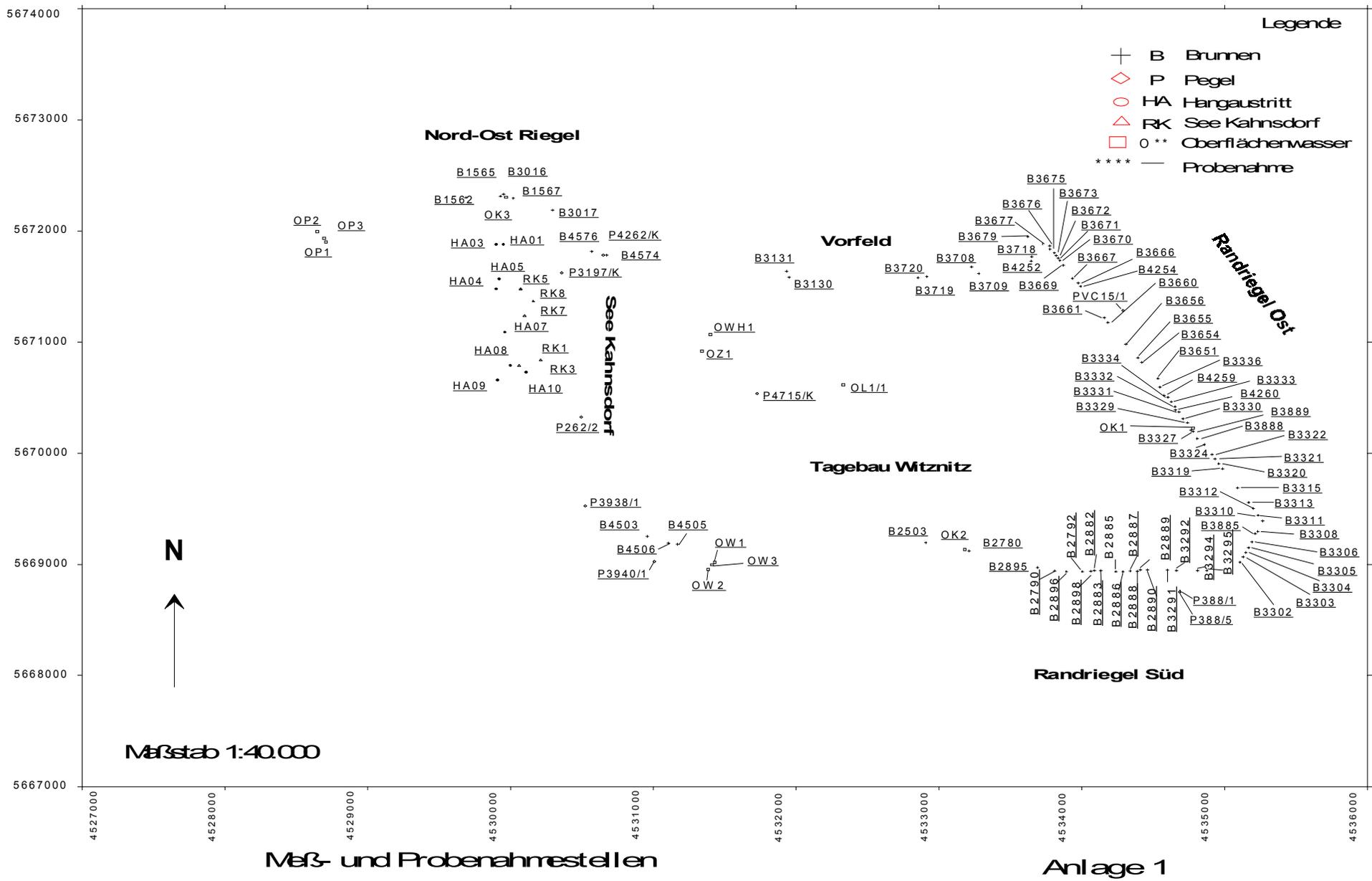
Topographische Karte 1: 50 000
Blatt L 4940
Landesvermessungsamt Sachsen, Ausgabe 1992, 1. Auflage

Übersichtskarte Borna / Kieritzsch / Rötha / Espenhain

Kartographische Laufenthaltung der Tagebaugebiete, MIBRAG mbH, Markscheiderei, 1992

Kartengrundlage TK 1 : 10 000

Bezogen von Mitteldeutsche Bergbau Verwaltungs GmbH, Stand 1994



8 ANHANG

Anhang A: Beschreibung der verwendete Meßgeräte

Anhang B: Tabellen

Anhang C: Karten

Anhang D: Physikalisch-chemische Diagramme

Anhang A: Beschreibung der verwendeten Analysengeräte

Tabelle 01: Technische Daten und Spezifikationen des DSC 7 Meßgerät

| | |
|-------------------------------------|---|
| Kurzbeschreibung | Das DSC 7 ist ein mikroprozessorgesteuertes Meßgerät zur Erfassung von thermischen Vorgängen eines zu untersuchenden Materials nach dem Prinzip der Leistungskompensation |
| Meßkopf | Zwei unabhängig voneinander gesteuerte Meßzellen aus einer Platin-Iridium-Liegierung |
| Temperaturbereich | -170 °C bis 725°C |
| Empfindlichkeit | 0,008 m W/cm |
| Dynamischer Bereich | 0,008 m W/cm bis 28 m W/cm |
| Rausch Grundwassermessstellen | 0,002 mW |
| Kalorimetrische Präzision | Besser als $\pm 0,1\%$ |
| Kalorimetrische Reproduzierbarkeit | Besser als $\pm 0,1\%$ |
| Präzision der Temperaturdarstellung | $\pm 0,1^\circ\text{C}$ |
| Reproduzierbarkeit der Temperatur | $\pm 0,1^\circ\text{C}$ |
| Kühlung | Kühlwasser, Kompressorkühler (Intracooler) oder flüssiger Stickstoff |
| Heiz- bzw. Kühlrate | 0,1 bis 200 K/min in Schritten von 0,1 K |
| Kühlzeiten | Standard: von 725°C nach 100°C in weniger als 4 minuten. Flüssig N2: von 200°C nach -150°C in weniger als 2 minuten |
| Spülgas | Statische oder dynamische Atmosphäre aus Stickstoff, Argon, Helium, Kohlendioxid, Sauerstoff, Luft und anderen inerten oder reaktiven Gasen. |

Tabelle 02: Weiteren technischen Daten des Meßplatzes´s Geräte

| | |
|-----------------------|--|
| Probenkapseln | Für Standardanwendungen gasdichte oder belüftet Aluminiumkapseln verschiedener Volumina und Wandstärken. Für spezielle Anwendungen Kapseln aus Gold oder Graphit sowie Hochdruckkapseln aus verschiedenen Materialien und Großraumpfännchen aus Stahl. |
| Controller TAC 7/DX | Mikroprozessorgesteuerter Controller, der die Analysatoren mit dem PC verbindet. Zwei RS-232C Schnittstellen. Eine Analog- und eine Digital Schnittstelle. |
| Gausumschaltung GSA 7 | Softwaregesteuerte Gasumschaltung zum automatischen Wechsel des Spülgases während der Analyse. |
| Graphik-Plotter | Hochauflösender, vektororientierter Mehrfarb-Plotter. |

Tabelle 03: Technische Daten des Strahlungsthermometer

| Spektrale Empfindlichkeit | 8 – 14 μm | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|--------------------|--------------|--|--|--|---|---|---|-----|-----|-----|-----|----|-----|-----|-----|-----|-----|------|-----|-----|-----|------|-----|
| Temperaturmessbereiche | -25 - +100°C | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Kalibrierbereich | 80 – 100 °C | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Einstellzeit | 1 s (90%) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Temperaturauflösung | Temperaturauflösung in \pm K (bei Emissionsgrad $\epsilon = 1$) <table border="1"> <thead> <tr> <th>Strahlertemp. (°C)</th> <th colspan="3">Detektor-Typ</th> </tr> <tr> <td></td> <th>A</th> <th>B</th> <th>C</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>-50</td> <td>.45</td> <td>1,2</td> <td>2,8</td> </tr> <tr> <td>20</td> <td>.15</td> <td>0,4</td> <td>1,0</td> </tr> <tr> <td>100</td> <td>.20</td> <td>0,25</td> <td>0,5</td> </tr> <tr> <td>400</td> <td>,80</td> <td>0,80</td> <td>0,8</td> </tr> </tbody> </table> | Strahlertemp. (°C) | Detektor-Typ | | | | A | B | C | -50 | .45 | 1,2 | 2,8 | 20 | .15 | 0,4 | 1,0 | 100 | .20 | 0,25 | 0,5 | 400 | ,80 | 0,80 | 0,8 |
| Strahlertemp. (°C) | Detektor-Typ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | A | B | C | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| -50 | .45 | 1,2 | 2,8 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 20 | .15 | 0,4 | 1,0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 100 | .20 | 0,25 | 0,5 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 400 | ,80 | 0,80 | 0,8 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Genauigkeit (bei richtig eingestelltem Emissionsgrad, nach einer Einlaufzeit von 30 min.) | Temperaturanfangswert $\geq 0^\circ\text{C}$ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Emissionsgrad | 0.95 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Objektiv | L | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Meßfelddurchmesser (95%) | Der Meßfelddurchmesser ist abhängig vom jeweils verwendeten Objektiv und dem verwendeten Detektor. Bei den Nahobjektiven kann der Abstand, in dem das minimale Meßfeld zu finden ist, um $\pm 4\%$ abweichen | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Messfeldkennzeichnung | Die Meßfeldkennzeichnung erfolgt durch Justierstäbe, Pilotlampe oder aufsteckbaren optischen Sucher, die als Zubehör erhältlich sind. | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ausgang | 0 –20 mA | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Stromaufnahme | Max. 80 mA | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Schutzart | IP 54 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Schwingungsschutz | DIN 40046 Bl. 8 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

Tabelle 04: DAIS 7915 Sensor (ASCII File für die verwendete Aufnahme)

DAIS_WITZ_300596
Sensor Name: „DAIS“
Band Units: „nanometers“
Band Measurement: „Wavelength“
Band Count: 38

| VALUE | BAND | WIDTH |
|-----------|------|----------|
| 501.000 | 01 | 43.000 |
| 516.000 | 02 | 27.000 |
| 531.000 | 03 | 19.000 |
| 548.000 | 04 | 21.000 |
| 564.000 | 05 | 20.000 |
| 581.000 | 06 | 20.000 |
| 597.000 | 07 | 20.000 |
| 616.000 | 08 | 24.000 |
| 633.000 | 09 | 23.000 |
| 649.000 | 10 | 23.000 |
| 667.000 | 11 | 29.000 |
| 686.000 | 12 | 27.000 |
| 702.000 | 13 | 29.000 |
| 718.000 | 14 | 31.000 |
| 735.000 | 15 | 31.000 |
| 753.000 | 16 | 34.000 |
| 771.000 | 17 | 35.000 |
| 789.000 | 18 | 34.000 |
| 805.000 | 19 | 36.000 |
| 824.000 | 20 | 37.000 |
| 841.000 | 21 | 36.000 |
| 859.000 | 22 | 35.000 |
| 878.000 | 23 | 36.000 |
| 895.000 | 24 | 36.000 |
| 913.000 | 25 | 33.000 |
| 930.000 | 26 | 36.000 |
| 948.000 | 27 | 35.000 |
| 965.000 | 28 | 34.000 |
| 982.000 | 29 | 36.000 |
| 1001.000 | 30 | 36.000 |
| 1017.000 | 31 | 32.000 |
| 1031.000 | 32 | 30.000 |
| 8620.000 | 33 | 770.000 |
| 9460.000 | 34 | 770.000 |
| 10210.000 | 35 | 770.000 |
| 10930.000 | 36 | 920.000 |
| 11630.000 | 37 | 1100.000 |
| 12290.000 | 38 | 1280.000 |

ANHANG B: TABELLEN

Physikalisch-chemische Analysenergebnisse – Anhang B: Tabelle 01
 Analysenergebnisse Tabelle 01a

| Lokalität | Probenname | T (°C) | pH | Eh (mV) | Lf (µS/cm) | HCO ₃ ⁺ (mg/l) | Cl (mg/l) | SO ₄ (mg/l) |
|-----------|------------|--------|-----|---------|------------|--------------------------------------|-----------|------------------------|
| NO-Riegel | B1562 | 12,6 | 7,2 | 184 | 1853 | 523,38 | 83,24 | 268,40 |
| NO-Riegel | B1565 | 10,9 | 6,8 | 247 | 1507 | 338,55 | 47,25 | 345,90 |
| NO-Riegel | B3016 | 10,9 | 6,7 | 190 | 1340 | 292,80 | 46,29 | 334,40 |
| NO-Riegel | B3017 | 11 | 7,2 | 214 | 1557 | <u>92,93</u> | 26,02 | 639,60 |
| Vorfeld | B3130 | 10,9 | 8,3 | 300 | 833 | 122,00 | 14,22 | 128,90 |
| Vorfeld | B3131 | 14 | 7,1 | 286 | 1421 | 198,25 | 16,07 | 567,90 |
| Vorfeld | B3720 | 9,5 | 6,6 | 343 | 1511 | <u>54,27</u> | 20,19 | 543,60 |
| Vorfeld | B3719 | 9,6 | 6,9 | 310 | 984 | <u>141,46</u> | 11,50 | 241,70 |
| Vorfeld | B3709 | 10,8 | 6,3 | 364 | 1409 | <u>20,73</u> | 26,60 | 511,20 |
| Vorfeld | B3708 | 9,3 | 6,7 | 290 | 1472 | 274,50 | 26,35 | 432,90 |
| Vorfeld | B3718 | 12,2 | 4,7 | 436 | 2142 | 0,00 | 34,76 | 1002,00 |
| Vorfeld | B4252 | 10,2 | 6,8 | 308 | 1689 | <u>273,17</u> | 31,53 | 643,10 |
| RR Ost | B3679 | 10,3 | 6,2 | 196 | 1317 | 129,20 | 41,54 | 232,00 |
| RR Ost | B3677 | 13,7 | 2,8 | 620 | 1350 | 0,00 | 20,88 | 594,20 |
| RR Ost | B3671 | 15,8 | 4,2 | 384 | 2215 | 0,00 | 26,74 | 1527,00 |
| RR Ost | B3670 | 13 | 6 | 261 | 1158 | <u>20,73</u> | 27,00 | 395,50 |
| RR Ost | B3666 | 10,9 | 6,5 | 279 | 1412 | 115,90 | 37,88 | 503,60 |
| RR Ost | B3656 | 11,4 | 6,2 | 292 | 1853 | 157,99 | 58,88 | 695,70 |
| RR Ost | B3654 | 12,8 | 6,5 | 318 | 1697 | 179,95 | 50,05 | 615,40 |
| RR Ost | B3651 | 13,4 | 6,7 | 281 | 1636 | 4,88 | 83,34 | 580,30 |
| RR Ost | B3336 | 10,7 | 7 | 264 | 903 | 116,51 | 23,00 | 212,90 |
| RR Ost | B3334 | 10,1 | 6,8 | 279 | 1877 | 143,96 | 40,74 | 701,05 |
| RR Ost | B3332 | 11 | 6,6 | 334 | 1712 | 100,65 | 59,02 | 619,70 |
| RR Ost | B3331 | 11,8 | 6,6 | 399 | 1924 | 107,97 | 63,69 | 736,50 |
| RR Ost | B3329 | 10,2 | 5,6 | 436 | 2207 | 0,00 | 70,18 | 826,00 |
| RR Ost | B3889 | 12 | 6,9 | 307 | 891 | 126,88 | 28,12 | 212,80 |
| RR Ost | B3888 | 10,3 | 5,6 | 355 | 1557 | 0,00 | 45,00 | 610,40 |
| RR Ost | B3324 | 10,8 | 6,4 | 331 | 1747 | 86,62 | 55,62 | 628,80 |
| RR Ost | B3322 | 11,3 | 5 | 419 | 1345 | 99,30 | 60,84 | 697,90 |
| RR Ost | B3319 | 11,3 | 6,8 | 344 | 650 | 139,08 | 17,84 | 116,80 |
| RR Ost | B3315 | 10,9 | 5,8 | 371 | 544 | 84,45 | 8,81 | 152,90 |
| RR Ost | B3313 | 12 | 7 | 270 | 473 | 146,40 | 4,16 | 70,91 |
| RR Ost | B3311 | 13,6 | 3 | 688 | 2313 | 0,00 | 29,10 | 1054,10 |
| RR Ost | B3310 | 11,4 | 6,8 | 281 | 571 | 95,77 | 9,22 | 87,53 |
| RR Ost | B3885 | 10,9 | 3,3 | 645 | 1633 | 0,00 | 11,24 | 667,90 |
| RR Ost | B3305 | 12,7 | 6,8 | 217 | 532 | 134,20 | 7,44 | 79,83 |
| RR Ost | B3304 | 11,7 | 6,8 | 296 | 822 | 133,33 | 17,58 | 208,80 |
| RR Ost | B3302 | 9,6 | 7 | 193 | 1483 | 101,26 | 43,10 | 490,60 |
| RR Süd | B3295 | 11,4 | 6,8 | 302 | 982 | 147,01 | 30,52 | 242,50 |
| RR Süd | B3291 | 11,8 | 6,7 | 285 | 1485 | 92,11 | 50,22 | 465,30 |
| RR Süd | B2889 | 10,9 | 6,5 | 252 | 1839 | <u>0,00</u> | 47,76 | 727,30 |
| RR Süd | B2888 | 11,3 | 6,7 | 260 | 1482 | 165,31 | 37,41 | 445,70 |
| RR Süd | B2882 | 11 | 6,9 | 264 | 1129 | 203,74 | 29,88 | 265,50 |
| RR Süd | B2792 | 10,6 | 6,7 | 321 | 1866 | 136,03 | 41,25 | 711,70 |
| RR Süd | B2896 | 10,5 | 6,4 | 243 | 1502 | 84,18 | 47,31 | 503,20 |
| RR Süd | B2895 | 12,1 | 5 | 375 | 1826 | 0,00 | 27,53 | 890,20 |
| RR Süd | B2780 | 10,6 | 5,6 | 346 | 2076 | <u>12,20</u> | 56,28 | 826,20 |
| RR Süd | B4506 | 11,4 | 5,4 | 285 | 2315 | <u>116,46</u> | 67,52 | 911,00 |

*Unterstrichene HCO₃⁻-Gehalte wurde aus der Ionenbilanz errechnet

U.B.: unter Bestimmungsgrenze

Leeres Feld: Keine Bestimmung

Physikalisch-chemische Analysenergebnisse Anhang B: Tabelle 01
 Analysenergebnisse Tabelle 01b

| Lokalität | Probena me | T (°C) | pH | Eh (mV) | Lf (μ S/cm) | HCO ₃ * mg/l | Cl (mg/l) | SO ₄ (mg/l) |
|---------------------------------|---------------|--------|-----|------------|---------------------|----------------------------|-----------|---------------------------|
| Kippendamm | B4574 | 12,1 | 6,5 | 174 | 3043 | 157,07 | 40,16 | 1418,00 |
| Kippendamm | B4576 | 12,8 | 6,1 | 248 | 2747 | 62,22 | 51,51 | 1365,00 |
| Kahnsdorf | P262/2 | 12,7 | 6,4 | 143 | 1404 | <u>56,71</u> | 84,88 | 578,00 |
| Werksgelände Espla | PVC 15/1 | 11,8 | 7,1 | 186 | 1459 | <u>168,29</u> | 55,73 | 535,40 |
| RR Süd | P388/1 | 10,8 | 6,1 | 182 | 2130 | <u>35,20</u> | 59,84 | 1143,00 |
| RR Süd | P388/5 | 11,7 | 6,5 | 149 | 1410 | <u>9,76</u> | 56,08 | 580,40 |
| Kippe | P4262/2 | 12,7 | 6,6 | 159 | 1433 | <u>380,49</u> | 8,55 | 648,50 |
| Kippendamm | P3197/K | 11,7 | 5,3 | 233 | 3060 | 0,00 | 24,30 | 1899,00 |
| Kahnsdorf | P3938/1 | 10,7 | 6,2 | 159 | 3310 | <u>36,59</u> | 54,98 | 1981,00 |
| Kippe | P4715/K | 11,5 | 5,8 | 199 | 3620 | 0,00 | 15,93 | 2130,00 |
| Kahnsdorf(Holzplatz) | P3940/1 | 9,3 | 8,8 | 170 | 474 | <u>44,51</u> | 87,00 | 26,46 |
| Whyra (5m vor Einleitung) | OW1 | 8 | 7,1 | 221 | 1353 | 120,20 | 54,43 | 280,60 |
| Whyra (10m nach Einleitung) | OW2 | 8,3 | 6,8 | 193 | 1676 | 161,65 | 45,11 | 519,70 |
| Einleitung (Whyra) | OW3 | 8,7 | 6,6 | 260 | 1702 | 101,66 | 44,17 | 648,90 |
| Pleiße (5m vor Einleitung) | OP1 | 9 | 7,5 | 247 | 1544 | 52,01 | 40,82 | 542,70 |
| Pleiße (20m nach Einleitung) | OP2 | 8,7 | 7,5 | 240 | 1558 | <u>61,59</u> | 72,59 | 343,80 |
| Einleitung (Pleiße) | OP3 | 9,8 | 7,4 | 213 | 1556 | <u>111,59</u> | 55,58 | 417,40 |
| RR Ost(zw. B3329/38) | OK1 | 11,9 | 6,8 | 196 | 1473 | 86,32 | 73,18 | 450,30 |
| RR Süd (zw.B2780/2503) | OK2 | 11,9 | 7 | 203 | 1362 | 79,01 | 43,71 | 483,90 |
| NO-Riegel (zw.B1567/1565) | OK3 | 9,6 | 6,6 | 244 | 2116 | 10,55 | 32,83 | 969,40 |
| Hauptwasserhaltung | OWH1 | 9,8 | 5 | 405 | 2599 | 0,00 | 38,20 | 1188,80 |
| Haldebeckenzulauf | OZ1 | 8,9 | 3,5 | 621 | 2553 | 0,00 | 32,94 | 1042,00 |
| Liegendwasserhalt. 1 | OL1/1 | 9,9 | 4,4 | 643 | 2328 | 0,00 | 30,67 | 974,40 |
| Restloch Kahnsdorf | HA01 | 12,3 | 2,9 | 500 | 4080 | 0,00 | 20,68 | 2118,00 |
| Restloch Kahnsdorf | HA03 | 13,3 | 2,6 | 422 | 2820 | 0,00 | 4,55 | 1061,00 |
| Restloch Kahnsdorf | HA04 | 12,8 | 3,9 | 292 | 4220 | 0,00 | 29,02 | 2300,00 |
| Restloch Kahnsdorf | HA05 | 9,8 | 2,9 | 467 | 4440 | 0,00 | 22,97 | 2093,00 |
| Restloch Kahnsdorf | HA07 | 12,7 | 1,5 | 456 | 11960 | 0,00 | 4,70 | 9435,00 |
| Restloch Kahnsdorf | HA08 | 8,8 | 2,3 | 423 | 6760 | 0,00 | 41,00 | 3432,00 |
| Restloch Kahnsdorf | HA09 | 9,5 | 2,3 | 421 | 6300 | 0,00 | 35,90 | 3025,00 |
| Restloch Kahnsdorf | HA10 | 9,8 | 3 | 360 | 7400 | 0,00 | 121,00 | 3797,00 |
| See Kahnsdorf | RK1 | 11 | 2,7 | | 3250 | 0,00 | 34,83 | 1724,00 |
| See Kahnsdorf | RK3 | 11 | 2,7 | | 3250 | 0,00 | 36,62 | 1685,00 |
| See Kahnsdorf | RK5 | 10,7 | 2,8 | | 3260 | 0,00 | 33,70 | 1763,00 |
| See Kahnsdorf | RK7 | 10,6 | 2,7 | | 3240 | 0,00 | 36,38 | 1727,00 |
| See Kahnsdorf | RK8 | 10,5 | 2,7 | | 3230 | 0,00 | 35,73 | 1771,00 |

*Unterstrichene HCO₃⁻ -Gehalte wurde aus der Ionenbilanz errechnet

U.B.: unter Bestimmungsgrenze

Leeres Feld: Keine Bestimmung

| Lokalität | Probenname | PO ₄ (mg/l) | NO ₃ (mg/l) | NO ₂ (mg/l) | NH ₄ (mg/l) | Na (mg/l) | K (mg/l) |
|-----------|------------|---------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|-----------|----------|
| NO-Riegel | B1562 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 24,06 | 2,63 |
| NO-Riegel | B1565 | | | | | 12,43 | 2,90 |
| NO-Riegel | B3016 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 10,86 | 3,25 |
| NO-Riegel | B3017 | | | | | 9,17 | 2,72 |
| Vorfeld | B3130 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 10,00 | 1,60 |
| Vorfeld | B3131 | | | | | 1,00 | 0,75 |
| Vorfeld | B3720 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 1,25 | 2,82 |
| Vorfeld | B3719 | | | | | 9,73 | 2,93 |
| Vorfeld | B3709 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 10,85 | 2,76 |
| Vorfeld | B3708 | | | | | 8,44 | 2,20 |
| Vorfeld | B3718 | u.B. | 2,15 | u.B. | u.B. | 23,33 | 4,75 |
| Vorfeld | B4252 | | | | | 14,80 | 3,42 |
| RR Ost | B3679 | u.B. | 14,64 | u.B. | u.B. | 20,65 | 3,52 |
| RR Ost | B3677 | | | | | 13,18 | 1,12 |
| RR Ost | B3671 | | | | | 10,70 | 2,15 |
| RR Ost | B3670 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 8,46 | 2,56 |
| RR Ost | B3666 | | | | | 10,03 | 2,70 |
| RR Ost | B3656 | | | | | 18,55 | 3,70 |
| RR Ost | B3654 | | | | | 14,27 | 1,69 |
| RR Ost | B3651 | | | | | 17,82 | 2,39 |
| RR Ost | B3336 | | | | | 11,52 | 1,05 |
| RR Ost | B3334 | | | | | 29,84 | 5,21 |
| RR Ost | B3332 | | | | | 35,19 | 3,32 |
| RR Ost | B3331 | u.B. | 5,31 | u.B. | u.B. | 22,23 | 3,18 |
| RR Ost | B3329 | | | | | 49,27 | 6,81 |
| RR Ost | B3889 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 16,10 | 317,00 |
| RR Ost | B3888 | | | | | 12,56 | 150,60 |
| RR Ost | B3324 | u.B. | 18,03 | u.B. | u.B. | 30,62 | 140,80 |
| RR Ost | B3322 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 5,31 | 277,10 |
| RR Ost | B3319 | u.B. | 3,12 | u.B. | u.B. | 8,65 | 208,90 |
| RR Ost | B3315 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 6,08 | 211,50 |
| RR Ost | B3313 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 5,60 | 296,00 |
| RR Ost | B3311 | | | | | 5,30 | 396,20 |
| RR Ost | B3310 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 4,40 | 343,00 |
| RR Ost | B3885 | | | | | 13,42 | 3,53 |
| RR Ost | B3305 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 7,06 | 4,05 |
| RR Ost | B3304 | | | | | 8,26 | 4,35 |
| RR Ost | B3302 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 22,00 | 2,30 |
| RR Süd | B3295 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 9,93 | 4,16 |
| RR Süd | B3291 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 11,48 | 4,33 |
| RR Süd | B2889 | | | | | 17,00 | 2,80 |
| RR Süd | B2888 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 7,82 | 15,12 |
| RR Süd | B2882 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 10,50 | 2,30 |
| RR Süd | B2792 | u.B. | 4,88 | u.B. | u.B. | 25,85 | 6,45 |
| RR Süd | B2896 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 25,70 | 7,30 |
| RR Süd | B2895 | | | | | 11,11 | 2,71 |
| RR Süd | B2780 | | | | | 27,17 | 8,76 |
| RR Süd | B4506 | | | | | 41,50 | 6,65 |

u.B.: unter Bestimmungsgrenze

Leeres Feld: keine Bestimmung

Physikalisch-chemische Analysenergebnisse – Anhang B: Tabelle 01 -Analysenergebnisse Tabelle 01d

| Lokalität | Probena me | PO ₄ (mg/l) | NO ₃ (mg/l) | NO ₂ (mg/l) | NH ₄ (mg/l) | Na (mg/l) | K (mg/l) |
|---------------------------------|---------------|---------------------------|---------------------------|------------------------|------------------------|-----------|----------|
| Kippendamm | B4574 | | | | | 36,09 | 4,74 |
| Kippendamm | B4576 | | | | | 60,49 | 11,56 |
| Kahnsdorf | P262/2 | 0,14 | 0,10 | 3,00 | 1,38 | 14,02 | 5,13 |
| Werksgelände Espla | PVC 15/1 | 0,27 | 1,00 | u.B. | 1,60 | 17,51 | 0,11 |
| RR Süd | P388/1 | 0,04 | u.B. | u.B. | 3,65 | 16,30 | 8,40 |
| RR Süd | P388/5 | 0,24 | u.B. | u.B. | 1,84 | 16,74 | 4,77 |
| Kippe | P4262/2 | | 1,80 | 11,00 | u.B. | 6,50 | 4,18 |
| Kippendamm | P3197/K | 0,20 | 1,26 | u.B. | 25,00 | 29,38 | 12,39 |
| Kahnsdorf | P3938/1 | 0,03 | 0,10 | 1,00 | 9,00 | 18,67 | 49,66 |
| Kippe | P4715/K | | 1,00 | 10,00 | u.B. | 25,15 | 15,92 |
| Kahnsdorf(Holzplatz) | P3940/1 | 0,19 | 0,20 | 1,00 | 2,63 | 24,42 | 3,40 |
| Whyra (5m vor Einleitung) | OW1 | u.B. | 18,70 | u.B. | u.B. | 18,74 | 10,61 |
| Whyra (10m nach Einleitung) | OW2 | u.B. | 11,34 | u.B. | u.B. | 27,80 | 6,90 |
| Einleitung (Whyra) | OW3 | u.B. | 4,89 | u.B. | u.B. | 25,79 | 4,60 |
| Pleiße (5m vor Einleitung) | OP1 | u.B. | 4,02 | u.B. | u.B. | 39,80 | 10,30 |
| Pleiße (20m nach Einleitung) | OP2 | u.B. | 23,20 | u.B. | u.B. | 41,40 | 12,40 |
| Einleitung (Pleiße) | OP3 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 16,10 | 2,70 |
| RR Ost(zw. B3329/38) | OK1 | u.B. | 25,80 | u.B. | u.B. | 28,01 | 13,47 |
| RR Süd (zw.B2780/2503) | OK2 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 22,30 | 2,80 |
| NO-Riegel (zw.B1567/1565) | OK3 | | | | | 20,00 | 3,80 |
| Hauptwasserhaltung | OWH1 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 16,74 | 3,90 |
| Haldebeckenzulauf | OZ1 | | | | | 19,70 | 4,80 |
| Liegendwasserhaltung 1 | OL1/1 | | | | | 20,60 | 4,40 |
| Restloch Kahnsdorf | HA01 | | | | | 25,84 | 7,45 |
| Restloch Kahnsdorf | HA03 | | | | | 5,20 | 2,20 |
| Restloch Kahnsdorf | HA04 | | | | | 34,50 | 16,50 |
| Restloch Kahnsdorf | HA05 | | | | | 29,20 | 9,20 |
| Restloch Kahnsdorf | HA07 | | | | | 35,70 | 29,60 |
| Restloch Kahnsdorf | HA08 | | | | | 23,70 | 5,10 |
| Restloch Kahnsdorf | HA09 | | | | | 21,00 | 4,70 |
| Restloch Kahnsdorf | HA10 | | | | | 29,90 | 11,50 |
| See Kahnsdorf | RK1 | | | | | 27,60 | 5,80 |
| See Kahnsdorf | RK3 | | | | | 25,80 | 5,70 |
| See Kahnsdorf | RK5 | | | | | 26,50 | 5,70 |
| See Kahnsdorf | RK7 | | | | | 20,03 | 6,44 |
| See Kahnsdorf | RK8 | | | | | 26,80 | 5,90 |

U.B.: unter Bestimmungsgrenze

Leeres Feld: Keine Bestimmung

| Lokalität | Probenname | Ca (mg/l) | Mg (mg/l) | Fe (mg/l) | Al (mg/l) | Mn (mg/l) | Co (mg/l) |
|-----------|------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| NO-Riegel | B1562 | 267,00 | 18,14 | 7,40 | 2,10 | 0,20 | u.B. |
| NO-Riegel | B1565 | 222,80 | 18,10 | 5,60 | u.B. | 0,13 | u.B. |
| NO-Riegel | B3016 | 184,70 | 17,64 | 31,20 | 2,20 | u.B. | u.B. |
| NO-Riegel | B3017 | 224,50 | 28,33 | 42,90 | u.B. | 0,71 | u.B. |
| Vorfeld | B3130 | 77,00 | 6,70 | 2,30 | 1,10 | 0,10 | u.B. |
| Vorfeld | B3131 | 217,00 | 24,63 | 7,40 | u.B. | 0,31 | u.B. |
| Vorfeld | B3720 | 211,10 | 18,84 | 15,40 | u.B. | 0,27 | u.B. |
| Vorfeld | B3719 | 122,90 | 11,42 | 2,70 | u.B. | 0,13 | u.B. |
| Vorfeld | B3709 | 171,40 | 17,28 | 26,20 | 2,30 | 0,30 | u.B. |
| Vorfeld | B3708 | 200,90 | 19,71 | 14,70 | u.B. | 0,24 | u.B. |
| Vorfeld | B3718 | 288,80 | 26,95 | 76,90 | 28,60 | 0,68 | u.B. |
| Vorfeld | B4252 | 236,00 | 24,05 | 71,80 | 15,10 | 0,20 | u.B. |
| RR Ost | B3679 | 169,90 | 12,78 | 1,60 | u.B. | u.B. | u.B. |
| RR Ost | B3677 | 98,59 | 6,37 | 62,80 | 26,70 | 0,22 | u.B. |
| RR Ost | B3671 | 157,40 | 12,99 | 330,00 | 116,50 | 0,83 | 0,25 |
| RR Ost | B3670 | 130,20 | 9,29 | 31,70 | 4,40 | 0,21 | u.B. |
| RR Ost | B3666 | 178,80 | 13,60 | 26,70 | 4,30 | 0,16 | u.B. |
| RR Ost | B3656 | 276,40 | 18,04 | 11,40 | 1,30 | 0,11 | u.B. |
| RR Ost | B3654 | 237,80 | 12,25 | 3,00 | u.B. | u.B. | u.B. |
| RR Ost | B3651 | 220,70 | 20,04 | 16,20 | 4,50 | 0,17 | u.B. |
| RR Ost | B3336 | 98,96 | 10,41 | 1,90 | u.B. | u.B. | u.B. |
| RR Ost | B3334 | 261,10 | 21,16 | 2,90 | u.B. | u.B. | u.B. |
| RR Ost | B3332 | 221,80 | 17,77 | 2,80 | u.B. | u.B. | u.B. |
| RR Ost | B3331 | 250,30 | 32,96 | 0,10 | u.B. | u.B. | u.B. |
| RR Ost | B3329 | 238,30 | 51,54 | 0,10 | u.B. | u.B. | u.B. |
| RR Ost | B3889 | 76,50 | 8,10 | u.B. | 1,20 | u.B. | u.B. |
| RR Ost | B3888 | 138,10 | 14,04 | 0,10 | 1,70 | 0,55 | u.B. |
| RR Ost | B3324 | 189,90 | 34,28 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. |
| RR Ost | B3322 | 154,50 | 25,11 | u.B. | 5,90 | 2,30 | 0,28 |
| RR Ost | B3319 | 69,59 | 9,69 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. |
| RR Ost | B3315 | 49,83 | 6,62 | 0,10 | 1,20 | 0,11 | u.B. |
| RR Ost | B3313 | 21,00 | 4,90 | u.B. | 0,50 | u.B. | u.B. |
| RR Ost | B3311 | 180,90 | 23,69 | 57,60 | 29,40 | 0,87 | 0,27 |
| RR Ost | B3310 | 25,00 | 4,20 | u.B. | 0,60 | 0,10 | u.B. |
| RR Ost | B3885 | 133,60 | 15,68 | 74,60 | 15,30 | 0,66 | u.B. |
| RR Ost | B3305 | 63,72 | 9,01 | 1,70 | u.B. | 0,15 | u.B. |
| RR Ost | B3304 | 101,00 | 14,51 | 1,10 | u.B. | 0,18 | u.B. |
| RR Ost | B3302 | 156,50 | 14,30 | 17,60 | 4,20 | 0,20 | u.B. |
| RR Süd | B3295 | 115,40 | 17,84 | 1,50 | u.B. | 0,19 | u.B. |
| RR Süd | B3291 | 200,80 | 29,45 | 4,10 | u.B. | 0,35 | u.B. |
| RR Süd | B2889 | 256,00 | 21,10 | 18,10 | 3,10 | 0,20 | u.B. |
| RR Süd | B2888 | 191,00 | 26,15 | 2,70 | u.B. | 0,30 | u.B. |
| RR Süd | B2882 | 108,50 | 17,10 | 2,00 | 1,40 | 0,20 | u.B. |
| RR Süd | B2792 | 271,10 | 19,72 | 2,50 | u.B. | u.B. | u.B. |
| RR Süd | B2896 | 153,00 | 17,40 | 7,20 | 1,60 | 0,40 | u.B. |
| RR Süd | B2895 | 246,90 | 22,43 | 48,80 | 8,80 | 0,55 | u.B. |
| RR Süd | B2780 | 254,30 | 42,87 | 45,30 | u.B. | 2,40 | u.B. |
| RR Süd | B4506 | 268,60 | 66,98 | 43,00 | 1,40 | 5,00 | u.B. |

u.B.: unter Bestimmungsgrenze

Leeres Feld: keine Bestimmung

Physikalisch-chemische Analysenergebnisse – Anhang B: Tabelle 01
 Analysenergebnisse Tabelle 01f

| Lokalität | Probena me | Ca (mg/l) | Mg (mg/l) | Fe (mg/l) | Al (mg/l) | Mn (mg/l) | Co (mg/l) |
|------------------------------|---------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| Kippendamm | B4574 | 446,40 | 76,01 | 110,80 | u.B. | 1,85 | u.B. |
| Kippendamm | B4576 | 398,40 | 92,65 | 54,60 | 1,10 | 1,59 | u.B. |
| Kahnsdorf | P262/2 | 232,70 | 31,37 | 11,00 | u.B. | 0,27 | u.B. |
| Werksgelände Espla | PVC 15/1 | 271,10 | 13,30 | 0,30 | u.B. | u.B. | u.B. |
| RR Süd | P388/1 | 419,90 | 33,38 | 16,00 | u.B. | u.B. | u.B. |
| RR Süd | P388/5 | 206,80 | 28,41 | 3,90 | 0,50 | 0,41 | u.B. |
| Kippe | P4262/2 | 295,30 | 32,21 | 34,70 | 10,80 | 0,70 | u.B. |
| Kippendamm | P3197/K | 392,20 | 154,70 | 179,70 | 0,70 | 4,60 | u.B. |
| Kahnsdorf | P3938/1 | 613,50 | 101,30 | 44,80 | 1,90 | 0,49 | u.B. |
| Kippe | P4715/K | 511,20 | 144,90 | 103,00 | 5,70 | 3,50 | u.B. |
| Kahnsdorf(Holzplatz) | P3940/1 | 10,07 | 14,97 | 22,70 | u.B. | 0,26 | u.B. |
| Whyra (5m vor Einleitung) | OW1 | 118,20 | 24,71 | 1,10 | u.B. | 0,18 | u.B. |
| Whyra (10m nach Einleitung) | OW2 | 157,00 | 23,40 | 9,70 | 2,70 | 0,70 | u.B. |
| Einleitung (Whyra) | OW3 | 222,50 | 25,26 | 14,40 | 0,90 | 0,88 | u.B. |
| Pleiße (5m vor Einleitung) | OP1 | 146,30 | 26,00 | 5,00 | u.B. | 0,39 | u.B. |
| Pleiße (20m nach Einleitung) | OP2 | 113,00 | 29,70 | 5,30 | 1,60 | 0,40 | u.B. |
| Einleitung (Pleiße) | OP3 | 186,50 | 20,10 | 3,40 | 2,00 | 0,30 | u.B. |
| RR Ost(zw. B3329/38) | OK1 | 148,80 | 32,91 | 23,80 | 4,70 | 0,10 | u.B. |
| RR Süd (zw.B2780/2503) | OK2 | 158,00 | 16,00 | 15,40 | 3,90 | 0,30 | u.B. |
| NO-Riegel (zw.B1567/1565) | OK3 | 277,00 | 42,10 | 16,60 | 3,30 | 1,00 | u.B. |
| Hauptwasserhaltung | OWH1 | 347,70 | 57,11 | 31,20 | 3,80 | 1,59 | u.B. |
| Haldebeckenzulauf | OZ1 | 295,00 | 45,10 | 26,40 | 10,80 | 1,70 | u.B. |
| Liegendwasserhaltung 1 | OL1/1 | 269,50 | 39,70 | 25,40 | 9,00 | 1,50 | u.B. |
| Restloch Kahnsdorf | HA01 | 515,80 | 152,00 | 232,00 | 9,10 | 2,20 | u.B. |
| Restloch Kahnsdorf | HA03 | 148,50 | 18,40 | 154,00 | 62,10 | 2,39 | u.B. |
| Restloch Kahnsdorf | HA04 | 440,00 | 144,80 | 244,00 | 11,60 | 4,88 | u.B. |
| Restloch Kahnsdorf | HA05 | 533,00 | 109,60 | 44,00 | 6,00 | 5,35 | u.B. |
| Restloch Kahnsdorf | HA07 | 541,50 | 203,80 | 1402,0 | 44,00 | 9,46 | u.B. |
| Restloch Kahnsdorf | HA08 | 428,00 | 121,60 | 617,00 | 151,60 | 8,58 | u.B. |
| Restloch Kahnsdorf | HA09 | 493,50 | 118,00 | 552,00 | 152,10 | 8,76 | u.B. |
| Restloch Kahnsdorf | HA10 | 468,70 | 122,90 | 459,00 | 135,10 | 6,67 | u.B. |
| See Kahnsdorf | RK1 | 417,00 | 77,40 | 43,70 | 41,00 | 3,45 | u.B. |
| See Kahnsdorf | RK3 | 436,50 | 69,00 | 45,10 | 42,00 | 3,44 | u.B. |
| See Kahnsdorf | RK5 | 414,50 | 80,60 | 43,10 | 42,00 | 3,46 | u.B. |
| See Kahnsdorf | RK7 | 426,40 | 74,46 | 43,20 | 40,60 | 3,43 | 0,12 |
| See Kahnsdorf | RK8 | 431,20 | 70,90 | 44,10 | 40,90 | 3,44 | u.B. |

u.B.: unter Bestimmungsgrenze
 Leeres Feld: keine Bestimmung

| Lokalität | Probenname | Cr (mg/l) | Cu (mg/l) | Ni (mg/l) | Cd (mg/l) | Zn (mg/l) | As (mg/l) |
|-----------|------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| NO-Riegel | B1562 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. |
| NO-Riegel | B1565 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. |
| NO-Riegel | B3016 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 0,05 | u.B. |
| NO-Riegel | B3017 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. |
| Vorfeld | B3130 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. |
| Vorfeld | B3131 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. |
| Vorfeld | B3720 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 0,03 | u.B. |
| Vorfeld | B3719 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. |
| Vorfeld | B3709 | u.B. | u.B. | 0,20 | u.B. | 0,08 | 0,02 |
| Vorfeld | B3708 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 0,04 | 0,02 |
| Vorfeld | B3718 | 0,05 | u.B. | 0,10 | u.B. | 0,36 | u.B. |
| Vorfeld | B4252 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 0,05 | u.B. |
| RR Ost | B3679 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 0,03 | u.B. |
| RR Ost | B3677 | 0,06 | u.B. | 0,10 | u.B. | 0,46 | u.B. |
| RR Ost | B3671 | 0,15 | u.B. | 0,30 | u.B. | 0,95 | 0,03 |
| RR Ost | B3670 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 0,11 | u.B. |
| RR Ost | B3666 | u.B. | u.B. | 0,05 | u.B. | 0,51 | u.B. |
| RR Ost | B3656 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 0,02 | u.B. |
| RR Ost | B3654 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. |
| RR Ost | B3651 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 0,08 | u.B. |
| RR Ost | B3336 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. |
| RR Ost | B3334 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. |
| RR Ost | B3332 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. |
| RR Ost | B3331 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 0,03 | u.B. |
| RR Ost | B3329 | u.B. | u.B. | 0,10 | u.B. | 0,13 | u.B. |
| RR Ost | B3889 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 0,08 | u.B. |
| RR Ost | B3888 | u.B. | u.B. | 0,05 | u.B. | 0,24 | u.B. |
| RR Ost | B3324 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 0,10 | u.B. |
| RR Ost | B3322 | u.B. | u.B. | 0,30 | 0,01 | 0,85 | u.B. |
| RR Ost | B3319 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. |
| RR Ost | B3315 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 0,03 | u.B. |
| RR Ost | B3313 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. |
| RR Ost | B3311 | 0,05 | u.B. | 0,30 | 0,01 | 0,69 | u.B. |
| RR Ost | B3310 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. |
| RR Ost | B3885 | u.B. | u.B. | 0,10 | u.B. | 0,06 | u.B. |
| RR Ost | B3305 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. |
| RR Ost | B3304 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. |
| RR Ost | B3302 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 0,10 | u.B. |
| RR Süd | B3295 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. |
| RR Süd | B3291 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. |
| RR Süd | B2889 | u.B. | u.B. | 0,23 | u.B. | 0,10 | u.B. |
| RR Süd | B2888 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 0,50 | u.B. |
| RR Süd | B2882 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. |
| RR Süd | B2792 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 0,20 | u.B. |
| RR Süd | B2896 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. |
| RR Süd | B2895 | u.B. | u.B. | 0,05 | u.B. | 0,10 | u.B. |
| RR Süd | B2780 | u.B. | u.B. | 0,05 | u.B. | 0,24 | u.B. |
| RR Süd | B4506 | u.B. | u.B. | 0,10 | u.B. | 0,19 | u.B. |

u.B.: unter Bestimmungsgrenze

| Lokalität | Probenname | Cr (mg/l) | Cu (mg/l) | Ni (mg/l) | Cd (mg/l) | Zn (mg/l) | As (mg/l) |
|------------------------------|------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| Kippendamm | B4574 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 0,01 | u.B. |
| Kippendamm | B4576 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 0,09 | u.B. |
| Kahnsdorf | P262/2 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 0,02 | u.B. |
| Werksgelände Espla | PVC 15/1 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 6,20 | u.B. |
| RR Süd | P388/1 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 0,07 | u.B. |
| RR Süd | P388/5 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 0,02 | u.B. |
| Kippe | P4262/2 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 0,06 | u.B. |
| Kippendamm | P3197/K | 0,01 | u.B. | 0,01 | u.B. | 0,47 | u.B. |
| Kahnsdorf | P3938/1 | 0,05 | u.B. | 0,05 | u.B. | 0,06 | u.B. |
| Kippe | P4715/K | 0,20 | u.B. | 0,20 | u.B. | 2,60 | u.B. |
| Kahnsdorf(Holzplatz) | P3940/1 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 0,03 | u.B. |
| Whyra (5m vor Einleitung) | OW1 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 0,02 | u.B. |
| Whyra (10m nach Einleitung) | OW2 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 0,07 | u.B. |
| Einleitung (Whyra) | OW3 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 0,08 | u.B. |
| Pleiße (5m vor Einleitung) | OP1 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 0,02 | u.B. |
| Pleiße (20m nach Einleitung) | OP2 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. |
| Einleitung (Pleiße) | OP3 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. |
| RR Ost(zw. B3329/38) | OK1 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 0,08 | u.B. |
| RR Süd (zw.B2780/2503) | OK2 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 0,09 | u.B. |
| NO-Riegel (zw.B1567/1565) | OK3 | u.B. | u.B. | u.B. | u.B. | 0,08 | u.B. |
| Hauptwasserhaltung | OWH1 | 0,10 | u.B. | 0,10 | u.B. | 0,22 | u.B. |
| Haldebeckenzulauf | OZ1 | 0,15 | u.B. | 0,15 | 0,01 | 0,34 | u.B. |
| Liegendwasserhalt. 1 | OL1/1 | 0,14 | u.B. | 0,14 | u.B. | 0,31 | u.B. |
| Restloch Kahnsdorf | HA01 | 0,28 | u.B. | 0,28 | u.B. | 0,77 | u.B. |
| Restloch Kahnsdorf | HA03 | 0,26 | 0,06 | 0,26 | u.B. | 0,65 | u.B. |
| Restloch Kahnsdorf | HA04 | 0,22 | u.B. | 0,22 | u.B. | 0,86 | u.B. |
| Restloch Kahnsdorf | HA05 | 0,07 | u.B. | 0,07 | u.B. | 0,13 | 0,15 |
| Restloch Kahnsdorf | HA07 | 0,76 | 0,30 | 0,76 | u.B. | 2,38 | u.B. |
| Restloch Kahnsdorf | HA08 | 0,69 | 0,13 | 0,69 | u.B. | 2,30 | u.B. |
| Restloch Kahnsdorf | HA09 | 0,74 | 0,17 | 0,74 | u.B. | 2,22 | u.B. |
| Restloch Kahnsdorf | HA10 | 0,70 | 0,14 | 0,70 | u.B. | 2,12 | u.B. |
| See Kahnsdorf | RK1 | 0,45 | 0,29 | 0,45 | u.B. | 0,92 | u.B. |
| See Kahnsdorf | RK3 | 0,78 | 0,86 | 0,78 | u.B. | 1,07 | u.B. |
| See Kahnsdorf | RK5 | 0,76 | 0,52 | 0,76 | u.B. | 1,03 | u.B. |
| See Kahnsdorf | RK7 | 0,60 | 0,20 | 0,60 | 0,01 | 0,77 | u.B. |
| See Kahnsdorf | RK8 | 0,57 | 0,21 | 0,57 | u.B. | 0,87 | u.B. |

u.B.: unter Bestimmungsgrenze

Physikalische-chemische Analysenergebnisse - Anhang B

Anionen und Summe der Anionen in der Ionenbilanz verwendet – Tabelle 2a

| Lokalität | Probena me | HCO ₃ (meq/l) | Cl (meq/l) | SO ₄ (meq/l) | PO ₄ meq/l | NO ₃ meq/l | NO ₂ meq/l | Summe Anionen (meq/l) |
|-----------|---------------|-----------------------------|---------------|----------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|-----------------------------|
| NO-Riegel | B1562 | 8,58 | 83,24 | 5,58 | | | | 16,51 |
| NO-Riegel | B1565 | 5,55 | 47,25 | 7,19 | | | | 14,08 |
| NO-Riegel | B3016 | 4,80 | 46,29 | 6,96 | | | | 13,06 |
| NO-Riegel | B3017 | 1,52 | 26,02 | 13,30 | | | | 15,56 |
| Vorfeld | B3130 | 2,00 | 14,22 | 2,68 | | | | 5,08 |
| Vorfeld | B3131 | 3,25 | 16,07 | 11,81 | | | | 15,52 |
| Vorfeld | B3720 | 0,89 | 20,19 | 11,31 | | | | 12,77 |
| Vorfeld | B3719 | 2,32 | 11,50 | 5,03 | | | | 7,67 |
| Vorfeld | B3709 | 0,34 | 26,60 | 10,63 | | | | 11,72 |
| Vorfeld | B3708 | 3,50 | 26,35 | 9,00 | | | | 14,25 |
| Vorfeld | B3718 | 0,00 | 34,76 | 20,84 | | 0,03 | | 21,86 |
| Vorfeld | B4252 | 4,48 | 31,53 | 13,38 | | | | 18,75 |
| RR Ost | B3679 | 2,12 | 41,54 | 4,83 | | 0,24 | | 8,35 |
| RR Ost | B3677 | 0,00 | 20,88 | 12,36 | | | | 12,95 |
| RR Ost | B3671 | 0,00 | 26,74 | 31,76 | | | | 32,52 |
| RR Ost | B3670 | 0,34 | 27,00 | 8,23 | | | | 9,33 |
| RR Ost | B3666 | 1,90 | 37,88 | 10,47 | | | | 13,44 |
| RR Ost | B3656 | 2,59 | 58,88 | 14,47 | | | | 18,72 |
| RR Ost | B3654 | 2,95 | 50,05 | 12,80 | | | | 17,16 |
| RR Ost | B3651 | 0,08 | 83,34 | 12,07 | | | | 14,50 |
| RR Ost | B3336 | 1,91 | 23,00 | 4,43 | | | | 6,99 |
| RR Ost | B3334 | 2,36 | 40,74 | 14,58 | | | | 18,09 |
| RR Ost | B3332 | 1,65 | 59,02 | 12,89 | | | | 16,20 |
| RR Ost | B3331 | 1,77 | 63,69 | 15,32 | | 0,09 | | 18,97 |
| RR Ost | B3329 | 0,00 | 70,18 | 17,18 | | | | 19,16 |
| RR Ost | B3889 | 2,08 | 28,12 | 4,43 | | | | 7,30 |
| RR Ost | B3888 | 0,00 | 45,00 | 12,70 | | | | 13,97 |
| RR Ost | B3324 | 1,42 | 55,62 | 13,08 | | 0,29 | | 16,36 |
| RR Ost | B3322 | 1,63 | 60,84 | 14,52 | | | | 17,86 |
| RR Ost | B3319 | 2,28 | 17,84 | 2,43 | | 0,05 | | 5,26 |
| RR Ost | B3315 | 1,38 | 8,81 | 3,18 | | | | 4,81 |
| RR Ost | B3313 | 2,40 | 4,16 | 1,47 | | | | 3,99 |
| RR Ost | B3311 | 0,00 | 29,10 | 21,93 | | | | 22,75 |
| RR Ost | B3310 | 1,57 | 9,22 | 1,82 | | | | 3,65 |
| RR Ost | B3885 | 0,00 | 11,24 | 13,89 | | | | 14,21 |
| RR Ost | B3305 | 2,20 | 7,44 | 1,66 | | | | 4,07 |
| RR Ost | B3304 | 2,19 | 17,58 | 4,34 | | | | 7,03 |
| RR Ost | B3302 | 1,66 | 43,10 | 10,20 | | | | 13,08 |
| RR Süd | B3295 | 2,41 | 30,52 | 5,04 | | | | 8,32 |
| RR Süd | B3291 | 1,51 | 50,22 | 9,68 | | | | 12,61 |
| RR Süd | B2889 | 0,00 | 47,76 | 15,13 | | | | 16,47 |
| RR Süd | B2888 | 2,71 | 37,41 | 9,27 | | | | 13,04 |
| RR Süd | B2882 | 3,34 | 29,88 | 5,52 | | | | 9,71 |
| RR Süd | B2792 | 2,23 | 41,25 | 14,80 | | 0,08 | | 18,22 |
| RR Süd | B2896 | 1,38 | 47,31 | 10,47 | | | | 13,18 |
| RR Süd | B2895 | 0,00 | 27,53 | 18,52 | | | | 19,29 |
| RR Süd | B2780 | 0,20 | 56,28 | 17,18 | | | | 18,97 |
| RR Süd | B4506 | 1,91 | 67,52 | 18,95 | | | | 22,76 |

Leeres Feld: keine Bestimmung

*Unterstrichene HCO₃⁻-Gehalte wurden aus der Ionenbilanz errechnet

Physikalische-chemische Analysenergebnisse – Anhang B

Anionen und Summe der Anionen in der Ionenbilanz verwendet – Tabelle 2b

| Probenname | HCO ₃ (meq/l) | Cl (meq/l) | SO ₄ (meq/l) | PO ₄ (meq/l) | NO ₃ (meq/l) | NO ₂ (meq/l) | Summe Anionen (meq/l) |
|------------|-----------------------------|---------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|-----------------------------|
| B4576 | 1,02 | 51,51 | 28,39 | | | | 30,86 |
| P262/2 | 0,93 | 84,88 | 12,02 | 0,00 | | 0,07 | 15,41 |
| PVC 15/1 | 2,76 | 55,73 | 11,14 | 0,01 | 0,02 | | 15,49 |
| P388/1 | 0,58 | 59,84 | 23,77 | 0,00 | | | 26,04 |
| P388/5 | 0,16 | 56,08 | 12,07 | 0,00 | | | 13,82 |
| P4262/2 | 6,24 | 8,55 | 13,49 | | 0,03 | 0,24 | 20,24 |
| P3197/K | 0,00 | 24,30 | 39,50 | 0,00 | 0,02 | | 40,21 |
| P3938/1 | 0,60 | 54,98 | 41,20 | 0,00 | 0,00 | 0,02 | 43,38 |
| P4715/K | 0,00 | 15,93 | 44,30 | | 0,02 | 0,22 | 44,99 |
| P3940/1 | 0,73 | 87,00 | 0,55 | 0,00 | 0,00 | 0,02 | 3,76 |
| OW1 | 1,97 | 54,43 | 5,84 | | 0,30 | | 9,64 |
| OW2 | 2,65 | 45,11 | 10,81 | | 0,18 | | 14,92 |
| OW3 | 1,67 | 44,17 | 13,50 | | 0,08 | | 16,49 |
| OP1 | 0,85 | 40,82 | 11,29 | | 0,06 | | 13,36 |
| OP2 | 1,01 | 72,59 | 7,15 | | 0,37 | | 10,58 |
| OP3 | 1,83 | 55,58 | 8,68 | | | | 12,08 |
| OK1 | 1,42 | 73,18 | 9,37 | | 0,42 | | 13,26 |
| OK2 | 1,30 | 43,71 | 10,07 | | | | 12,59 |
| OK3 | 0,17 | 32,83 | 20,16 | | | | 21,26 |
| OWH1 | 0,00 | 38,20 | 24,73 | | | | 25,80 |
| OZ1 | 0,00 | 32,94 | 21,67 | | | | 22,60 |
| OL1/1 | 0,00 | 30,67 | 20,27 | | | | 21,13 |
| HA01 | 0,00 | 20,68 | 44,05 | | | | 44,64 |
| HA03 | 0,00 | 4,55 | 22,07 | | | | 22,20 |
| HA04 | 0,00 | 29,02 | 47,84 | | | | 48,66 |
| HA05 | 0,00 | 22,97 | 43,53 | | | | 44,18 |
| HA07 | 0,00 | 4,70 | 196,25 | | | | 196,38 |
| HA08 | 0,00 | 41,00 | 71,39 | | | | 72,54 |
| HA09 | 0,00 | 35,90 | 62,92 | | | | 63,93 |
| HA10 | 0,00 | 121,00 | 78,98 | | | | 82,39 |
| RK1 | 0,00 | 34,83 | 35,86 | | | | 36,84 |
| RK3 | 0,00 | 36,62 | 35,05 | | | | 36,08 |
| RK5 | 0,00 | 33,70 | 36,67 | | | | 37,62 |
| RK7 | 0,00 | 36,38 | 35,92 | | | | 36,95 |
| RK8 | 0,00 | 35,73 | 36,84 | | | | 37,84 |

Leeres Feld: keine Bestimmung

Physikalische-chemische Analysenergebnisse – Anhang B

Kationen und Summe der Kationen in der Ionenbilanz verwendet – Tabelle 3a

| Lokalität | Probe name | NH ₄ (meq/l) | Na (meq/l) | K (meq/l) | Ca (meq/l) | Mg (meq/l) | Fe (meq/l) | Al (meq/l) | Mn (meq/l) | H (meq/l) | Summe Kationen (meq/l) |
|------------|------------|----------------------------|---------------|--------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|--------------|------------------------------|
| NO-Riegel | B1562 | | 1,05 | 0,07 | 13,32 | 1,49 | 0,26 | 0,23 | 0,01 | 0,00 | 16,43 |
| NO-Riegel | B1565 | | 0,54 | 0,07 | 11,12 | 1,49 | 0,20 | | 0,00 | 0,00 | 13,43 |
| NO-Riegel | B3016 | | 0,47 | 0,08 | 9,22 | 1,45 | 1,12 | 0,18 | | 0,00 | 12,52 |
| NO-Riegel | B3017 | | 0,40 | 0,07 | 11,20 | 2,33 | 1,54 | | 0,03 | 0,00 | 15,56 |
| Vorfeld | B3130 | | 0,44 | 0,04 | 3,84 | 0,55 | 0,08 | 0,12 | 0,00 | 0,00 | 5,08 |
| Vorfeld | B3131 | | 0,04 | 0,02 | 10,83 | 2,02 | 0,26 | | 0,01 | 0,00 | 13,19 |
| Vorfeld | B3720 | | 0,05 | 0,07 | 10,53 | 1,55 | 0,55 | | 0,01 | 0,00 | 12,77 |
| Vorfeld | B3719 | | 0,42 | 0,08 | 6,13 | 0,94 | 0,10 | | 0,00 | 0,00 | 7,67 |
| Vorfeld | B3709 | | 0,47 | 0,07 | 8,55 | 1,42 | 0,94 | 0,26 | 0,01 | 0,00 | 11,72 |
| Vorfeld | B3708 | | 0,37 | 0,06 | 10,02 | 1,62 | 0,53 | | 0,01 | 0,00 | 12,60 |
| Vorfeld | B3718 | | 1,01 | 0,12 | 14,41 | 2,22 | 2,75 | 3,18 | 0,02 | 0,02 | 23,74 |
| Vorfeld | B4252 | | 0,64 | 0,09 | 11,78 | 1,98 | 2,57 | 1,68 | 0,01 | 0,00 | 18,74 |
| RR Ost | B3679 | | 0,90 | 0,09 | 8,48 | 1,05 | 0,06 | | | 0,00 | 10,57 |
| RR Ost | B3677 | | 0,57 | 0,03 | 4,92 | 0,52 | 2,25 | 2,97 | 0,01 | 1,58 | 12,86 |
| RR Ost | B3671 | | 0,47 | 0,06 | 7,85 | 1,07 | 11,81 | 12,95 | 0,03 | 0,06 | 34,30 |
| RR Ost | B3670 | | 0,37 | 0,07 | 6,50 | 0,76 | 1,13 | 0,49 | 0,01 | 0,00 | 9,33 |
| RR Ost | B3666 | | 0,44 | 0,07 | 8,92 | 1,12 | 0,96 | 0,48 | 0,01 | 0,00 | 11,99 |
| RR Ost | B3656 | | 0,81 | 0,09 | 13,79 | 1,48 | 0,41 | 0,14 | 0,00 | 0,00 | 16,73 |
| RR Ost | B3654 | | 0,62 | 0,04 | 11,87 | 1,01 | 0,11 | | | 0,00 | 13,64 |
| RR Ost | B3651 | | 0,78 | 0,06 | 11,01 | 1,65 | 0,58 | 0,50 | 0,01 | 0,00 | 14,58 |
| RR Ost | B3336 | | 0,50 | 0,03 | 4,94 | 0,86 | 0,07 | | | 0,00 | 6,39 |
| RR Ost | B3334 | | 1,30 | 0,13 | 13,03 | 1,74 | 0,10 | | | 0,00 | 16,30 |
| RR Ost | B3332 | | 1,53 | 0,08 | 11,07 | 1,46 | 0,10 | | | 0,00 | 14,24 |
| RR Ost | B3331 | | 0,97 | 0,08 | 12,49 | 2,71 | 0,00 | | | 0,00 | 16,25 |
| RR Ost | B3329 | | 2,14 | 0,17 | 11,89 | 4,24 | 0,00 | | | 0,00 | 18,45 |
| RR Ost | B3889 | | 0,70 | 8,12 | 3,82 | 0,67 | | 0,13 | | 0,00 | 13,43 |
| RR Ost | B3888 | | 0,55 | 3,86 | 6,89 | 1,15 | 0,00 | 0,19 | 0,02 | 0,00 | 12,66 |
| RR Ost | B3324 | | 1,33 | 3,60 | 9,48 | 2,82 | | | | 0,00 | 17,23 |
| RR Ost | B3322 | | 0,23 | 7,09 | 7,71 | 2,06 | | 0,66 | 0,08 | 0,01 | 17,85 |
| RR Ost | B3319 | | 0,38 | 5,35 | 3,47 | 0,80 | | | | 0,00 | 9,99 |
| RR Ost | B3315 | | 0,26 | 5,41 | 2,49 | 0,54 | 0,00 | 0,13 | 0,00 | 0,00 | 8,85 |
| RR Ost | B3313 | | 0,24 | 7,58 | 1,05 | 0,40 | | 0,06 | | 0,00 | 9,33 |
| RR Ost | B3311 | | 0,23 | 10,14 | 9,03 | 1,95 | 2,06 | 3,27 | 0,03 | 1,00 | 27,71 |
| RR Ost | B3310 | | 0,19 | 8,78 | 1,25 | 0,35 | | 0,07 | 0,00 | 0,00 | 10,64 |
| RR Ost | B3885 | | 0,58 | 0,09 | 6,67 | 1,29 | 2,67 | 1,70 | 0,02 | 0,50 | 13,53 |
| RR Ost | B3305 | | 0,31 | 0,10 | 3,18 | 0,74 | 0,06 | | 0,01 | 0,00 | 4,40 |
| RR Ost | B3304 | | 0,36 | 0,11 | 5,04 | 1,19 | 0,04 | | 0,01 | 0,00 | 6,75 |
| RR Ost | B3302 | | 0,96 | 0,06 | 7,81 | 1,18 | 0,63 | 0,47 | 0,01 | 0,00 | 11,11 |
| RR Süd | B3295 | | 0,43 | 0,11 | 5,76 | 1,47 | 0,05 | | 0,01 | 0,00 | 7,82 |
| RR Süd | B3291 | | 0,50 | 0,11 | 10,02 | 2,42 | 0,15 | | 0,01 | 0,00 | 13,21 |
| RR Süd | B2889 | | 0,74 | 0,07 | 12,77 | 1,73 | 0,65 | 0,34 | 0,01 | 0,00 | 16,32 |
| RR Süd | B2888 | | 0,34 | 0,39 | 9,53 | 2,15 | 0,10 | | 0,01 | 0,00 | 12,52 |
| RR Süd | B2882 | | 0,46 | 0,06 | 5,41 | 1,41 | 0,07 | 0,16 | 0,01 | 0,00 | 7,57 |
| RR Süd | B2792 | | 1,12 | 0,17 | 13,53 | 1,62 | 0,09 | | | 0,00 | 16,53 |
| RR Süd | B2896 | | 1,12 | 0,19 | 7,63 | 1,43 | 0,26 | 0,18 | 0,01 | 0,00 | 10,82 |
| RR Süd | B2895 | | 0,48 | 0,07 | 12,32 | 1,84 | 1,75 | 0,98 | 0,02 | 0,01 | 17,47 |
| RR Süd | B2780 | | 1,18 | 0,22 | 12,69 | 3,52 | 1,62 | | 0,09 | 0,00 | 19,33 |
| RR Süd | B4506 | | 1,81 | 0,17 | 13,40 | 5,51 | 1,54 | 0,16 | 0,18 | 0,00 | 22,77 |
| Kippendamm | B4574 | | 1,57 | 0,12 | 22,28 | 6,25 | 3,97 | | 0,07 | 0,00 | 34,25 |
| Kippendamm | B4576 | | 2,63 | 0,30 | 19,88 | 7,62 | 1,95 | 0,12 | 0,06 | 0,00 | 32,56 |

Leeres Feld: keine Bestimmung

Physikalische-chemische Analysenergebnisse – Anhang B

Kationen und Summe der Kationen in der Ionenbilanz verwendet – Tabelle 3b

| Lokalität | Probena me | NH ₄ (meq/l) | Na (meq /l) | K (meq /l) | Ca (meq /l) | Mg (meq /l) | Fe (meq /l) | Al (meq /l) | Mn (meq /l) | H (meq /l) | Summe Kationen (meq/l) |
|---------------------------------|---------------|--------------------------------|-------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|------------------|------------------------------|
| Kahnsdorf | P262/2 | 0,08 | 0,61 | 0,13 | 11,61 | 2,58 | 0,39 | | 0,01 | 0,00 | 15,41 |
| Werksgelände Espla | PVC 15/1 | 0,09 | 0,76 | 0,00 | 13,53 | 1,09 | 0,01 | | | 0,00 | 15,49 |
| RR Süd | P388/1 | 0,20 | 0,71 | 0,22 | 20,95 | 2,74 | 0,57 | | | 0,00 | 25,40 |
| RR Süd | P388/5 | 0,10 | 0,73 | 0,12 | 10,32 | 2,34 | 0,14 | 0,06 | 0,01 | 0,00 | 13,82 |
| Kippe | P4262/2 | | 0,28 | 0,11 | 14,74 | 2,65 | 1,24 | 1,20 | 0,03 | 0,00 | 20,24 |
| Kippendamm | P3197/K | 1,39 | 1,28 | 0,32 | 19,57 | 12,72 | 6,43 | 0,08 | 0,17 | 0,01 | 41,95 |
| Kahnsdorf | P3938/1 | 0,50 | 0,81 | 1,27 | 30,61 | 8,33 | 1,60 | 0,21 | 0,02 | 0,00 | 43,36 |
| Kippe | P4715/K | | 1,09 | 0,41 | 25,51 | 11,91 | 3,69 | 0,63 | 0,13 | 0,00 | 43,37 |
| Kahnsdorf(Holzpl) | P3940/1 | 0,15 | 1,06 | 0,09 | 0,50 | 1,23 | 0,81 | | 0,01 | 0,00 | 3,85 |
| Whyra (5m vor Einleitung) | OW1 | | 0,82 | 0,27 | 5,90 | 2,03 | 0,04 | | 0,01 | 0,00 | 9,06 |
| Whyra (10m nach Einleitung) | OW2 | | 1,21 | 0,18 | 7,83 | 1,92 | 0,35 | 0,30 | 0,03 | 0,00 | 11,82 |
| Einleitung (Whyra) | OW3 | | 1,12 | 0,12 | 11,10 | 2,08 | 0,52 | 0,10 | 0,03 | 0,00 | 15,07 |
| Pleiße (5m vor Einleitung) | OP1 | | 1,73 | 0,26 | 7,30 | 2,14 | 0,18 | | 0,01 | 0,00 | 11,63 |
| Pleiße (20m nach Einleitung) | OP2 | | 1,80 | 0,32 | 5,64 | 2,44 | 0,19 | 0,18 | 0,01 | 0,00 | 10,58 |
| Einleitung (Pleiße) | OP3 | | 0,70 | 0,07 | 9,31 | 1,65 | 0,12 | 0,22 | 0,01 | 0,00 | 12,08 |
| RR Ost(zw. B3329/38) | OK1 | | 1,22 | 0,34 | 7,43 | 2,71 | 0,85 | 0,52 | 0,00 | 0,00 | 13,07 |
| RR Süd (zw.B2780/2503) | OK2 | | 0,97 | 0,07 | 7,88 | 1,32 | 0,55 | 0,43 | 0,01 | 0,00 | 11,24 |
| NO-Riegel (zw.B1567/1565) | OK3 | | 0,87 | 0,10 | 13,82 | 3,46 | 0,59 | 0,37 | 0,04 | 0,00 | 19,25 |
| Hauptwasserhalt ung | OWH1 | | 0,73 | 0,10 | 17,35 | 4,69 | 1,12 | 0,42 | 0,06 | 0,01 | 24,48 |
| Haldebeckenzula uf | OZ1 | | 0,86 | 0,12 | 14,72 | 3,71 | 0,95 | 1,20 | 0,06 | 0,32 | 21,93 |
| Liegendwasserh altung 1 | OL1/1 | | 0,90 | 0,11 | 13,45 | 3,26 | 0,91 | 1,00 | 0,05 | 0,04 | 19,72 |
| Restloch Kahnsdorf | HA01 | | 1,12 | 0,19 | 25,74 | 12,49 | 8,31 | 1,01 | 0,08 | 1,26 | 50,20 |
| Restloch Kahnsdorf | HA03 | | 0,23 | 0,06 | 7,41 | 1,51 | 5,51 | 6,91 | 0,09 | 2,51 | 24,22 |
| Restloch Kahnsdorf | HA04 | | 1,50 | 0,42 | 21,96 | 11,90 | 8,74 | 1,29 | 0,18 | 0,13 | 46,11 |
| Restloch Kahnsdorf | HA05 | | 1,27 | 0,24 | 26,60 | 9,01 | 1,58 | 0,67 | 0,19 | 1,26 | 40,81 |
| Restloch Kahnsdorf | HA07 | | 1,55 | 0,76 | 27,02 | 16,75 | 50,19 | 4,89 | 0,34 | 31,62 | 133,14 |
| Restloch Kahnsdorf | HA08 | | 1,03 | 0,13 | 21,36 | 10,00 | 22,09 | 16,86 | 0,31 | 5,01 | 76,78 |
| Restloch Kahnsdorf | HA09 | | 0,91 | 0,12 | 24,63 | 9,70 | 19,76 | 16,91 | 0,32 | 5,01 | 77,36 |
| Restloch Kahnsdorf | HA10 | | 1,30 | 0,29 | 23,39 | 10,10 | 16,43 | 15,02 | 0,24 | 1,00 | 67,78 |
| See Kahnsdorf | RK1 | | 1,20 | 0,15 | 20,81 | 6,36 | 1,56 | 4,56 | 0,13 | 2,00 | 36,76 |
| See Kahnsdorf | RK3 | | 1,12 | 0,15 | 21,78 | 5,67 | 1,61 | 4,67 | 0,13 | 2,00 | 37,13 |
| See Kahnsdorf | RK5 | | 1,15 | 0,15 | 20,68 | 6,63 | 1,54 | 4,67 | 0,13 | 1,58 | 36,53 |
| See Kahnsdorf | RK7 | | 0,87 | 0,16 | 21,28 | 6,12 | 1,55 | 4,51 | 0,12 | 2,00 | 36,62 |
| See Kahnsdorf | RK8 | | 1,17 | 0,15 | 21,52 | 5,83 | 1,58 | 4,55 | 0,13 | 2,00 | 36,91 |

Leeres Feld: keine Bestimmung

Summe- der Kationen, -Anionen und Fehler – Anhang B - Tabelle 4a

| Lokalität | Probenname | Summe Anionen (meq/l) | Summe Kationen (meq/l) | Fehler*(%) |
|------------|------------|-----------------------|------------------------|-------------|
| NO-Riegel | B1562 | 16,51 | 16,43 | 0 |
| NO-Riegel | B1565 | 14,08 | 13,43 | -0,02 |
| NO-Riegel | B3016 | 13,06 | 12,52 | -0,02 |
| NO-Riegel | B3017 | 15,56 | 15,56 | <u>0,00</u> |
| Vorfeld | B3130 | 5,08 | 5,08 | <u>0,00</u> |
| Vorfeld | B3131 | 15,52 | 13,19 | -0,08 |
| Vorfeld | B3720 | 12,77 | 12,77 | <u>0,00</u> |
| Vorfeld | B3719 | 7,67 | 7,67 | <u>0,00</u> |
| Vorfeld | B3709 | 11,72 | 11,72 | <u>0,00</u> |
| Vorfeld | B3708 | 14,25 | 12,60 | -0,06 |
| Vorfeld | B3718 | 21,86 | 23,74 | 0,04 |
| Vorfeld | B4252 | 18,75 | 18,74 | <u>0,00</u> |
| RR Ost | B3679 | 8,35 | 10,57 | 0,12 |
| RR Ost | B3677 | 12,95 | 12,86 | 0,00 |
| RR Ost | B3671 | 32,52 | 34,30 | 0,03 |
| RR Ost | B3670 | 9,33 | 9,33 | <u>0,00</u> |
| RR Ost | B3666 | 13,44 | 11,99 | -0,06 |
| RR Ost | B3656 | 18,72 | 16,73 | -0,06 |
| RR Ost | B3654 | 17,16 | 13,64 | -0,11 |
| RR Ost | B3651 | 14,50 | 14,58 | 0,00 |
| RR Ost | B3336 | 6,99 | 6,39 | -0,04 |
| RR Ost | B3334 | 18,09 | 16,30 | -0,05 |
| RR Ost | B3332 | 16,20 | 14,24 | -0,06 |
| RR Ost | B3331 | 18,97 | 16,25 | -0,08 |
| RR Ost | B3329 | 19,16 | 18,45 | -0,02 |
| RR Ost | B3889 | 7,30 | 13,43 | 0,30 |
| RR Ost | B3888 | 13,97 | 12,66 | -0,05 |
| RR Ost | B3324 | 16,36 | 17,23 | 0,03 |
| RR Ost | B3322 | 17,86 | 17,85 | <u>0,00</u> |
| RR Ost | B3319 | 5,26 | 9,99 | 0,31 |
| RR Ost | B3315 | 4,81 | 8,85 | 0,30 |
| RR Ost | B3313 | 3,99 | 9,33 | 0,40 |
| RR Ost | B3311 | 22,75 | 27,71 | 0,10 |
| RR Ost | B3310 | 3,65 | 10,64 | 0,49 |
| RR Ost | B3885 | 14,21 | 13,53 | -0,02 |
| RR Ost | B3305 | 4,07 | 4,40 | 0,04 |
| RR Ost | B3304 | 7,03 | 6,75 | -0,02 |
| RR Ost | B3302 | 13,08 | 11,11 | -0,08 |
| RR Süd | B3295 | 8,32 | 7,82 | -0,03 |
| RR Süd | B3291 | 12,61 | 13,21 | 0,02 |
| RR Süd | B2889 | 16,47 | 16,32 | 0,00 |
| RR Süd | B2888 | 13,04 | 12,52 | -0,02 |
| RR Süd | B2882 | 9,71 | 7,57 | -0,12 |
| RR Süd | B2792 | 18,22 | 16,53 | -0,05 |
| RR Süd | B2896 | 13,18 | 10,82 | -0,1 |
| RR Süd | B2895 | 19,29 | 17,47 | -0,05 |
| RR Süd | B2780 | 18,97 | 19,33 | 0,01 |
| RR Süd | B4506 | 22,76 | 22,77 | <u>0,00</u> |
| Kippendamm | B4574 | 33,50 | 34,25 | 0,01 |
| Kippendamm | B4576 | 30,86 | 32,56 | 0,03 |

**Fehler[%]=Fehler*100; kursive, unterstrichene Fehler resultieren aus der HCO₃⁻-Berechnung

Summe der Kationen, -Anionen und Fehler – Anhang B - Tabelle 4b

| Lokalität | Probenname | Summe Anionen (meq/l) | Summe Kationen (meq/l) | Fehler*(%) |
|------------------------------|------------|-----------------------|------------------------|-------------|
| Kahnsdorf | P262/2 | 15,41 | 15,41 | <u>0,00</u> |
| Werksgelände Espla | PVC 15/1 | 15,49 | 15,49 | <u>0,00</u> |
| RR Süd | P388/1 | 26,04 | 25,40 | -0,01 |
| RR Süd | P388/5 | 13,82 | 13,82 | <u>0,00</u> |
| Kippe | P4262/2 | 20,24 | 20,24 | <u>0,00</u> |
| Kippendamm | P3197/K | 40,21 | 41,95 | 0,02 |
| Kahnsdorf | P3938/1 | 43,38 | 43,36 | <u>0,00</u> |
| Kippe | P4715/K | 44,99 | 43,37 | -0,02 |
| Kahnsdorf(Holzplatz) | P3940/1 | 3,76 | 3,85 | 0,01 |
| Whyra (5m vor Einleitung) | OW1 | 9,64 | 9,06 | -0,03 |
| Whyra (10m nach Einleitung) | OW2 | 14,92 | 11,82 | -0,12 |
| Einleitung (Whyra) | OW3 | 16,49 | 15,07 | -0,05 |
| Pleiße (5m vor Einleitung) | OP1 | 13,36 | 11,63 | -0,07 |
| Pleiße (20m nach Einleitung) | OP2 | 10,58 | 10,58 | <u>0,00</u> |
| Einleitung (Pleiße) | OP3 | 12,08 | 12,08 | <u>0,00</u> |
| RR Ost(zw. B3329/38) | OK1 | 13,26 | 13,07 | -0,01 |
| RR Süd (zw.B2780/2503) | OK2 | 12,59 | 11,24 | -0,06 |
| NO-Riegel (zw.B1567/1565) | OK3 | 21,26 | 19,25 | -0,05 |
| Hauptwasserhaltung | OWH1 | 25,80 | 24,48 | -0,03 |
| Haldebeckenzulauf | OZ1 | 22,60 | 21,93 | -0,02 |
| Liegendwasserhaltung 1 | OL1/1 | 21,13 | 19,72 | -0,03 |
| Restloch Kahnsdorf | HA01 | 44,64 | 50,20 | 0,06 |
| Restloch Kahnsdorf | HA03 | 22,20 | 24,22 | 0,04 |
| Restloch Kahnsdorf | HA04 | 48,66 | 46,11 | -0,03 |
| Restloch Kahnsdorf | HA05 | 44,18 | 40,81 | -0,04 |
| Restloch Kahnsdorf | HA07 | 196,38 | 133,14 | -0,19 |
| Restloch Kahnsdorf | HA08 | 72,54 | 76,78 | 0,03 |
| Restloch Kahnsdorf | HA09 | 63,93 | 77,36 | 0,10 |
| Restloch Kahnsdorf | HA10 | 82,39 | 67,78 | -0,1 |
| See Kahnsdorf | RK1 | 36,84 | 36,76 | 0,00 |
| See Kahnsdorf | RK3 | 36,08 | 37,13 | 0,01 |
| See Kahnsdorf | RK5 | 37,62 | 36,53 | -0,01 |
| See Kahnsdorf | RK7 | 36,95 | 36,62 | 0,00 |
| See Kahnsdorf | RK8 | 37,84 | 36,91 | -0,01 |

**Fehler[%]=Fehler*100; kursive, unterstrichene Fehler resultieren aus der HCO_3^- -Berechnung

Gauß-Krüger Koordinaten der gemessene Punkte
Anhang B - Tabelle 5a

| Gelände-Position | Lokalität | Name | Hochwert | Rechtswert |
|------------------|-----------|-------|----------|------------|
| 1 | NO-Rieg. | B1562 | 5672302 | 4529690 |
| 2 | NO-Rieg. | B1565 | 5672315 | 4529930 |
| 3 | NO-Rieg. | B3016 | 5672332 | 4529952 |
| 5 | NO-Rieg. | B3017 | 5672188 | 4530295 |
| 6 | VF | B3130 | 5671584 | 4531950 |
| 7 | VF | B3131 | 5671638 | 4531934 |
| 8 | VF | B3720 | 5671579 | 4532855 |
| 9 | VF | B3719 | 5671589 | 4532915 |
| 10 | VF | B3709 | 5671615 | 4533278 |
| 11 | VF | B3708 | 5671678 | 4533229 |
| 12 | VF | B3718 | 5671768 | 4533650 |
| 13 | VF | B4252 | 5671729 | 4533646 |
| 14 | RR Ost | B3679 | 5671946 | 4533622 |
| 15 | RR Ost | B3677 | 5671884 | 4533727 |
| 20 | RR Ost | B3671 | 5671757 | 4533833 |
| 21 | RR Ost | B3670 | 5671735 | 4533847 |
| 24 | RR Ost | B3666 | 5671530 | 4533976 |
| 28 | RR Ost | B3656 | 5670982 | 4534308 |
| 30 | RR Ost | B3654 | 5670816 | 4534420 |
| 31 | RR Ost | B3651 | 5670673 | 4534534 |
| 32 | RR Ost | B3336 | 5670595 | 4534548 |
| 34 | RR Ost | B3334 | 5670504 | 4534602 |
| 36 | RR Ost | B3332 | 5670419 | 4534653 |
| 38 | RR Ost | B3331 | 5670369 | 4534680 |
| 40 | RR Ost | B3329 | 5670275 | 4534741 |
| 41 | RR Ost | B3889 | 5670207 | 4534763 |
| 43 | RR Ost | B3888 | 5670130 | 4534808 |
| 44 | RR Ost | B3324 | 5670077 | 4534857 |
| 45 | RR Ost | B3322 | 5669988 | 4534910 |
| 48 | RR Ost | B3319 | 5669859 | 4534987 |
| 49 | RR Ost | B3315 | 5669688 | 4535090 |
| 50 | RR Ost | B3313 | 5669556 | 4535168 |
| 52 | RR Ost | B3311 | 5669443 | 4535235 |
| 53 | RR Ost | B3310 | 5669391 | 4535265 |
| 55 | RR Ost | B3885 | 5669275 | 4535212 |
| 57 | RR Ost | B3305 | 5669150 | 4535168 |
| 58 | RR Ost | B3304 | 5669107 | 4535148 |
| 60 | RR Ost | B3302 | 5669020 | 4535107 |
| 61 | RR Süd | B3295 | 5668943 | 4534874 |
| 64 | RR Süd | B3291 | 5668947 | 4534600 |
| 66 | RR Süd | B2889 | 5668952 | 4534409 |
| 67 | RR Süd | B2888 | 5668936 | 4534389 |
| 72 | RR Süd | B2882 | 5668945 | 4534087 |
| 74 | RR Süd | B2792 | 5668935 | 4534005 |
| 75 | RR Süd | B2896 | 5668935 | 4533893 |
| 77 | RR Süd | B2895 | 5668970 | 4533690 |
| 78 | RR Süd | B2780 | 5669120 | 4533210 |
| 80 | RR Süd | B4506 | 5669180 | 4531170 |

Gauß-Krüger Koordinaten der gemessene Punkte
Anhang B - Tabelle 5b

| Lokalität | Name | Hochwert | Rechtswert |
|---------------------------------|---------|----------|------------|
| Kahnsdorf | P262/2 | 5670325 | 4530494 |
| Werksgelände Espla | PVC15/ | 5671285 | 4534289 |
| RR Süd | P388/1 | 5668753 | 4534686 |
| RR Süd | P388/5 | 5668753 | 4534686 |
| Kippe | P4262/2 | 5671783 | 4530649 |
| Kippendamm | P3197/K | 5671625 | 4530358 |
| Kahnsdorf | P3938/1 | 5669527 | 4530524 |
| Kippe | P4715/K | 5670539 | 4531726 |
| Kahnsdorf (Holzplatz) | P3940/1 | 5669025 | 4531007 |
| Wyhra (5m vor Einleitung) | OW1 | 5669020 | 4531430 |
| Wyhra (10m nach Einleitung) | OW2 | 5668955 | 4531385 |
| Einleitung (Wyhra) | OW3 | 5668996 | 4531410 |
| Pleiße (5m vor Einleitung) | OP1 | 5671900 | 4528708 |
| Pleiße (20m nach Einleitung) | OP2 | 5671995 | 4528645 |
| Einleitung (Pleiße) | OP3 | 5671935 | 4528695 |
| RR Ost (zw. B3329/38) | OK1 | 5670225 | 4534780 |
| RR Süd (zw. B2780/2503) | OK2 | 5669135 | 4533180 |
| NO-Riegel (zw. B1567/1565) | OK3 | 5672305 | 4529970 |
| Hauptwasserhaltung | OWH1 | 5671070 | 4531400 |
| Haldebeckenzulauf | OZ1 | 5670920 | 4531340 |
| Liegendwasserhaltung 1 | OL1/1 | 5670615 | 4532330 |
| Restloch Kahnsdorf | HA01 | 5671880 | 4530020 |
| Restloch Kahnsdorf | HA03 | 5671880 | 4529900 |
| Restloch Kahnsdorf | HA04 | 5671480 | 4529900 |
| Restloch Kahnsdorf | HA05 | 5671570 | 4529920 |
| Restloch Kahnsdorf | HA07 | 5671090 | 4529960 |
| Restloch Kahnsdorf | HA08 | 5670790 | 4530000 |
| Restloch Kahnsdorf | HA09 | 5670660 | 4529910 |
| Restloch Kahnsdorf | HA10 | 5670730 | 4530110 |
| See Kahnsdorf | RK1 | 5670840 | 4530210 |
| See Kahnsdorf | RK3 | 5670790 | 4530060 |
| See Kahnsdorf | RK5 | 5671480 | 4530070 |
| See Kahnsdorf | RK7 | 5671240 | 4530100 |
| See Kahnsdorf | RK8 | 5671370 | 4530160 |

Anhang B - Tabelle 06: Häufigkeitsverteilung der Aluminium Gehalte

| Aluminium [mg/l] | Filterbrunnen | Pegel | Oberflächenwasse r | Böschungswasse r | Restlochsee Kahnsdorf |
|---------------------|---------------|-------|-----------------------|---------------------|--------------------------|
| u.B. | 23 | 4 | 2 | 0 | 0 |
| 0,2-2 | 11 | 3 | 4 | 0 | 0 |
| 2,1-3 | 3 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| 3,1-4 | 1 | 0 | 3 | 0 | 0 |
| 4,1-5 | 4 | 0 | 1 | 0 | 5 |
| 5,1-10 | 2 | 1 | 1 | 2 | 0 |
| 10,1-50 | 5 | 1 | 1 | 2 | 0 |
| 50,1-100 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 |
| 101-155 | 1 | 0 | 0 | 3 | 0 |

Anhang B - Tabelle 07: Häufigkeitsverteilung der Kalzium Konzentration

| Kalzium [mg/l] | Filterbrunnen | Pegel | Oberflächenwasser | Böschungswasser | Restlochsee Kahnsdorf |
|-------------------|---------------|-------|-------------------|-----------------|--------------------------|
| 0-100 | 9 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| 101-150 | 7 | 0 | 4 | 1 | 0 |
| 151-200 | 10 | 0 | 3 | 0 | 0 |
| 201-300 | 22 | 4 | 4 | 0 | 0 |
| 301-400 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| 401-500 | 1 | 1 | 0 | 4 | 5 |
| 501-650 | 0 | 2 | 0 | 3 | 0 |

Anhang B - Tabelle 08: Häufigkeitsverteilung der Chlorid Konzentration

| Chlorid [mg/l] | Filterbrunnen | Pegel | Oberflächenwasser | Böschungswasser | Restlochsee Kahnsdorf |
|-------------------|---------------|-------|-------------------|-----------------|--------------------------|
| 004-30 | 21 | 3 | 1 | 5 | 0 |
| 31-40 | 7 | 0 | 3 | 1 | 5 |
| 41-50 | 11 | 0 | 4 | 1 | 0 |
| 51-60 | 5 | 4 | 2 | 0 | 0 |
| 61-80 | 4 | 1 | 2 | 0 | 0 |
| 81-135 | 2 | 1 | 0 | 1 | 0 |

Anhang B - Tabelle 09: Häufigkeitsverteilung der Eh-Werte

| Eh[mV] | Filterbrunnen | Pegel | Oberflächenwasser | Böschungswasser |
|---------|---------------|-------|-------------------|-----------------|
| 100-150 | 0 | 2 | 0 | 0 |
| 151-200 | 10 | 7 | 8 | 0 |
| 251-300 | 16 | 0 | 1 | 1 |
| 301-400 | 17 | 0 | 0 | 1 |
| 401-500 | 3 | 0 | 1 | 6 |
| 501-600 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| 601-700 | 3 | 0 | 2 | 0 |

Anhang B - Tabelle 10: Häufigkeitsverteilung der Gesamt-Eisen Konzentration

| Gesamt-Eisen [mg/l] | Filterbrunnen | Pegel | Oberflächenwasser | Böschungswasser | Restlochsee Kahnsdorf |
|---------------------|---------------|-------|-------------------|-----------------|-----------------------|
| u.B. | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 0,1-20 | 28 | 4 | 8 | 0 | 0 |
| 21-30 | 2 | 2 | 3 | 0 | 0 |
| 31-40 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| 41-50 | 4 | 1 | 0 | 1 | 5 |
| 51-100 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 101-500 | 2 | 2 | 0 | 5 | 0 |
| 501-1500 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 |

Anhang B - Tabelle 11: Häufigkeitsverteilung der Hydrogenkarbonat Konzentration

| Hydrogenkarbonat [mg/l] | Filterbrunnen | Pegel | Oberflächenwasser | Böschungswasser | Restlochsee Kahnsdorf |
|-------------------------|---------------|-------|-------------------|-----------------|-----------------------|
| 0-20 | 11 | 3 | 4 | 8 | 5 |
| 21-30 | 2 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| 31-50 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| 51-100 | 9 | 1 | 4 | 0 | 0 |
| 101-150 | 17 | 0 | 2 | 0 | 0 |
| 151-200 | 5 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| 201-400 | 5 | 1 | 0 | 0 | 0 |

Anhang

| | | | | | |
|---------|---|---|---|---|---|
| 401-550 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
|---------|---|---|---|---|---|

Anhang B – Tabelle 12: Häufigkeitsverteilung der Kalium Konzentration

| Kalium [mg/l] | Filterbrunnen | Pegel | Oberflächenwasser | Böschungswasser | Restlochsee Kahnsdorf |
|---------------|---------------|-------|-------------------|-----------------|-----------------------|
| 0,0-5 | 33 | 4 | 7 | 2 | 0 |
| 5,1-6 | 1 | 1 | 0 | 1 | 4 |
| 6,1-7 | 3 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| 7,1-10 | 2 | 1 | 0 | 2 | 0 |
| 10,1-12 | 1 | 0 | 3 | 1 | 0 |
| 12,1-15 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| 15,1-100 | 1 | 2 | 0 | 2 | 0 |
| 101-300 | 8 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 301-400 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |

Anhang B – Tabelle 13: Häufigkeitsverteilung der elektrische Leitfähigkeitswerte

| LF [μ S/cm] | Filterbrunnen | Pegel | Oberflächenwasser | Böschungswasser | Restlochsee Kahnsdorf |
|------------------|---------------|-------|-------------------|-----------------|-----------------------|
| 400-800 | 4 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| 8001-1000 | 7 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 1001-1500 | 14 | 4 | 3 | 0 | 0 |
| 1501-2000 | 20 | 1 | 5 | 0 | 0 |
| 2001-4000 | 5 | 3 | 4 | 1 | 5 |
| 4001-12100 | 0 | 0 | 0 | 7 | 0 |

Anhang B – Tabelle 14: Häufigkeitsverteilung der Magnesium Konzentration

| Magnesium [mg/l] | Filterbrunnen | Pegel | Oberflächenwasser | Böschungswasser | Restlochsee Kahnsdorf |
|------------------|---------------|-------|-------------------|-----------------|-----------------------|
| 0-10 | 9 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 10,1-15 | 9 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| 15,1-20 | 14 | 1 | 1 | 1 | 0 |
| 20,1-30 | 12 | 1 | 6 | 0 | 0 |
| 30,1-50 | 2 | 2 | 4 | 0 | 0 |
| 50,1-100 | 4 | 0 | 1 | 0 | 5 |
| 101-205 | 0 | 3 | 0 | 7 | 0 |

Anhang B - Tabelle 15: Häufigkeitsverteilung der Mangan Konzentration

| Mangan [mg/l] | Filterbrunnen | Pegel | Oberflächenwasser | Böschungswasser | Restlochsee Kahnsdorf |
|---------------|---------------|-------|-------------------|-----------------|-----------------------|
| u.B. | 13 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| 0,1-0,3 | 22 | 2 | 4 | 0 | 0 |
| 0,31-0,4 | 3 | 0 | 2 | 0 | 0 |
| 0,41-0,5 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| 0,51-1 | 7 | 1 | 3 | 0 | 0 |
| 1,1-3 | 4 | 0 | 3 | 2 | 0 |
| 3,1-5 | 1 | 2 | 0 | 1 | 5 |
| 5,1-9,5 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 |

Anhang B – Tabelle 16: Häufigkeitsverteilung der Natrium Konzentration

| Natrium [mg/l] | Filterbrunnen | Pegel | Oberflächenwasser | Böschungswasser | Restlochsee Kahnsdorf |
|----------------|---------------|-------|-------------------|-----------------|-----------------------|
| 0,0-10 | 17 | 1 | 1 | 1 | 0 |
| 10,01-20 | 18 | 5 | 0 | 0 | 0 |
| 20,01-30 | 9 | 3 | 5 | 5 | 5 |
| 30,01-40 | 4 | 0 | 2 | 2 | 0 |
| 40,01-50 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 50,01-70 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |

Anhang B – Tabelle 17: Häufigkeitsverteilung der Nickel Konzentration

| Nickel [mg/l] | Filterbrunnen | Pegel | Oberflächenwasser | Böschungswasser | Restlochsee Kahnsdorf |
|---------------|---------------|-------|-------------------|-----------------|-----------------------|
| u.B. | 36 | 6 | 9 | 0 | 0 |
| 0,01-0,05 | 4 | 3 | 0 | 0 | 0 |
| 0,051-0,06 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| 0,061-0,07 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 0,071-0,10 | 5 | 0 | 1 | 1 | 0 |
| 0,101-0,55 | 5 | 0 | 2 | 3 | 1 |
| 0,56-0,65 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| 0,66-0,8 | 0 | 0 | 0 | 3 | 2 |

Anhang B – Tabelle 18: Häufigkeitsverteilung der Nitrat Konzentration

| Nitrat [mg/l] | Filterbrunnen | Pegel | Oberflächenwasser | Böschungswasser | Restlochsee Kahnsdorf |
|------------------|---------------|-------|-------------------|-----------------|--------------------------|
| u.B. | 44 | 2 | 6 | 8 | 5 |
| 0,1-0,9 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 |
| 001-003 | 1 | 4 | 0 | 0 | 0 |
| 3,1-5 | 2 | 0 | 3 | 0 | 0 |
| 5,1-10 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 10,1-15 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| 15,1-20 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| 20,1-26 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 |

Anhang B – Tabelle 19: Häufigkeitsverteilung der pH-Wert

| pH | Filterbrunnen | Pegel | Oberflächenwasser | Böschungswasser | Restlochsee Kahnsdorf |
|---------|---------------|-------|-------------------|-----------------|--------------------------|
| 1-1,5 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 |
| 1,6-2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 2,1-2,5 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 |
| 2,6-3 | 2 | 0 | 0 | 4 | 5 |
| 3,1-3,5 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| 3,6-4 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 |
| 4,1-4,5 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| 4,6-5 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| 5,1-5,5 | 2 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| 5,6-6 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 6,1-6,5 | 11 | 4 | 0 | 0 | 0 |
| 6,6-7 | 18 | 2 | 5 | 0 | 0 |
| 7,1-7,5 | 4 | 1 | 5 | 0 | 0 |
| 7,6-8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 8,1-8,5 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 8,6-9 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |

Anhang B – Tabelle 20: Häufigkeitsverteilung der Sulfat Konzentration

| Sulfat [mg/l] | Filterbrunnen | Pegel | Oberflächenwasser | Böschungswasser | Restlochsee Kahnsdorf |
|---------------|---------------|-------|-------------------|-----------------|-----------------------|
| 1-100 | 3 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| 101-300 | 11 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| 301-400 | 3 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| 401-500 | 4 | 0 | 3 | 0 | 0 |
| 501-600 | 7 | 3 | 2 | 0 | 0 |
| 601-700 | 9 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| 701-900 | 7 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 901-1200 | 3 | 1 | 4 | 1 | 0 |
| 1201-1500 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 1501-2000 | 1 | 2 | 0 | 0 | 5 |
| 2001-9500 | 0 | 1 | 0 | 7 | 0 |

Anhang B – Tabelle 21: Häufigkeitsverteilung der Wassertemperaturen Werte

| Wassertemp. [°C] | Filterbrunnen | Pegel | Oberflächenwasser | Böschungswasser | Restlochsee Kahnsdorf |
|------------------|---------------|-------|-------------------|-----------------|-----------------------|
| 8,0-9,0 | 0 | 0 | 6 | 1 | 0 |
| 9,1-10 | 5 | 1 | 4 | 3 | 0 |
| 10,1-12 | 32 | 6 | 2 | 0 | 5 |
| 12,1-14 | 11 | 2 | 0 | 4 | 0 |
| 14,1-16 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 |

Anhang B – Tabelle 22: Häufigkeitsverteilung der Zink Konzentration

| Zink [mg/l] | Filterbrunnen | Pegel | Oberflächenwasser | Böschungswasser | Restlochsee Kahnsdorf |
|-------------|---------------|-------|-------------------|-----------------|-----------------------|
| u.B. | 19 | 0 | 5 | 0 | 0 |
| 0,01-0,03 | 6 | 3 | 2 | 0 | 0 |
| 0,031-0,05 | 4 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| 0,051-0,06 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| 0,061-1,10 | 20 | 1 | 5 | 4 | 3 |
| 1,101-1,50 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| 1,501-1,60 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 1,601-6,50 | 0 | 2 | 0 | 4 | 0 |

Anhang B – Tabelle 23: Profil 2 (östliche Böschung-OB2) mit dem Strahlungsthermometer

| Datum | Messpunktnr. | Uhrzeit | Lufttemp. [°C] | Oberfläche Bodentemp. 1m[°C] | Gauß-Krüger-Koordinaten Rechts | Gauß-Krüger-Koordinaten Hoch |
|----------|--------------|---------|----------------|------------------------------|--------------------------------|------------------------------|
| 04-07-96 | OB21 | 09:35 | 17 | 16,8 | 4530383,318 | 5671000,000 |
| 04-07-96 | OB22 | 09:50 | 17 | 16,9 | 4530333,320 | 5671000,000 |
| 04-07-96 | OB23 | 10:25 | 17 | 17,0 | 4530283,322 | 5671000,000 |
| 04-07-96 | OB24 | 10:40 | 17 | 17,3 | 4530199,992 | 5671000,000 |

Anhang B – Tabelle 24: Profil 2 (östliche Böschung-OB2) mit dem Strahlungsthermometer

| Datum | Messpunktnr. | Uhrzeit | Lufttemp. [°C] | Oberfläche Bodentemp. p. 1m[°C] | Bodentemp. p. 2 cm Tiefe [°C] | Bodentemp. p. 5 cm Tiefe [°C] | Bodentemp. p. 15 cm Tiefe [°C] | Gauß-Krüger-Koordinaten Rechts | Gauß-Krüger-Koordinaten Hoch |
|----------|--------------|---------|----------------|---------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|------------------------------|
| 27-11-96 | OB21 | 13:00 | 2,0 | 1,5 | 1,7 | 2,0 | 2,5 | 4530383,318 | 5671000,000 |
| 27-11-96 | OB22 | 13:20 | 2,2 | 1,7 | 1,9 | 2,5 | 2,9 | 4530333,320 | 5671000,000 |
| 27-11-96 | OB23 | 13:45 | 2,4 | 1,9 | 2,2 | 2,7 | 3,4 | 4530283,322 | 5671000,000 |
| 27-11-96 | OB24 | 14:10 | 2,5 | 2,5 | 2,8 | 3,4 | 3,9 | 4530199,992 | 5671000,000 |

Anhang B – Tabelle 25: Profil 2 (östliche Böschung-OB2) mit dem Strahlungsthermometer

| Datum | Messpunktnr. | Oberfläche Bodentemp. 1m[°C] | Gauß-Krüger-Koordinaten Rechts | Gauß-Krüger-Koordinaten Hoch |
|----------|--------------|------------------------------|--------------------------------|------------------------------|
| 27/11/96 | OB21 | 1,5 | 4530383,318 | 5671000,000 |
| 27/11/96 | OB22 | 1,7 | 4530333,320 | 5671000,000 |
| 27/11/96 | OB23 | 1,9 | 4530283,322 | 5671000,000 |
| 27/11/96 | OB24 | 2,5 | 4530199,992 | 5671000,000 |
| 27/11/96 | OB31 | 1,0 | 4530333,320 | 5671250,000 |
| 27/11/96 | OB32 | 1,4 | 4530266,656 | 5671250,000 |
| 27/11/96 | OB33 | 1,6 | 4530183,326 | 5671250,000 |
| 27/11/96 | OB34 | 1,8 | 4530166,660 | 5671250,000 |
| 27/11/96 | OB51 | 1,0 | 4530333,320 | 5671750,000 |
| 27/11/96 | OB52 | 1,3 | 4530283,322 | 5671750,000 |
| 27/11/96 | OB53 | 1,4 | 4530266,656 | 5671750,000 |
| 27/11/96 | OB54 | 1,5 | 4530233,324 | 5671750,000 |

Anhang B – Tabelle 26: Profil 3 (östliche Böschung-OB3) mit dem Strahlungsthermometer

| Datum | Messpunktnr. | Uhrzeit | Lufttemp [°C] | Oberfläche Bodentemp. 1m[°C] | Gauß-Krüger- Koordinaten Rechts | Gauß-Krüger- Koordinaten Hoch |
|----------|--------------|---------|------------------|------------------------------------|------------------------------------|-------------------------------------|
| 04-07-96 | OB31 | 11:30 | 18 | 18 | 4530333,320 | 5671250,000 |
| 04-07-96 | OB32 | 11:45 | 18 | 21,5 | 4530266,656 | 5671250,000 |
| 04-07-96 | OB33 | 12:00 | 18 | 22,5 | 4530183,326 | 5671250,000 |
| 04-07-96 | OB34 | 12:25 | 18 | 22,6 | 4530166,660 | 5671250,000 |

Anhang B – Tabelle 27: Profil 3 (östliche Böschung-OB3) mit dem Strahlungsthermometer

| Datum | Messpunkt nr. | Uhr zeit | Luft temp. [°C] | Oberfl. Boden temp. 1m[°C] | Boden Temp. 2 cm Tiefe [°C] | Boden temp. 5 cm Tiefe [°C] | Boden temp. 15 cm Tiefe [°C] | Gauß- Krüger- Koordinat. Rechts | Gauß- Krüger- Koordinat. Hoch |
|----------|------------------|-------------|-----------------------|-------------------------------------|---|---|--|--|--|
| 27-11-96 | OB31 | 11:00 | 1,4 | 1,0 | 1,3 | 1,6 | 1,7 | 4530333,320 | 5671250,000 |
| 27-11-96 | OB32 | 11:30 | 1,6 | 1,4 | 1,6 | 1,8 | 2,2 | 4530266,656 | 5671250,000 |
| 27-11-96 | OB33 | 11:50 | 1,8 | 1,6 | 2,1 | 2,3 | 2,8 | 4530183,326 | 5671250,000 |
| 27-11-96 | OB34 | 12:15 | 2,0 | 1,8 | 2,3 | 2,7 | 3,3 | 4530166,660 | 5671250,000 |

Anhang B – Tabelle 28: Profil 5 (östliche Böschung-OB5) mit dem Strahlungsthermometer

| Datum | Messpunktnr. | Uhrzeit | Lufttemp. [°C] | Oberfläche Bodentemp. 1m[°C] | Gauß-Krüger- Koordinaten Rechts | Gauß- Krüger- Koordinaten Hoch |
|----------|--------------|---------|-------------------|------------------------------------|---------------------------------------|---|
| 04-07-96 | OB51 | 15:30 | 20 | 22,5 | 4530333,320 | 5671750,000 |
| 04-07-96 | OB52 | 15:50 | 20 | 23 | 4530283,322 | 5671750,000 |
| 04-07-96 | OB53 | 16:10 | 20 | 23,3 | 4530266,656 | 5671750,000 |
| 04-07-96 | OB54 | 16:30 | 20 | 23,5 | 4530233,324 | 5671750,000 |

Anhang B – Tabelle 29: Profil 5 (östliche Böschung-OB5) mit dem Strahlungsthermometer

| Datum | Messpunktnr. | Uhrzeit | Lufttemp [°C] | Oberfläche Bodentemp. 1m[°C] | Gauß-Krüger- Koordinaten Rechts | Gauß-Krüger- Koordinaten Hoch |
|----------|--------------|---------|------------------|------------------------------------|---------------------------------------|-------------------------------------|
| 23-06-96 | OB51 | 15:40 | 13,0 | 13,1 | 4530333,320 | 5671750,000 |
| 23-06-96 | OB52 | 15:50 | 12,8 | 13,5 | 4530283,322 | 5671750,000 |
| 23-06-96 | OB53 | 16:00 | 12,5 | 15,5 | 4530266,656 | 5671750,000 |
| 23-06-96 | OB54 | 16:10 | 12,3 | 17,5 | 4530233,324 | 5671750,000 |

Anhang B – Tabelle 30: Profil 5 (östliche Böschung-OB5) mit dem Strahlungsthermometer

| Datum | Messpunkt-nr. | Uhrzeit | Luft-temp. [°C] | Ober-Fläche-Boden temp. 1m[°C] | Boden-temp. 2 cm Tiefe [°C] | Boden-temp. 5 cm Tiefe [°C] | Boden-temp. 15 cm Tiefe [°C] | Gauß-Krüger-Koordin. Rechts | Gauß-Krüger-Koordin. Hoch |
|----------|---------------|---------|-----------------|--------------------------------|-----------------------------|-----------------------------|------------------------------|-----------------------------|---------------------------|
| 27-11-96 | OB51 | 09:30 | 0,8 | 1,0 | 1,5 | 2,0 | 2,5 | 4530333,320 | 5671750,00 |
| 27-11-96 | OB52 | 09:50 | 0,9 | 1,3 | 1,5 | 2,2 | 2,5 | 4530283,322 | 5671750,00 |
| 27-11-96 | OB53 | 10:15 | 1 | 1,4 | 1,7 | 2,4 | 2,8 | 4530266,656 | 5671750,00 |
| 27-11-96 | OB54 | 10:35 | 1,3 | 1,5 | 1,9 | 2,6 | 3,3 | 4530233,324 | 5671750,00 |

Anhang B – Tabelle 31: Profil 1 (Haldebeckenzulauf-OZ1) mit dem Strahlungsthermometer

| Punkt Nr. | Datum | Uhrzeit | Luft-temp. [°C] | Ober-Fläche Bodentem 1m[°C] | Boden temp. 2 cm Tiefe [°C] | Boden temp. 5 cm Tiefe (°C) | Boden temp. 15 cm Tiefe (°C) | Gauß-Krüger-Koordinaten Rechts | Gauß-Krüger-Koordinaten Hoch |
|-----------|----------|---------|-----------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|------------------------------|--------------------------------|------------------------------|
| OZ11 | 26-11-96 | 09:30 | 0,80 | 0,7 | 1 | 1,5 | 1,8 | 4531466,6480 | 5670833,3000 |
| OZ12 | 26-11-96 | 09:50 | 0,9 | 0,9 | 1,2 | 1,7 | 1,9 | 4531449,9820 | 5670933,3360 |
| OZ13 | 26-11-96 | 10:15 | 1 | 1 | 1,5 | 1,3 | 1,2 | 4531449,9820 | 5670950,0020 |
| OZ14 | 26-11-96 | 10:35 | 1,2 | 1 | 1,5 | 1,7 | 2 | 4531499,9800 | 5670983,3340 |
| OZ15 | 26-11-96 | 10:45 | 1,3 | 1,3 | 1,5 | 1,5 | 2 | 4531516,646 | 5671000 |
| OZ16 | 26-11-96 | 11:00 | 1,3 | 1,3 | 1,8 | 1,9 | 2,1 | 4531566,644 | 5671000 |
| OZ17 | 26-11-96 | 11:15 | 1,4 | 1,5 | 1,7 | 2 | 2,2 | 4531599,976 | 5670983,334 |
| OZ18 | 26-11-96 | 11:30 | 1,5 | 1,7 | 2 | 2,2 | 2,8 | 4531649,974 | 5670950,002 |

Anhang B – Tabelle 32: Profil 1 (Haldebeckenzulauf-OZ1) mit dem Strahlungsthermometer

| Datum | Messpunkt-nr | Uhrzeit | Lufttemp [°C] | Oberfläche Bodentemp. 1m[°C] | Gauß-Krüger-Koordinaten Rechts | Gauß-Krüger-Koordinaten Hoch |
|----------|--------------|---------|---------------|------------------------------|--------------------------------|------------------------------|
| 31-05-96 | OZ11 | 11:45 | 25 | 30,6 | 4531466,648 | 5670833,300 |
| 31-05-96 | OZ12 | 11:50 | 25,3 | 26,3 | 4531449,982 | 5670933,336 |
| 31-05-96 | OZ13 | 11:55 | 25,5 | 55,4 | 4531449,982 | 5670950,002 |
| 31-05-96 | OZ14 | 12:00 | 25,8 | 36 | 4531499,980 | 5670983,334 |
| 31-05-96 | OZ15 | 12:05 | 30 | 54 | 4531516,646 | 5671000,000 |
| 31-05-96 | OZ16 | 12:10 | 30,2 | 36 | 4531566,644 | 5671000,000 |
| 31-05-96 | OZ17 | 12:15 | 30,3 | 50 | 4531599,976 | 5670983,334 |
| 31-05-96 | OZ18 | 12:30 | 30,5 | 35 | 4531649,974 | 5670950,002 |

Anhang B – Tabelle 33: Profil am 03-07-96– Restlochsee Kahnsdorf mit dem Strahlungsthermometer

| Datum | Messpunktnr. | Uhrzeit | Lufttemp [°C] | Oberfläche Wassertemp. 1m[°C] | Gauß-Krüger- Koordinaten Rechts | Gauß- Krüger- Koordinaten Hoch |
|----------|--------------|---------|------------------|-------------------------------------|---------------------------------------|---|
| 03-07-96 | RK1 | 11:15 | 20 | 16,7 | 4530049,998 | 5671750,000 |
| 03-07-96 | RK2 | 11:50 | 20,5 | 17,9 | 4530049,998 | 5671916,670 |
| 03-07-96 | RK3 | 12:10 | 20,8 | 17,9 | 4530016,660 | 5671500,000 |
| 03-07-96 | RK4 | 13:00 | 21 | 17,3 | 4530000,000 | 5671600,006 |
| 03-07-96 | RK5 | 13:20 | 21,2 | 16,1 | 4530016,666 | 5671200,002 |
| 03-07-96 | RK6 | 13:40 | 21,5 | 15,5 | 4530016,666 | 5671066,664 |
| 03-07-96 | RK7 | 14:00 | 21,8 | 16 | 4530033,332 | 5671000,000 |
| 03-07-96 | RK8 | 14:20 | 21,9 | 15,8 | 4530049,998 | 5670866,662 |
| 03-07-96 | RK9 | 14:30 | 22 | 17 | 4530083,330 | 5670849,996 |
| 03-07-96 | RK10 | 14:45 | 22 | 17,3 | 4530149,994 | 5670916,660 |
| 03-07-96 | RK11 | 14:55 | 22,2 | 16,5 | 4530116,662 | 5670983,334 |
| 03-07-96 | RK12 | 15:10 | 22,5 | 17 | 4530066,664 | 5671216,668 |
| 03-07-96 | RK13 | 15:25 | 22,5 | 17 | 4530083,330 | 5671483,334 |
| 03-07-96 | RK14 | 15:40 | 22,5 | 17,2 | 4530116,662 | 5671700,002 |
| 03-07-96 | RK15 | 16:00 | 22,5 | 17,5 | 4530149,994 | 5671750,000 |
| 03-07-96 | RK16 | 16:20 | 22,3 | 18 | 4530099,996 | 5671833,330 |
| 03-07-96 | RK17 | 16:40 | 22 | 18,5 | 4530149,994 | 5671900,004 |
| 03-07-96 | RK18 | 17:00 | 21,8 | 19,3 | 4530099,996 | 5671916,670 |

Anhang B – Tabelle 34: Profil am 05-07-96– Restlochsee Kahnsdorf mit dem Strahlungsthermometer

| Datum | Messpunkt nr. | Uhrzeit | Lufttemp [°C] | Oberfläche Wassertemp. 1m[°C] | Gauß-Krüger- Koordinaten Rechts | Gauß-Krüger- Koordinaten Hoch |
|----------|------------------|---------|------------------|-------------------------------------|---------------------------------------|-------------------------------------|
| 05-07-96 | RK1 | 05:00 | 12 | 17,5 | 4530049,998 | 5671750,000 |
| 05-07-96 | RK2 | 05:05 | 12 | 17 | 4530049,998 | 5671916,670 |
| 05-07-96 | RK3 | 05:12 | 12 | 17 | 4530016,660 | 5671500,000 |
| 05-07-96 | RK4 | 06:05 | 11,5 | 17 | 4530000,000 | 5671600,006 |
| 05-07-96 | RK5 | 06:20 | 11,5 | 17 | 4530016,666 | 5671200,002 |
| 05-07-96 | RK6 | 06:32 | 11,5 | 16,9 | 4530016,666 | 5671066,664 |
| 05-07-96 | RK7 | 06:45 | 11,3 | 16,6 | 4530033,332 | 5671000,000 |
| 05-07-96 | RK8 | 06:55 | 11,3 | 17 | 4530049,998 | 5670866,662 |
| 05-07-96 | RK9 | 07:05 | 11 | 16,4 | 4530083,330 | 5670849,996 |
| 05-07-96 | RK10 | 07:10 | 11 | 16,4 | 4530149,994 | 5670916,660 |
| 05-07-96 | RK11 | 07:20 | 10,8 | 16,6 | 4530116,662 | 5670983,334 |
| 05-07-96 | RK12 | 07:30 | 10,8 | 16,9 | 4530066,664 | 5671216,668 |
| 05-07-96 | RK13 | 07:45 | 10,5 | 17,1 | 4530083,330 | 5671483,334 |
| 05-07-96 | RK14 | 05:58 | 11,8 | 16,7 | 4530116,662 | 5671700,002 |
| 05-07-96 | RK15 | 05:50 | 12 | 16,8 | 4530149,994 | 5671750,000 |
| 05-07-96 | RK16 | 05:35 | 12 | 17,1 | 4530099,996 | 5671833,330 |

Anhang

| | | | | | | |
|----------|------|-------|----|------|-------------|-------------|
| 05-07-96 | RK17 | 05:20 | 12 | 17,1 | 4530149,994 | 5671900,004 |
| 05-07-96 | RK18 | 05:30 | 12 | 17 | 4530099,996 | 5671916,670 |

Anhang B – Tabelle 35: Profil am 03-10-96– Restlochsee Kahnsdorf mit dem Strahlungsthermometer

| Datum | Messpunkt nr | Uhrzeit | Lufttemp [°C] | Oberfläche Wassertem. 1m[°C] | Gauß-Krüger-Koordinaten Rechts | Gauß-Krüger-Koordinaten Hoch |
|----------|--------------|---------|---------------|------------------------------|--------------------------------|------------------------------|
| 03-10-96 | RK1 | 13:17 | 13,3 | 11,5 | 4530049,998 | 5671750,000 |
| 03-10-96 | RK2 | 13:08 | 13,1 | 11,4 | 4530049,998 | 5671916,670 |
| 03-10-96 | RK3 | 13:01 | 12,5 | 11 | 4530016,660 | 5671500,000 |
| 03-10-96 | RK4 | 10:35 | 12,6 | 11 | 4530000,000 | 5671600,006 |
| 03-10-96 | RK5 | 10:48 | 11,9 | 10,6 | 4530016,666 | 5671200,002 |
| 03-10-96 | RK6 | 10:57 | 13 | 10,5 | 4530016,666 | 5671066,664 |
| 03-10-96 | RK7 | 11:08 | 12,9 | 10,4 | 4530033,332 | 5671000,000 |
| 03-10-96 | RK8 | 11:28 | 12,5 | 10,7 | 4530049,998 | 5670866,662 |
| 03-10-96 | RK9 | 11:37 | 12,7 | 10,5 | 4530083,330 | 5670849,996 |
| 03-10-96 | RK10 | 11:46 | 13,2 | 10,9 | 4530149,994 | 5670916,660 |
| 03-10-96 | RK11 | 12:00 | 13,2 | 10,8 | 4530116,662 | 5670983,334 |
| 03-10-96 | RK12 | 12:14 | 13,3 | 10,9 | 4530066,664 | 5671216,668 |
| 03-10-96 | RK13 | 12:19 | 13,5 | 10,8 | 4530083,330 | 5671483,334 |
| 03-10-96 | RK14 | 12:26 | 12,8 | 10,7 | 4530116,662 | 5671700,002 |
| 03-10-96 | RK15 | 12:35 | 13 | 11 | 4530149,994 | 5671750,000 |
| 03-10-96 | RK16 | 12:42 | 12,9 | 10,7 | 4530099,996 | 5671833,330 |
| 03-10-96 | RK17 | 12:50 | 13,2 | 10,9 | 4530149,994 | 5671900,004 |
| 03-10-96 | RK18 | 12:55 | 13 | 11,4 | 4530099,996 | 5671916,670 |

Anhang B – Tabelle 36: Profil 1 (Vorfeld-VF1) mit dem Strahlungsthermometer

| Datum | Messpunktnr. | Uhrzeit | Lufttemp. [°C] | Oberfläche Bodentemp. 1m[°C] | Gauß-Krüger-Koordinaten Rechts | Gauß-Krüger-Koordinaten Hoch |
|----------|--------------|---------|----------------|------------------------------|--------------------------------|------------------------------|
| 22-06-96 | VF11 | 15:00 | 22 | 13,9 | 4531900,004 | 5671638,170 |
| 22-06-96 | VF12 | 15:20 | 22,1 | 14,5 | 4531866,672 | 5671638,170 |
| 22-06-96 | VF13 | 15:45 | 22,2 | 16 | 4532000,000 | 567200,000 |
| 22-06-96 | VF14 | 15:50 | 22,2 | 16,5 | 4531916,670 | 567200,000 |
| 22-06-96 | VF15 | 16:10 | 21,8 | 16 | 4532000,000 | 5672466,648 |
| 22-06-96 | VF16 | 16:20 | 21,5 | 17 | 4532083,330 | 5672416,650 |

Anhang B – Tabelle 37: Profil 1 (Vorfeld-VF1) mit dem Strahlungsthermometer

| Datum | Mess Punkt nr. | Uhrzeit | Luft Temp [°C] | Ober Fläche Boden temp. 1m[°C] | Boden temp. 2 cm Tiefe [°C] | Boden temp. 5 cm Tiefe [°C] | Boden temp. 15 cm Tiefe [°C] | Gauß-Krüger-Koordinaten Rechts | Gauß-Krüger-Koordinaten Hoch |
|----------|----------------|---------|----------------|--------------------------------|-----------------------------|-----------------------------|------------------------------|--------------------------------|------------------------------|
| 26-11-96 | VF11 | 12:30 | 1,7 | 1,9 | 1,9 | 2 | 2,1 | 4531900,004 | 5671638,170 |
| 26-11-96 | VF12 | 13:00 | 2 | 2,1 | 1,9 | 2 | 2,2 | 4531866,672 | 5671638,170 |
| 26-11-96 | VF13 | 13:30 | 2,5 | 2,3 | 2 | 2 | 2,2 | 4532000,000 | 5672000,000 |
| 26-11-96 | VF14 | 14:00 | 2,8 | 2,5 | 2,3 | 2,3 | 2,4 | 4531916,670 | 5672000,000 |
| 26-11-96 | VF15 | 14:30 | 2,5 | 2,8 | 2,9 | 3 | 2,9 | 4532000,000 | 5672466,648 |
| 26-11-96 | VF16 | 15:00 | 2,5 | 3 | 3,2 | 3,2 | 3 | 4532083,330 | 5672416,650 |

Anhang B – Tabelle 38: Profil 2 (Vorfeld-VF2) mit dem Strahlungsthermometer

| Datum | Messpunktnr. | Uhrzeit | Lufttemp [°C] | Oberfläche Bodentemp 1m[°C] | Gauß-Krüger-Koordinaten Rechts | Gauß-Krüger-Koordinaten Hoch |
|----------|--------------|---------|---------------|-----------------------------|--------------------------------|------------------------------|
| 03-10-96 | VF21 | 17:30 | 12 | 12,9 | 4530649,974 | 5672250,000 |
| 03-10-96 | VF22 | 18:00 | 11 | 12,5 | 4530799,968 | 5672500,000 |
| 03-10-96 | VF23 | 18:30 | 10 | 12 | 4531616,682 | 5672599,996 |

Anhang B – Tabelle 39: Profil 4 (Vorfeld-VF4) mit dem Strahlungsthermometer

| Datum | Messpunktnr. | Uhrzeit | Lufttemp p.[°C] | Oberfläche Bodentemp . 1m[°C] | Gauß-Krüger-Koordinaten Rechts | Gauß-Krüger-Koordinaten Hoch |
|----------|--------------|---------|-----------------|-------------------------------|--------------------------------|------------------------------|
| 23-06-96 | VF41 | 11:37 | 16 | 11 | 4532233,324 | 5672466,648 |
| 23-06-96 | VF42 | 11:43 | 17 | 10,6 | 4532233,324 | 5672583,310 |
| 23-06-96 | VF43 | 12:14 | 18 | 11,4 | 4532366,652 | 5672566,644 |
| 23-06-96 | VF44 | 12:20 | 18,5 | 9,9 | 4532366,652 | 5671649,974 |
| 23-06-96 | VF45 | 12:40 | 19 | 12,6 | 4532133,328 | 5672749,970 |
| 23-06-96 | VF46 | 12:45 | 19,5 | 11,3 | 4532085,330 | 5672749,970 |
| 23-06-96 | VF47 | 13:00 | 20 | 10,8 | 4532733,344 | 5672366,652 |
| 23-06-96 | VF48 | 13:10 | 21 | 10,7 | 4532733,344 | 5672399,984 |

Anhang B – Tabelle 40: Profil 5 (Vorfeld-VF5) mit dem Strahlungsthermometer

| Datum | Messpunktnr. | Uhrzeit | Lufttemp p.[°C] | Oberfläche Bodentemp. 1m[°C] | Gauß-Krüger-Koordinaten Rechts | Gauß-Krüger-Koordinaten Hoch |
|----------|--------------|---------|-----------------|------------------------------|--------------------------------|------------------------------|
| 03-07-96 | VF51 | 22:00 | 15 | 9,5 | 4530649,974 | 5672250,000 |
| 03-07-96 | VF52 | 22:10 | 14,9 | 10,4 | 4530666,640 | 5672250,000 |
| 03-07-96 | VF53 | 22:30 | 14 | 9 | 4530666,640 | 5672250,000 |
| 03-07-96 | VF54 | 23:00 | 13 | 11,3 | 4530766,636 | 5672500,000 |
| 03-07-96 | VF55 | 23:10 | 12,5 | 12,8 | 4530799,968 | 5672500,000 |
| 03-07-96 | VF56 | 23:40 | 12,2 | 11,3 | 4531616,682 | 5672549,998 |

| | | | | | | |
|----------|------|-------|----|----|-------------|-------------|
| 03-07-96 | VF57 | 23:55 | 12 | 10 | 4531616,682 | 5672599,996 |
|----------|------|-------|----|----|-------------|-------------|

Anhang B – Tabelle 41: Profil 2 (Witznitz-W) mit dem Strahlungsthermometer

| Datum | Messpunkt nr. | Uhrzeit | Lufttemp [°C] | Oberfläche Bodentemp. 1m[°C] | Gauß-Krüger-Koordinaten Rechts | Gauß-Krüger-Koordinaten Hoch |
|----------|---------------|---------|---------------|------------------------------|--------------------------------|------------------------------|
| 31-05-96 | W211 | 10:30 | 20 | 25,4 | 4531725,980 | 5670538,570 |
| 31-05-96 | W212 | 10:35 | 21 | 25 | 4531725,980 | 5670599,976 |
| 31-05-96 | W213 | 10:45 | 21,3 | 25 | 4531725,980 | 5670633,308 |
| 31-05-96 | W214 | 10:50 | 21,5 | 25 | 4531725,980 | 5670666,640 |
| 31-05-96 | W215 | 11:00 | 21,6 | 24 | 4531725,980 | 5670699,972 |
| 31-05-96 | W216 | 11:10 | 21,8 | 23 | 4531725,980 | 5670716,638 |
| 31-05-96 | W217 | 11:15 | 21,9 | 23,6 | 4531725,980 | 5670783,302 |
| 31-05-96 | W218 | 11:20 | 22 | 23 | 4531725,980 | 5670799,968 |
| 31-05-96 | W219 | 11:25 | 22,2 | 24,1 | 4531725,980 | 5670866,632 |
| 31-05-96 | W2110 | 11:30 | 22,3 | 19 | 4531725,980 | 5670883,298 |

Anhang B – Tabelle 42: Profil 1 (westliche Böschung-WB1) mit dem Strahlungsthermometer

| Datum | Mess Punkt nr. | Uhrzeit | Luft Temp. [°C] | Oberfläche Bodentemp. 1m [°C] | Boden temp. 2 cm Tiefe [°C] | Boden temp. 5 cm Tiefe [°C] | Boden temp. 15 cm Tiefe [°C] | Gauß-Krüger-Koordinaten Rechts | Gauß-Krüger-Koordinaten Hoch |
|----------|----------------|---------|-----------------|-------------------------------|-----------------------------|-----------------------------|------------------------------|--------------------------------|------------------------------|
| 25-11-96 | WB11 | 13:30 | 0,6 | -1 | 1 | 1,5 | 1,8 | 4529983,334 | 5671599,996 |
| 25-11-96 | WB12 | 13:50 | 0,6 | -1,5 | 0,9 | 1,2 | 1,7 | 4529966,668 | 5671483,334 |
| 25-11-96 | WB13 | 14:10 | 0,7 | -0,9 | 1,2 | 0,5 | 1,9 | 4529933,336 | 5671283,332 |
| 25-11-96 | WB14 | 14:35 | 0,7 | -1,9 | 0,4 | 0,9 | 1,6 | 4529950,002 | 5671666,660 |
| 25-11-96 | WB15 | 14:55 | 0,8 | -0,9 | 1,4 | 1,9 | 2,8 | 4529950,002 | 5671049,998 |
| 25-11-96 | WB16 | 15:15 | 0,8 | -1,9 | 0,9 | 1,3 | 1,5 | 4530000,000 | 5670950,002 |

Anhang B – Tabelle 43: Profil 1 (westliche Böschung-WB1) mit dem Strahlungsthermometer

| Datum | Messpunkt nr. | Uhrzeit | Lufttemp. [°C] | Oberfläche Bodentemp 1m[°C] | Gauß-Krüger-Koordinaten Rechts | Gauß-Krüger-Koordinaten Hoch |
|----------|---------------|---------|----------------|-----------------------------|--------------------------------|------------------------------|
| 30-05-96 | WB11 | 18:00 | 19 | 29 | 4529983,334 | 5671599,996 |
| 30-05-96 | WB12 | 18:05 | 19 | 24,8 | 4529966,668 | 5671483,334 |
| 30-05-96 | WB13 | 18:10 | 19 | 26 | 4529933,336 | 5671283,332 |
| 30-05-96 | WB14 | 18:15 | 18,8 | 23 | 4529950,002 | 5671666,660 |
| 30-05-96 | WB15 | 18:20 | 18,8 | 24,9 | 4529950,002 | 5671049,998 |
| 30-05-96 | WB16 | 18:25 | 18,5 | 22 | 4530000,000 | 5670950,002 |

Anhang B – Tabelle 44: Profil 2 (westliche Böschung-WB2) mit dem Strahlungsthermometer

| Datum | Messpunkt nr. | Uhrzeit | Lufttemp. [°C] | Oberfläche Bodentemp. 1m[°C] | Bodentemp. 2 cm Tiefe [°C] | Bodentemp. 5 cm Tiefe [°C] | Bodentemp. 15 cm Tiefe [°C] | Gauß-Krüger-Koordinaten Rechts | Gauß-Krüger-Koordinaten Hoch |
|----------|---------------|---------|----------------|------------------------------|----------------------------|----------------------------|-----------------------------|--------------------------------|------------------------------|
| 25-11-96 | WB21 | 11:00 | 0,4 | -2 | 0,6 | 0,7 | 1 | 4529933,340 | 5671566,64 |
| 25-11-96 | WB22 | 11:20 | 0,4 | -2,2 | 0,7 | 0,8 | 1,1 | 4529850,006 | 5671566,64 |
| 25-11-96 | WB23 | 11:40 | 0,5 | -2,3 | 0,8 | 0,9 | 1,2 | 4529733,300 | 5671566,64 |

Anhang B – Tabelle 45: Profil 2 (westliche Böschung-WB2) mit dem Strahlungsthermometer

| Datum | Messpunkt nr. | Uhrzeit | Lufttemp. [°C] | Oberfläche Bodentemp. 1m[°C] | Gauß-Krüger-Koordinaten Rechts | Gauß-Krüger-Koordinaten Hoch |
|----------|---------------|---------|----------------|------------------------------|--------------------------------|------------------------------|
| 30-05-96 | WB21 | 18:30 | 18,5 | 22 | 4529933,336 | 5671566,644 |
| 30-05-96 | WB22 | 18:35 | 18 | 21 | 4529850,006 | 5671566,644 |
| 30-05-96 | WB23 | 18:40 | 17,8 | 23,6 | 4529733,304 | 5671566,644 |

Anhang B – Tabelle 46: Profil 3 (westliche Böschung-WB3) mit dem Strahlungsthermometer

| Datum | Messpunkt nr. | Uhrzeit | Lufttemp. [°C] | Oberfläche Bodentemp. 1m[°C] | Bodentemp. 2 cm Tiefe [°C] | Bodentemp. 5 cm Tiefe [°C] | Bodentemp. 15 cm Tiefe [°C] | Gauß-Krüger-Koordinaten Rechts | Gauß-Krüger-Koordinaten Hoch |
|----------|---------------|---------|----------------|------------------------------|----------------------------|----------------------------|-----------------------------|--------------------------------|------------------------------|
| 25-11-96 | WB31 | 10:00 | 0,2 | -2 | 1,3 | 1,7 | 2,3 | 4529933,336 | 5671333,320 |
| 25-11-96 | WB32 | 10:15 | 0,3 | -1,8 | 1,4 | 1,9 | 2,7 | 4529866,632 | 5671333,320 |
| 25-11-96 | WB33 | 10:30 | 0,3 | -1,7 | 1,5 | 2 | 2,9 | 4529850,006 | 5671333,320 |
| 25-11-96 | WB34 | 10:45 | 0,3 | -1,3 | 1,6 | 2 | 3,2 | 4529733,304 | 5671333,320 |

Anhang B – Tabelle 47: Profil 3 (westliche Böschung-WB3) mit dem Strahlungsthermometer

| Datum | Messpunkt nr. | Uhrzeit | Lufttemp. [°C] | Oberfläche Bodentemp. 1m[°C] | Gauß-Krüger-Koordinaten Rechts | Gauß-Krüger-Koordinaten Hoch |
|----------|---------------|---------|----------------|------------------------------|--------------------------------|------------------------------|
| 30-05-96 | WB31 | 18:45 | 17,5 | 20 | 4529933,336 | 5671333,320 |
| 30-05-96 | WB32 | 18:50 | 17,3 | 21 | 4529866,632 | 5671333,320 |
| 30-05-96 | WB33 | 19:00 | 17 | 20,5 | 4529850,006 | 5671333,320 |
| 30-05-96 | WB34 | 19:05 | 17 | 24 | 4529733,304 | 5671333,320 |

Anhang B – Tabelle 48: Profil 4 (westliche Böschung-WB4) mit dem Strahlungsthermometer

| Datum | Messpunktnr | Uhrzeit | Lufttemp. [°C] | Oberfläche Bodentemp 1m[°C] | Gauß-Krüger- Koordinaten Rechts | Gauß-Krüger- Koordinaten Hoch |
|----------|-------------|---------|-------------------|-----------------------------------|---------------------------------------|-------------------------------------|
| 30-05-96 | WB41 | 19:10 | 16,8 | 23,3 | 4529933,336 | 5671166,660 |
| 30-05-96 | WB42 | 19:15 | 16,8 | 24,5 | 4529850,006 | 5671166,660 |
| 30-05-96 | WB43 | 19:20 | 16,5 | 24 | 4529733,304 | 5671166,660 |

Anhang B – Tabelle 49: Profil 5 (westliche Böschung-WB5) mit dem Strahlungsthermometer

| Datum | Messpunktnr | Uhrzeit | Lufttem p.[°C] | Oberfläche Bodentemp. 1m[°C] | Gauß-Krüger- Koordinaten Rechts | Gauß-Krüger- Koordinaten Hoch |
|----------|-------------|---------|-------------------|------------------------------------|---------------------------------------|-------------------------------------|
| 30-05-96 | WB51 | 19:35 | 16,3 | 22 | 4529933,336 | 5671000,000 |
| 30-05-96 | WB52 | 19:40 | 16 | 23,4 | 4529850,006 | 5671000,000 |
| 30-05-96 | WB53 | 19:45 | 15,5 | 22,3 | 4529933,336 | 5671000,000 |

Anhang B – Tabelle 50: Profil 6 (westliche Böschung-WB6) mit dem Strahlungsthermometer

| Datum | Messpunktnr | Uhrzeit | Lufttemp .[°C] | Oberfläche Bodentemp. 1m[°C] | Gauß-Krüger- Koordinaten Rechts | Gauß-Krüger- Koordinaten Hoch |
|----------|-------------|---------|-------------------|------------------------------------|---------------------------------------|-------------------------------------|
| 30-05-96 | WB61 | 20:00 | 15 | 22,6 | 4529933,336 | 5670833,300 |
| 30-05-96 | WB62 | 20:05 | 14,5 | 25 | 4529850,006 | 5670833,300 |
| 30-05-96 | WB63 | 20:10 | 14 | 27 | 4529833,336 | 5670833,300 |

Anhang B – Tabelle 51: Profil 7 (westliche Böschung-WB7) mit dem Strahlungsthermometer

| Datum | Messpunktnr | Uhrzeit | Lufttem. [°C] | Oberfläche Bodentemp 1m[°C] | Gauß-Krüger- Koordinaten Rechts | Gauß-Krüger- Koordinaten Hoch |
|----------|-------------|---------|------------------|-----------------------------------|---------------------------------------|-------------------------------------|
| 30-05-96 | WB71 | 20:25 | 13,5 | 20 | 4529933,336 | 5670766,636 |
| 30-05-96 | WB72 | 20:30 | 13 | 26 | 4529850,006 | 5670766,636 |
| 30-05-96 | WB73 | 20:35 | 12,5 | 20 | 4529833,336 | 5670766,636 |

Anhang B – Tabelle 52: Profil 8 (westliche Böschung-WB8) mit dem Strahlungsthermometer

| Datum | Messpunktnr | Uhrzeit | Lufttemp [°C] | Oberfläche Bodentemp. 1m[°C] | Gauß-Krüger- Koordinaten Rechts | Gauß-Krüger- Koordinaten Hoch |
|----------|-------------|---------|------------------|------------------------------------|---------------------------------------|-------------------------------------|
| 03-07-96 | WB81 | 17:00 | 21 | 24 | 4529983,334 | 5671599,996 |
| 03-07-96 | WB82 | 17:15 | 21 | 21 | 4529966,668 | 5671483,334 |
| 03-07-96 | WB83 | 17:30 | 20 | 23 | 4529933,336 | 5671283,332 |

Anhang B – Tabelle 53: Profil 8 (westliche Böschung-WB8) mit dem Strahlungsthermometer

| Datum | Messpunktnr | Uhrzeit | Lufttemp. [°C] | Oberfläche Bodentemp. 1m[°C] | Gauß-Krüger- Koordinaten Rechts | Gauß-Krüger- Koordinaten Hoch |
|----------|-------------|---------|-------------------|------------------------------------|---------------------------------------|-------------------------------------|
| 03-10-96 | WB81 | 14:00 | 13,6 | 15 | 4529983,334 | 5671599,996 |
| 03-10-96 | WB82 | 14:30 | 13,8 | 14 | 4529966,668 | 5671483,334 |
| 03-10-96 | WB83 | 14:45 | 14 | 17 | 4529933,336 | 5671283,332 |

Anhang B – Tabelle 54: Profil 8 (westliche Böschung-WB8) mit dem Strahlungsthermometer

| Datum | Messpunktnr | Uhrzeit | Lufttemp [°C] | Oberfläche Bodentemp. 1m[°C] | Gauß-Krüger- Koordinaten Rechts | Gauß-Krüger- Koordinaten Hoch |
|----------|-------------|---------|------------------|------------------------------------|---------------------------------------|-------------------------------------|
| 23-06-96 | WB81 | 14:30 | 12,5 | 17,7 | 4529983,334 | 5671599,996 |
| 23-06-96 | WB82 | 14:40 | 12,6 | 15 | 4529966,668 | 5671483,334 |
| 23-06-96 | WB83 | 14:45 | 12,8 | 17,5 | 4529933,336 | 5671283,332 |

Anhang B – Tabelle 55: Profil 9 (westliche Böschung-WB9) mit dem Strahlungsthermometer

| Datum | Messpunktnr | Uhrzeit | Lufttemp [°C] | Oberfläche Bodentemp 1m[°C] | Gauß-Krüger- Koordinaten Rechts | Gauß-Krüger- Koordinaten Hoch |
|----------|-------------|---------|------------------|-----------------------------------|---------------------------------------|-------------------------------------|
| 03-07-96 | WB91 | 17:45 | 20 | 22,3 | 4529850,006 | 5671716,668 |
| 03-07-96 | WB92 | 17:50 | 20 | 22 | 4529783,302 | 5671833,330 |
| 03-07-96 | WB93 | 18:00 | 19,8 | 23 | 4529783,302 | 5672000,000 |

Anhang B – Tabelle 56: Profil (Wasserbecken A-WBA) mit dem Strahlungsthermometer

| Datum | Messpunktnr. | Uhrzeit | Lufttemp. [°C] | Oberfläche Bodentem. 1m[°C] | Gauß-Krüger- Koordinaten Rechts | Gauß-Krüger- Koordinaten Hoch |
|----------|--------------|---------|-------------------|-----------------------------------|---------------------------------------|-------------------------------------|
| 31-05-96 | WBA1 | 13:00 | 30,6 | 26 | 4533283,322 | 5671000,000 |
| 31-05-96 | WBA2 | 13:30 | 30,7 | 23 | 4533499,980 | 5671149,994 |
| 31-05-96 | WBA3 | 13:45 | 30,8 | 27 | 4533633,308 | 5671166,660 |

Anhang B – Tabelle 57: Profil (Wasserbecken B-WBB) mit dem Strahlungsthermometer

| Datum | Messpunktnr. | Uhrzeit | Lufttemp. [°C] | Oberfläche Bodentemp. 1m[°C] | Gauß-Krüger- Koordinaten Rechts | Gauß-Krüger- Koordinaten Hoch |
|----------|--------------|---------|-------------------|------------------------------------|---------------------------------------|-------------------------------------|
| 31-05-96 | WBB1 | 14:30 | 31,3 | 25 | 4533516,650 | 5670883,298 |
| 31-05-96 | WBB2 | 14:45 | 31,4 | 22 | 4533633,310 | 5670950,002 |
| 31-05-96 | WBA3 | 14:55 | 31,5 | 24 | 4533733,300 | 5671043,332 |

Anhang B – Tabelle 58a: Analysenergebnisse der RFA

| Probe Nr. | Datum | SiO ₂ (%) | Al ₂ O ₃ (%) | Fe ₂ O ₃ (%) | MgO (%) | CaO (%) | Na ₂ O (%) | K ₂ O (%) | TiO ₂ (%) | P ₂ O ₅ (%) | SO ₃ (%) |
|--------------------------------------|----------|-------------------------|---------------------------------------|---------------------------------------|------------------------|------------------------|--------------------------|-------------------------|-------------------------|--------------------------------------|-------------------------|
| P1 85-100 | 28/07/97 | 40,98 | 18,90 | 1,99 | 0,38 | 1,03 | 0,13 | 1,43 | 1,68 | 0,061 | 3,841 |
| P2 0-15 | 28/07/97 | 55,11 | 8,44 | 0,48 | 0,13 | 0,15 | 0,19 | 0,98 | 0,80 | 0,037 | 0,544 |
| P2 50-65 | 28/07/97 | 48,95 | 18,15 | 1,09 | 0,24 | 0,29 | 0,24 | 1,71 | 1,50 | 0,063 | 0,822 |
| P2 85-100 | 28/07/97 | 54,49 | 18,56 | 1,04 | 0,27 | 0,31 | 0,31 | 2,00 | 2,00 | 0,059 | 0,784 |
| P3 0-15 | 28/07/97 | 53,05 | 24,80 | 1,67 | 0,33 | 0,24 | 0,36 | 2,56 | 2,57 | 0,084 | 0,544 |
| P3 50-65 | 28/07/97 | 52,07 | 21,47 | 1,98 | 0,32 | 0,60 | 0,34 | 2,25 | 2,05 | 0,074 | 1,031 |
| P3 75-95 | 28/07/97 | 48,57 | 13,42 | 3,66 | 0,52 | 3,07 | 0,28 | 1,73 | 1,12 | 0,082 | 3,801 |
| P4 0-15 | 28/07/97 | 47,21 | 8,87 | 1,57 | 0,21 | 0,69 | 0,10 | 0,75 | 0,57 | 0,040 | 3,965 |
| P4 50-65 | 28/07/97 | 48,27 | 10,54 | 2,50 | 0,24 | 0,38 | 0,14 | 1,07 | 1,06 | 0,060 | 1,916 |
| P4 85-100 | 28/07/97 | 47,65 | 7,90 | 1,98 | 0,16 | 0,95 | 0,10 | 0,47 | 0,85 | 0,041 | 6,160 |
| P5 0-15 | 28/07/97 | 46,21 | 14,38 | 1,87 | 0,20 | 0,10 | 0,15 | 1,24 | 1,20 | 0,064 | 1,420 |
| P5 50-65 | 28/07/97 | 41,11 | 11,45 | 1,59 | 0,19 | 0,10 | 0,10 | 0,74 | 0,83 | 0,043 | 3,317 |
| P5 85-100 | 28/07/97 | 36,07 | 16,24 | 2,96 | 0,34 | 0,46 | 0,10 | 1,07 | 1,13 | 0,051 | 5,685 |
| P6 0-15 | 28/07/97 | 51,60 | 19,96 | 1,79 | 0,48 | 0,99 | 0,24 | 1,88 | 1,92 | 0,080 | 0,146 |
| P6 50-65 | 29/07/97 | 56,49 | 22,09 | 1,47 | 0,34 | 0,33 | 0,35 | 2,44 | 2,50 | 0,078 | 0,410 |
| P6 85-100 | 29/07/97 | 55,38 | 24,56 | 1,38 | 0,36 | 0,26 | 0,34 | 2,40 | 2,64 | 0,080 | 0,267 |
| P7 0-15 | 29/07/97 | 52,84 | 11,03 | 2,51 | 0,77 | 2,96 | 0,36 | 1,87 | 0,82 | 0,092 | 0,133 |
| P7 50-65 | 29/07/97 | 58,19 | 10,48 | 2,81 | 0,72 | 2,49 | 0,40 | 1,80 | 0,81 | 0,086 | 0,126 |
| P7 85-100 | 29/07/97 | 49,21 | 5,87 | 0,28 | 0,13 | 0,37 | 0,10 | 0,85 | 0,31 | 0,027 | 0,992 |
| P8 0-15 | 29/07/97 | 52,94 | 10,41 | 2,19 | 0,73 | 2,94 | 0,35 | 1,73 | 0,70 | 0,088 | 0,115 |
| P8 50-65 | 29/07/97 | 57,25 | 11,11 | 1,48 | 0,19 | 0,40 | 0,23 | 1,36 | 0,97 | 0,053 | 2,307 |
| P8 85-100 | 29/07/97 | 60,21 | 9,96 | 1,69 | 0,33 | 0,52 | 0,24 | 1,26 | 0,96 | 0,051 | 2,220 |
| P9 0-15 | 29/07/97 | 52,92 | 10,32 | 1,23 | 0,21 | 0,24 | 0,17 | 1,16 | 0,84 | 0,066 | 1,018 |
| P9 50-65 | 29/07/97 | 61,61 | 6,00 | 1,16 | 0,10 | 0,10 | 0,17 | 1,83 | 0,17 | 0,037 | 0,081 |
| P9 85-100 | 29/07/97 | 61,00 | 4,01 | 0,74 | 0,10 | 0,10 | 0,13 | 1,04 | 0,10 | 0,027 | 0,067 |
| P10 0-15 | 29/07/97 | 48,87 | 12,44 | 2,58 | 0,41 | 0,28 | 0,23 | 1,43 | 1,04 | 0,103 | 0,782 |
| P10 50-65 | 29/07/97 | 55,54 | 11,92 | 0,97 | 0,18 | 0,35 | 0,24 | 1,40 | 1,17 | 0,058 | 0,883 |
| P10 85-100 | 29/07/97 | 66,43 | 8,93 | 0,56 | 0,14 | 0,26 | 0,25 | 1,10 | 0,90 | 0,047 | 0,938 |
| P2 0-15 | 29/07/97 | 70,62 | 14,98 | 1,22 | 0,25 | 0,41 | 0,34 | 1,97 | 2,00 | 0,061 | 1,209 |
| P4 0-15 | 29/07/97 | 58,04 | 14,08 | 4,22 | 0,36 | 0,54 | 0,25 | 1,54 | 1,74 | 0,080 | 2,344 |
| P10 0-15 | 29/07/97 | 52,45 | 13,52 | 4,37 | 0,50 | 0,49 | 0,33 | 1,68 | 1,32 | 0,136 | 1,339 |
| P5 0-15 | 29/07/97 | 50,35 | 20,04 | 3,51 | 0,31 | 0,14 | 0,25 | 1,80 | 1,93 | 0,084 | 2,117 |
| P6 85-100 | 29/07/97 | 63,49 | 24,81 | 1,44 | 0,37 | 0,23 | 0,40 | 2,60 | 2,84 | 0,086 | 0,226 |
| P8 0-15 | 29/07/97 | 58,82 | 14,61 | 3,51 | 0,84 | 3,15 | 0,44 | 2,21 | 1,16 | 0,100 | 0,170 |
| P8 0-15/2 | 29/07/97 | 61,80 | 18,41 | 2,93 | 0,37 | 0,69 | 0,35 | 2,11 | 1,99 | 0,081 | 2,811 |
| Meßbereich Powder1 Gew. % | | <0,2 - 90 | <0,1-60 | <0,02- 75 | <0,1- 40 | <0,1- 55 | <0,1-10 | <0,02- 13 | <0,02- 4 | <0,01- 8 | <0,01- 57 |

Anhang B: Tabelle 58b: Analysenergebnisse der RFA

| Probe Nr. | Datum | F (%) | Ag (ppm) | As (ppm) | Ba (ppm) | Bi (ppm) | Br (ppm) | Cd (ppm) | Cl (ppm) | Co (ppm) | Cu (ppm) | Cr (ppm) |
|---------------------------------|----------------------|------------------|-------------------|--------------------|-------------------|------------------|------------------|----------------------|------------------|-------------------|---------------------|----------|
| P1 85-100 | 28/07/97 | b.d.l | <2,0 | <7 | 396 | b.d.l | <4,0 | <4,0 | b.d.l | 11 | 34 | 88 |
| P2 0-15 | 28/07/97 | b.d.l | b.d.l | <7 | 185 | b.d.l | <4,0 | <4,0 | b.d.l | b.d.l | <4 | 32 |
| P2 50-65 | 28/07/97 | b.d.l | b.d.l | <7 | 362 | b.d.l | <4,0 | <4,0 | b.d.l | <4 | 7 | 54 |
| P2 85-100 | 28/07/97 | b.d.l | <2,0 | 11 | 418 | b.d.l | b.d.l | <4,0 | b.d.l | <4 | 7 | 63 |
| P3 0-15 | 28/07/97 | b.d.l | <2,0 | 13 | 560 | b.d.l | b.d.l | <4,0 | b.d.l | 4 | 7 | 76 |
| P3 50-65 | 28/07/97 | b.d.l | b.d.l | <7 | 495 | b.d.l | b.d.l | <4,0 | b.d.l | <4 | 12 | 66 |
| P3 75-95 | 28/07/97 | b.d.l | <2,0 | <7 | 330 | b.d.l | <4,0 | <4,0 | b.d.l | 13 | 26 | 73 |
| P4 0-15 | 28/07/97 | b.d.l | <2,0 | 13 | 163 | b.d.l | <4,0 | <4,0 | b.d.l | <4 | 4 | 50 |
| P4 50-65 | 28/07/97 | b.d.l | b.d.l | 10 | 269 | b.d.l | <4,0 | b.d.l | b.d.l | 5 | 7 | 70 |
| P4 85-100 | 28/07/97 | b.d.l | b.d.l | 16 | 148 | b.d.l | <4,8 | <4,0 | b.d.l | <4 | 6 | 53 |
| P5 0-15 | 28/07/97 | b.d.l | <2,0 | 8 | 351 | b.d.l | <4,0 | <4,0 | b.d.l | <4 | 15 | 92 |
| P5 50-65 | 28/07/97 | b.d.l | b.d.l | 8 | 213 | b.d.l | <4,0 | <4,0 | b.d.l | <4 | 9 | 56 |
| P5 85-100 | 28/07/97 | b.d.l | <2,0 | 21 | 242 | b.d.l | 6,6 | <4,0 | b.d.l | 12 | 16 | 91 |
| P6 0-15 | 28/07/97 | b.d.l | <2,0 | <7 | 410 | b.d.l | <4,0 | <4,0 | b.d.l | 16 | 20 | 70 |
| P6 50-65 | 29/07/97 | b.d.l | <2,0 | 9 | 507 | b.d.l | b.d.l | <4,0 | b.d.l | <4 | 16 | 73 |
| P6 85-100 | 29/07/97 | b.d.l | <2,0 | 10 | 543 | b.d.l | b.d.l | <4,0 | b.d.l | 6 | 45 | 81 |
| P7 0-15 | 29/07/97 | b.d.l | b.d.l | <7 | 334 | b.d.l | <4,0 | <4,0 | b.d.l | 6 | 7 | 63 |
| P7 50-65 | 29/07/97 | b.d.l | b.d.l | <7 | 317 | b.d.l | <4,0 | <4,0 | b.d.l | 5 | 12 | 60 |
| P7 85-100 | 29/07/97 | b.d.l | b.d.l | <7 | 158 | b.d.l | <4,0 | b.d.l | b.d.l | <4 | b.d.l | 34 |
| P8 0-15 | 29/07/97 | b.d.l | b.d.l | <7 | 326 | b.d.l | <4,0 | b.d.l | b.d.l | 4 | 8 | 53 |
| P8 50-65 | 29/07/97 | b.d.l | b.d.l | 8 | 259 | b.d.l | <4,0 | <4,0 | b.d.l | 6 | 6 | 52 |
| P8 85-100 | 29/07/97 | b.d.l | b.d.l | 11 | 256 | b.d.l | <4,0 | <4,0 | b.d.l | <4 | 6 | 43 |
| P9 0-15 | 29/07/97 | b.d.l | b.d.l | <7 | 283 | b.d.l | <4,0 | <4,0 | b.d.l | <4 | 5 | 75 |
| P9 50-65 | 29/07/97 | b.d.l | b.d.l | <7 | 352 | b.d.l | <4,0 | <4,0 | b.d.l | <4 | <4 | 32 |
| P9 85-100 | 29/07/97 | b.d.l | <2,0 | b.d.l | 205 | b.d.l | <4,0 | <4,0 | b.d.l | <4 | b.d.l | 25 |
| P10 0-15 | 29/07/97 | b.d.l | b.d.l | <7 | 382 | b.d.l | 5,2 | <4,0 | <100 | 7 | 22 | 100 |
| P10 50-65 | 29/07/97 | b.d.l | <2,0 | <7 | 273 | b.d.l | b.d.l | b.d.l | b.d.l | <4 | 5 | 56 |
| P10 85-100 | 29/07/97 | b.d.l | b.d.l | <7 | 220 | b.d.l | <4,0 | <4,0 | b.d.l | <4 | 5 | 39 |
| P2 0-15 | 29/07/97 | b.d.l | <2,0 | 10 | 387 | b.d.l | <4,0 | <4,0 | b.d.l | <4 | 7 | 61 |
| P4 0-15 | 29/07/97 | b.d.l | <2,0 | 15 | 395 | b.d.l | <4,0 | <4,0 | b.d.l | 5 | 11 | 101 |
| P10 0-15 | 29/07/97 | b.d.l | <2,0 | <7 | 568 | b.d.l | 5,2 | <4,0 | b.d.l | 7 | 38 | 253 |
| P5 0-15 | 29/07/97 | b.d.l | <2,0 | 18 | 528 | b.d.l | <4,0 | <4,0 | b.d.l | <4 | 35 | 152 |
| P6 85-100 | 29/07/97 | b.d.l | <2,0 | 11 | 572 | b.d.l | b.d.l | <4,0 | b.d.l | <4 | 46 | 86 |
| P8 0-15 | 29/07/97 | b.d.l | <2,0 | 12 | 425 | b.d.l | <4,0 | <4,0 | b.d.l | 12 | 14 | 84 |
| P8 0-15/2 | 29/07/97 | b.d.l | <2,0 | 13 | 437 | b.d.l | <4,0 | <4,0 | b.d.l | 7 | 14 | 83 |
| | | | | | | | | | | | | |
| Meßbereich Powder1 (ppm) | <600-35000 | <2-200 | <7-4000 | <20-4000 | <3-1400 | <4-300 | <4-500 | <100-40000 | <4-200 | <4-1300 | <10-18000 | |

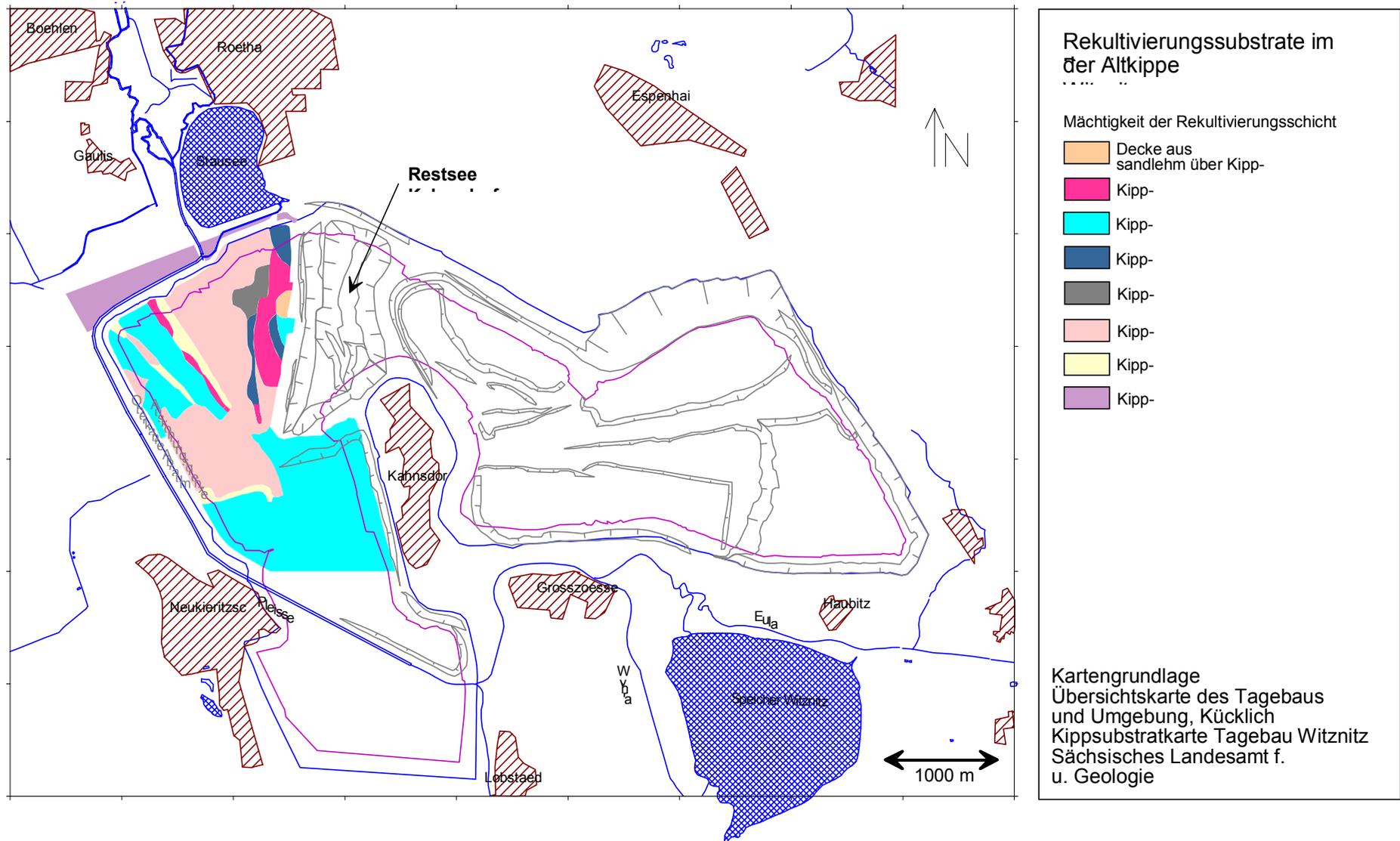
Anhang B: Tabelle 58c: Analysenergebnisse der RFA

| Probe Nr. | Datum | Cs (ppm) | Ga (ppm) | Hg (ppm) | Mn (ppm) | Mo (ppm) | Ni (ppm) | Pb (ppm) | Rb (ppm) | Sb (ppm) | Se (ppm) | Sn (ppm) |
|-------------------------------------|----------|------------------|------------------|-----------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|------------------------|-----------------|-------------------------|
| P1 85-100 | 28/07/97 | 15,8 | 29 | <2 | 101 | <5 | 39 | 33 | 79 | 8,4 | <3 | 15,5 |
| P2 0-15 | 28/07/97 | b.d.l | 7 | <2 | <40 | <5 | <10 | <10 | 28 | 6,7 | b.d.l | 15,7 |
| P2 50-65 | 28/07/97 | 5,5 | 18 | <2 | 46 | <5 | 15 | 19 | 76 | 5,6 | b.d.l | 14,1 |
| P2 85-100 | 28/07/97 | 9,1 | 26 | <2 | 59 | <5 | 14 | 21 | 89 | 7,7 | b.d.l | 18,6 |
| P3 0-15 | 28/07/97 | 21 | 36 | <2 | 75 | <5 | 23 | 35 | 149 | 7,5 | <3 | 18,4 |
| P3 50-65 | 28/07/97 | 13,4 | 27 | <2 | 71 | <5 | 22 | 26 | 124 | 7,3 | b.d.l | 17,9 |
| P3 75-95 | 28/07/97 | <2 | 16 | <2 | 285 | <5 | 28 | 18 | 77 | 6,9 | b.d.l | <10 |
| P4 0-15 | 28/07/97 | b.d.l | 7 | <2 | 44 | <5 | 11 | <10 | 24 | 6,3 | b.d.l | <10 |
| P4 50-65 | 28/07/97 | b.d.l | 12 | <2 | 48 | <5 | <10 | 13 | 41 | 5,6 | <3 | <10 |
| P4 85-100 | 28/07/97 | b.d.l | 10 | <2 | 67 | 5,7 | 14 | 12 | 22 | 6 | b.d.l | <10 |
| P5 0-15 | 28/07/97 | <2 | 15 | <2 | 42 | <5 | 14 | 17 | 53 | 7,2 | b.d.l | 10,1 |
| P5 50-65 | 28/07/97 | b.d.l | 11 | <2 | <40 | <5 | 16 | 11 | 30 | 6,5 | b.d.l | <10 |
| P5 85-100 | 28/07/97 | 5,5 | 18 | <2 | 82 | <5 | 34 | 22 | 58 | 6,1 | <3 | <10 |
| P6 0-15 | 28/07/97 | 8,7 | 23 | <2 | 161 | <5 | 34 | 21 | 94 | 7,5 | b.d.l | 15 |
| P6 50-65 | 29/07/97 | 11,3 | 28 | <2 | 68 | <5 | 18 | 28 | 135 | 8,3 | b.d.l | 18,4 |
| P6 85-100 | 29/07/97 | 18,7 | 37 | <2 | 80 | <5 | 28 | 34 | 148 | 8,5 | <3 | 21,7 |
| P7 0-15 | 29/07/97 | b.d.l | 11 | <2 | 338 | <5 | 19 | 17 | 69 | 7,4 | b.d.l | <10 |
| P7 50-65 | 29/07/97 | b.d.l | 11 | <2 | 349 | <5 | 21 | 15 | 68 | 6,5 | b.d.l | <10 |
| P7 85-100 | 29/07/97 | b.d.l | <3 | <2 | <40 | <5 | <10 | <10 | 20 | 4,3 | b.d.l | <10 |
| P8 0-15 | 29/07/97 | b.d.l | 9 | <2 | 324 | <5 | 19 | 15 | 60 | 6,5 | b.d.l | 10,1 |
| P8 50-65 | 29/07/97 | <2 | 13 | <2 | 52 | <5 | 14 | 10 | 48 | 6,7 | b.d.l | 11,9 |
| P8 85-100 | 29/07/97 | b.d.l | 10 | <2 | 70 | <5 | 14 | 11 | 48 | 6,7 | b.d.l | 10,8 |
| P9 0-15 | 29/07/97 | b.d.l | 9 | <2 | 78 | <5 | 12 | <10 | 37 | 7 | b.d.l | <10 |
| P9 50-65 | 29/07/97 | b.d.l | 5 | <2 | <40 | <5 | <10 | <10 | 33 | 6,7 | b.d.l | <10 |
| P9 85-100 | 29/07/97 | b.d.l | <3 | <2 | <40 | <5 | 11 | <10 | 20 | 5,9 | b.d.l | <10 |
| P10 0-15 | 29/07/97 | b.d.l | 14 | <2 | 235 | <5 | 17 | 16 | 57 | 6,9 | b.d.l | 12,6 |
| P10 50-65 | 29/07/97 | <2 | 12 | <2 | 55 | <5 | 11 | 12 | 58 | 7 | b.d.l | 17,9 |
| P10 85-100 | 29/07/97 | b.d.l | 8 | <2 | 48 | <5 | <10 | <10 | 41 | 6,2 | b.d.l | 17,5 |
| P2 0-15 | 29/07/97 | 4,5 | 18 | <2 | 58 | <5 | 15 | 18 | 91 | 8,4 | b.d.l | 22,5 |
| P4 0-15 | 29/07/97 | 4,4 | 19 | <2 | 77 | <5 | 16 | 24 | 75 | 9,1 | <3 | 14,4 |
| P10 0-15 | 29/07/97 | 2,2 | 19 | <2 | 247 | <5 | 24 | 26 | 77 | 8,6 | b.d.l | 16,7 |
| P5 0-15 | 29/07/97 | 4,8 | 29 | <2 | 63 | <5 | 25 | 34 | 99 | 9 | <3 | 14 |
| P6 85-100 | 29/07/97 | 17 | 38 | <2 | 80 | <5 | 24 | 33 | 158 | 9,3 | <3 | 21,9 |
| P8 0-15 | 29/07/97 | 2,2 | 14 | <2 | 413 | <5 | 26 | 24 | 94 | 7,7 | b.d.l | 11,2 |
| P8 0-15/2 | 29/07/97 | 9,3 | 22 | <2 | 102 | <5 | 33 | 27 | 103 | 8,2 | <3 | 21,2 |
| | | | | | | | | | | | | |
| Meßbereich Powder1 (ppm) | | <2-650 | <3-100 | <2-30 | <40- 25000 | <5- 300 | <10- 3000 | <10- 5000 | <5- 35000 | <3- 4000 | <3-40 | <10- 7000 |

Anhang B: Tabelle 58d: Analysenergebnisse der RFA

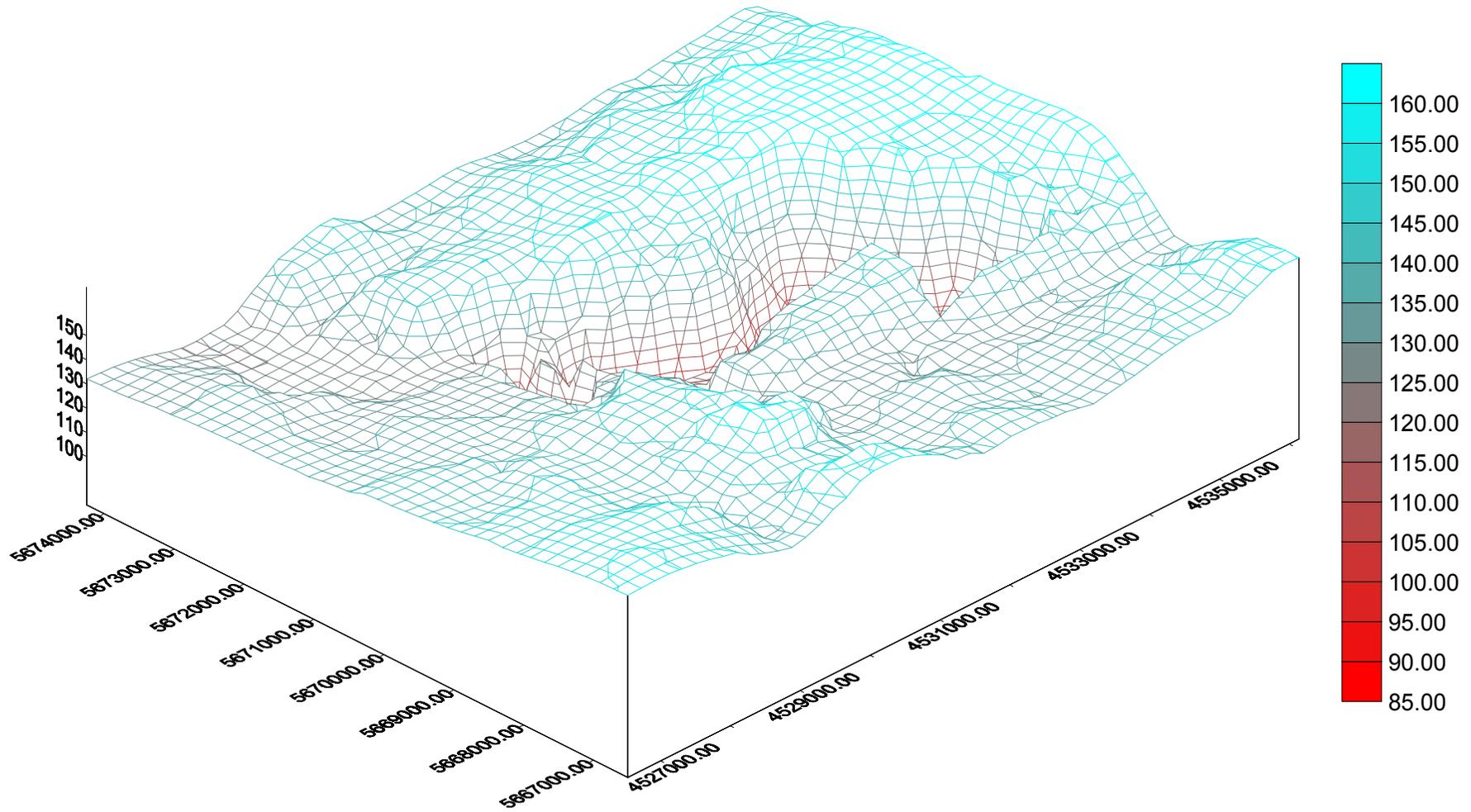
| Probe Nr. | Datum | Sr (ppm) | Th (ppm) | Tl (ppm) | U (ppm) | V (ppm) | W (ppm) | Zn (ppm) | Zr (ppm) | Summe (%) |
|----------------------------|----------|-------------|---------------|--------------|--------------|------------|--------------|----------------|----------------|----------------|
| P1 85-100 | 28/07/97 | 133 | 15 | <2,5 | 5,7 | 155 | 17 | 74 | 187 | 70,46 |
| P2 0-15 | 28/07/97 | 25 | <8 | b.d.l | <5 | 51 | 11 | b.d.l | 104 | 66,82 |
| P2 50-65 | 28/07/97 | 57 | 9,3 | <2,5 | <5 | 108 | 13 | <10 | 189 | 73,06 |
| P2 85-100 | 28/07/97 | 66 | 11 | <2,5 | <5 | 124 | 16 | 13 | 272 | 79,87 |
| P3 0-15 | 28/07/97 | 111 | 15,4 | <2,5 | <5 | 180 | 18 | 23 | 340 | 86,27 |
| P3 50-65 | 28/07/97 | 96 | 11,9 | <2,5 | <5 | 158 | 15 | 22 | 287 | 82,24 |
| P3 75-95 | 28/07/97 | 77 | 13,7 | b.d.l | <5 | 100 | 11 | 46 | 222 | 76,28 |
| P4 0-15 | 28/07/97 | 36 | <8 | b.d.l | <5 | 43 | 11 | <10 | 97 | 63,89 |
| P4 50-65 | 28/07/97 | 53 | <8 | b.d.l | <5 | 84 | 15 | <10 | 176 | 66,14 |
| P4 85-100 | 28/07/97 | 62 | 11,1 | b.d.l | 9,3 | 85 | 15 | <10 | 214 | 66,14 |
| P5 0-15 | 28/07/97 | 60 | 8,5 | <2,5 | <5 | 97 | 17 | <10 | 166 | 66,82 |
| P5 50-65 | 28/07/97 | 36 | 8,7 | b.d.l | <5 | 68 | 15 | <10 | 168 | 59,36 |
| P5 85-100 | 28/07/97 | 59 | 8,6 | <2,5 | 5,5 | 119 | 14 | 22 | 231 | 63,99 |
| P6 0-15 | 28/07/97 | 80 | 12,3 | <2,5 | <5 | 130 | 13 | 75 | 308 | 79,15 |
| P6 50-65 | 29/07/97 | 88 | 15,2 | <2,5 | <5 | 153 | 19 | 21 | 379 | 86,58 |
| P6 85-100 | 29/07/97 | 106 | 18,1 | <2,5 | 5,2 | 176 | 19 | 58 | 373 | 87,76 |
| P7 0-15 | 29/07/97 | 78 | 9,5 | b.d.l | <5 | 78 | <10 | 32 | 246 | 73,42 |
| P7 50-65 | 29/07/97 | 77 | 9,6 | b.d.l | <5 | 74 | 13 | 31 | 258 | 77,96 |
| P7 85-100 | 29/07/97 | 24 | <8 | b.d.l | <5 | 17 | 11 | b.d.l | 99 | 58,04 |
| P8 0-15 | 29/07/97 | 67 | <8 | b.d.l | <5 | 69 | <10 | 23 | 194 | 72,23 |
| P8 50-65 | 29/07/97 | 42 | 8,1 | b.d.l | <5 | 69 | 11 | <10 | 172 | 75,33 |
| P8 85-100 | 29/07/97 | 41 | <8 | b.d.l | <5 | 65 | 13 | 22 | 181 | 77,43 |
| P9 0-15 | 29/07/97 | 42 | <8 | b.d.l | b.d.l | 64 | 12 | 11 | 140 | 68,17 |
| P9 50-65 | 29/07/97 | 35 | <8 | b.d.l | <5 | 30 | <10 | <10 | 45 | 71,17 |
| P9 85-100 | 29/07/97 | 24 | b.d.l | b.d.l | <5 | 20 | <10 | <10 | 25 | 67,20 |
| P10 0-15 | 29/07/97 | 62 | 9,2 | b.d.l | <5 | 92 | 12 | 34 | 218 | 68,20 |
| P10 50-65 | 29/07/97 | 45 | <8 | b.d.l | <5 | 71 | 12 | <10 | 189 | 72,71 |
| P10 85-100 | 29/07/97 | 37 | <8 | b.d.l | <5 | 53 | 13 | <10 | 159 | 79,55 |
| P2 0-15 | 29/07/97 | 69 | 11,8 | b.d.l | <5 | 107 | 16 | <10 | 453 | 93,13 |
| P4 0-15 | 29/07/97 | 94 | 15 | <2,5 | 6,1 | 125 | 17 | 15 | 410 | 83,25 |
| P10 0-15 | 29/07/97 | 105 | 16,4 | <2,5 | 6,6 | 112 | 13 | 53 | 542 | 76,24 |
| P5 0-15 | 29/07/97 | 110 | 13,9 | <2,5 | 5,8 | 160 | 19 | 20 | 312 | 80,60 |
| P6 85-100 | 29/07/97 | 108 | 18,6 | <2,5 | 8,4 | 186 | 20 | 44 | 420 | 96,61 |
| P8 0-15 | 29/07/97 | 103 | 10,8 | b.d.l | <5 | 108 | 11 | 46 | 391 | 85,09 |
| P8 0-15/2 | 29/07/97 | 82 | 12,4 | <2,5 | <5 | 132 | 16 | 51 | 496 | 91,59 |
| Meßbereich - Powder1 (ppm) | | | <10 - 4600 | <8 - 1000 | <2,5 - 35 | 5 - 650 | <10 - 600 | <10 - 11000 | <10 - 25000 | <10 - 11000 |

ANHANG C: KARTEN

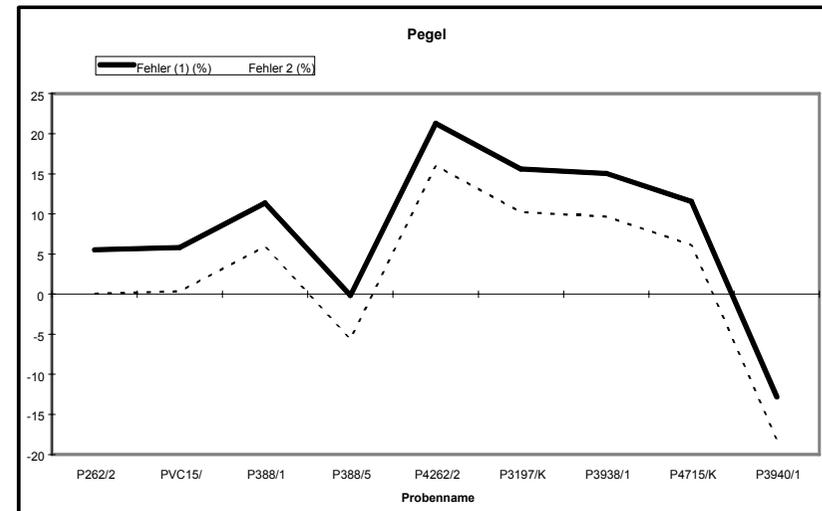
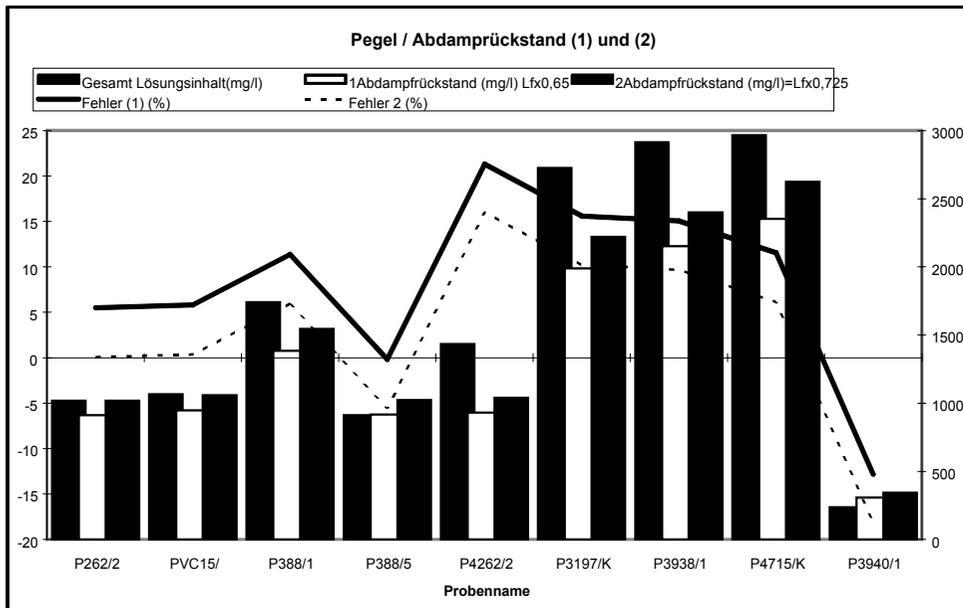
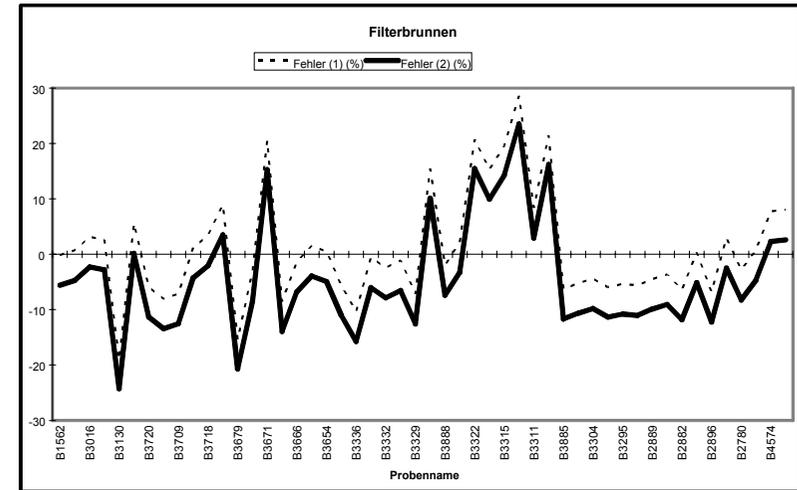
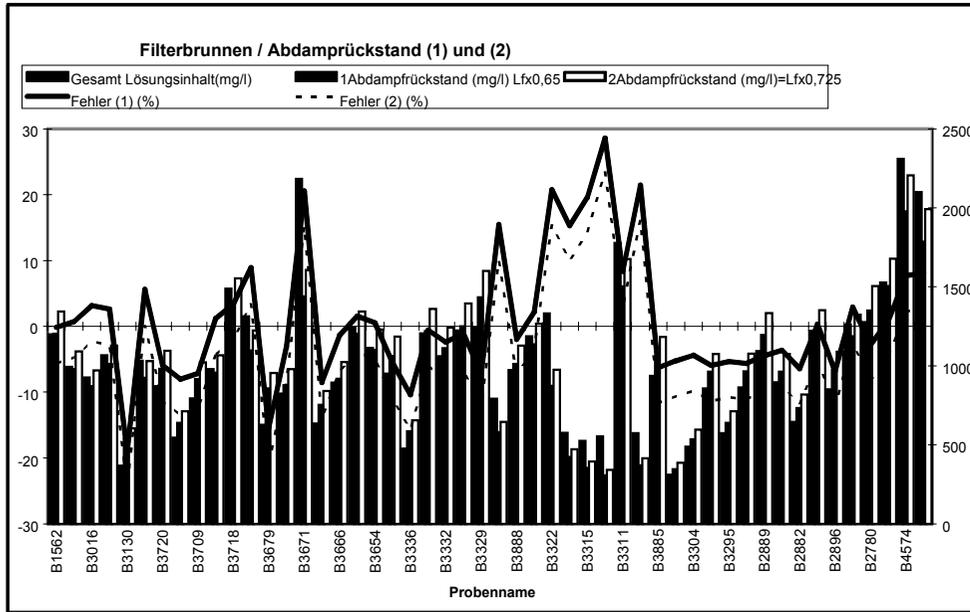


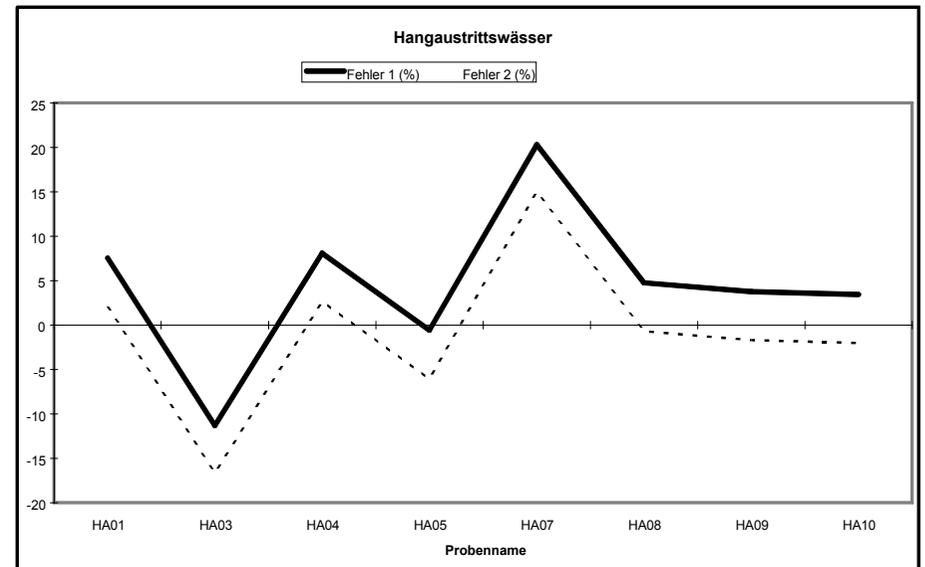
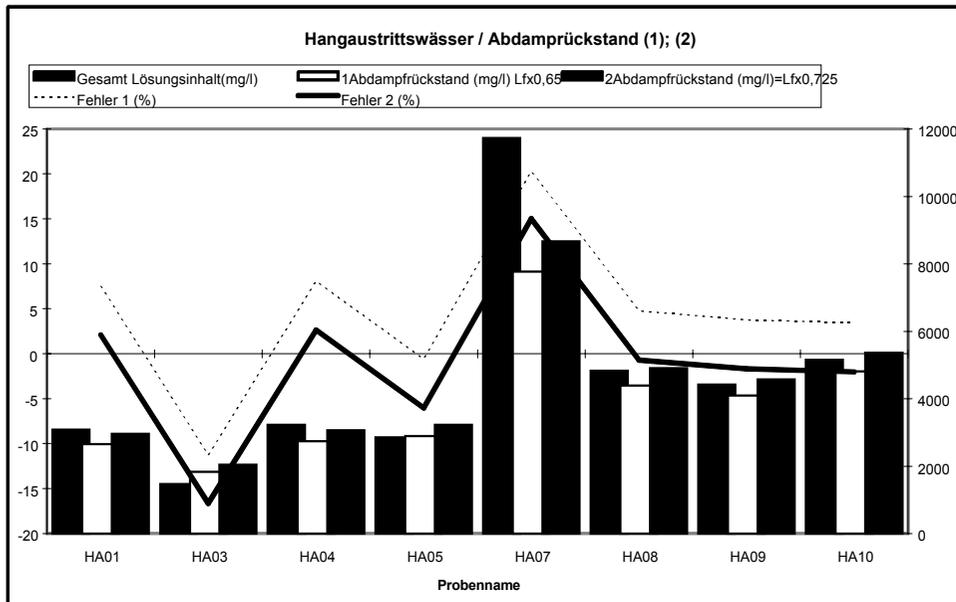
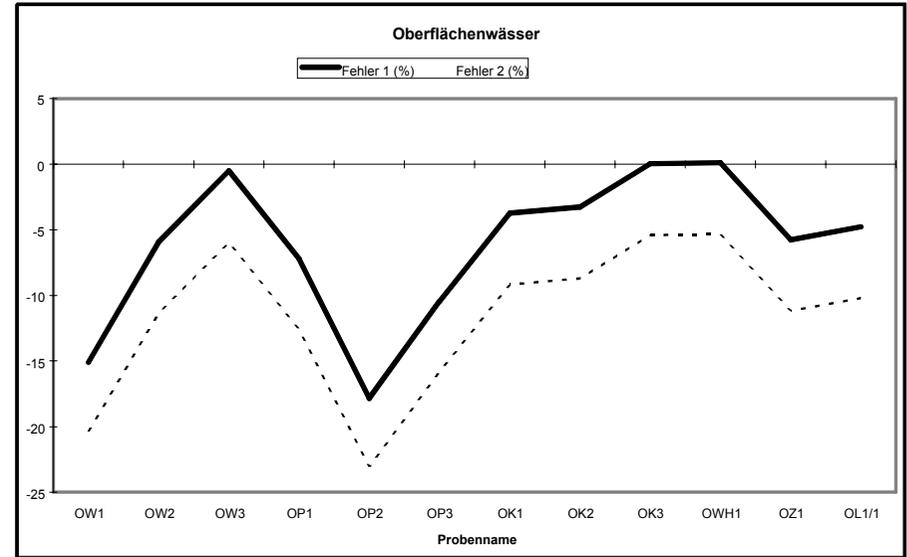
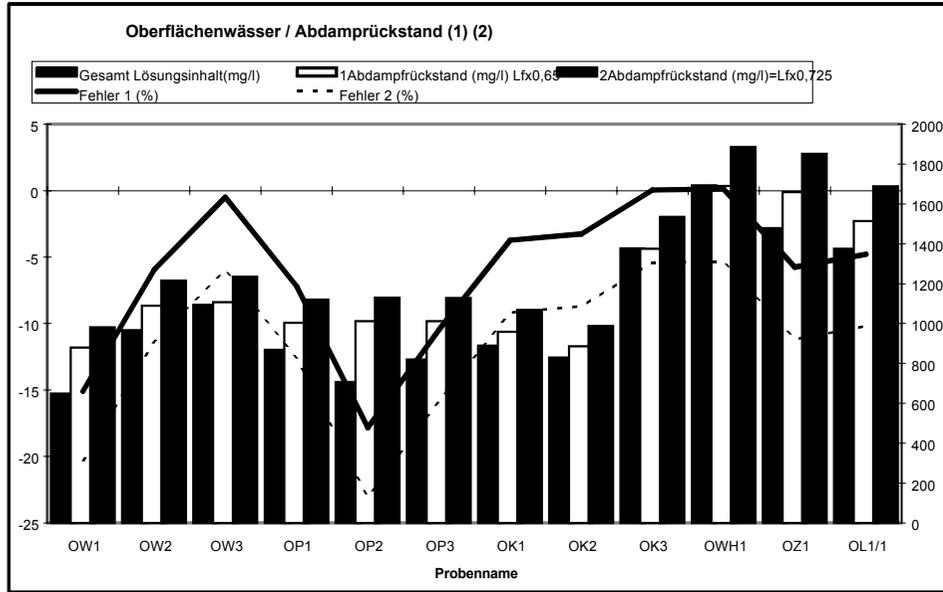
Anhang C – Karte 1 - Kippensubstratekarte des Tagebaus Witznitz

Anhang C – Karte 2: 3-D-Geländemodell des Tagebaus Witznitz und Umgebung



ANHANG D: PHYSIKALISCHE_CHEMISCHE Diagramme





I

