

INHALTSVERZEICHNIS

1 DANKSAGUNG.....	4
2 ZUSAMMENFASSUNG.....	5
3 EINLEITUNG	6
4 CHARAKTERISIERUNG DES UNTERSUCHUNGSOBJEKTES	9
4.1 Einleitung	9
4.2 Geologie und Tektonik	9
4.3 Boden.....	11
4.4 Hydrogeologie	12
4.5 Historischer Überblick	13
4.6 Geochemie der Gesteine und Böden.....	14
4.7 Hydrogeochemie	14
4.8 Pedologische Untersuchungen.....	15
4.8.1 Probenahme	15
4.8.2 Probenvorbereitung	18
4.8.3 Bodenansprache	19
4.8.4 Bodenzusammensetzung	19
4.8.5 Bodenphysikalische Parameter	20
4.8.5.1 Korngrößenanalyse	20
4.8.5.2 Bestimmung des k_f -Wertes	22
4.8.6 Bodenchemische Parameter.....	23
4.8.6.1 pH-Wert.....	23
4.8.6.2 Kohlenstoff-, Stickstoff-, Schwefel-Bestimmung.....	24
4.8.6.3 Organischer Kohlenstoff	24
4.8.6.4 Schwermetalle sowie Aluminium und Arsen	25
4.9 Hydrochemische Analysen	26
4.9.1 Probenahme	26
4.9.2 Vor-Ort-Parameter	28
4.9.3 Wasserinhaltsstoffe	29
4.9.3.1 Haupthonen.....	29

4.9.3.2 Schwermetalle, Lanthanoide sowie Aluminium und Arsen	30
5 AUSWERTUNG DER ERGEBNISSE.....	31
5.1 Charakterisierung des Bodens	31
5.1.1 Bodentyp	31
5.1.2 Mineralogische Zusammensetzung der Bodenproben	33
5.1.3 pH-Wert.....	35
5.1.4 CNS	38
5.1.4.1 Einleitung.....	38
5.1.4.2 Kohlenstoff (C)	38
5.1.4.3 Stickstoff (N)	40
5.1.4.4 Schwefel (S).....	40
5.1.5 Korngrößenanalyse	41
5.1.5.1 Einleitung.....	41
5.1.5.2 Grobboden	42
5.1.5.3 Feinboden	42
5.1.5.4 Ungleichförmigkeit der Proben	44
5.1.6 Durchlässigkeitsbeiwert (k_f)	45
5.1.7 Schwermetalle sowie Aluminium und Arsen	51
5.2 Charakterisierung der untersuchten Wässer	64
5.2.1 Physikochemische Vorortparameter	64
5.2.1.1 pH-Wert.....	64
5.2.1.2 Temperatur.....	66
5.2.1.3 Leitfähigkeit.....	67
5.2.1.4 Sauerstoff.....	70
5.2.1.5 Redoxpotential	72
5.2.1.6 Alkalinität und Azidität	74
5.2.2 Wasserinhaltsstoffe	78
5.2.2.1 Haupt- und Nebenkomponenten	78
5.2.2.2 Schwermetalle sowie Aluminium, Arsen und Lanthanoide	84
6 INTERPRETATION DER MESSERGEBNISSE, SCHLUSSFOLGERUNGEN	104
6.1 Bodenanalysen	104
6.2 Wasseranalysen.....	105
6.3 Schlussfolgerungen	108

Inhaltsverzeichnis

7 LITERATURVERZEICHNIS	110
8 ABBILDUNGSVERZEICHNIS.....	113
9 TABELLENVERZEICHNIS.....	115
10 ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS	117

1 Danksagung

Diese Seite ist all den Personen gewidmet, die mit ihrer Unterstützung maßgeblich zum Gelingen der Arbeit beigetragen haben.

An erster Stelle sind hier Herr Prof. Dr. B. Merkel, Herr Dr. Ch. Wolkersdorfer und Dipl.-Geol. C. Winkler zu nennen, die mir diese Diplomarbeit angeboten und mich während der gesamten Zeit unterstützt haben.

Ein weiterer Dank geht an Herrn Dr. D. Tondera und G. Münzberger des Institutes für Geotechnik und Bergbau, die mir bei der Vorbereitung der Bodenproben halfen und bei ingenieurgeologischen Fragen hilfreich zur Seite standen. Des Weiteren geht ein Dank an Frau Dipl.-Ing. E. Thiem sowie Frau H. Vanselow des Institutes für Geotechnik und Bergbau, die mir die Bestimmung der k_f -Werte meiner Proben mittels Triaxialzelle ermöglichten und tatkräftig beiseite standen.

Des Weiteren möchte ich Herrn Prof. Dr. W. Klemm des Mineralogischen Institutes sowie den Mitarbeiterinnen des Geochemisch Analytischen Labors des Mineralogischen Institutes danken, die mir die Analyse meiner Bodenproben ermöglichten. Ein besonderer Dank geht dabei an Frau E. Rüdiger, die immer ein offenes Ohr hatte und mir mit Rat und Tat zur Seite stand. Ein Dank geht ebenfalls an Dr. E. Kleeberg sowie den Mitarbeitern des Mineralogischen Labors.

Herrn Prof. Dr. J. Schmidt, der mir die an meine Proben durchgeführten pedologischen Untersuchungen am Institut für Bohrtechnik und Fluidbergbau, FG Boden- und Gewässerschutz ermöglichte, möchte ich ebenfalls danken. Ein besonders lieber Dank geht hierbei an Frau M. Hahnewald, die immer ein offenes Ohr für Probleme und Fragen hatte.

Den Mitarbeitern des Hydrochemischen Labors am Institut für Hydrogeologie gehört ebenfalls ein Dankeschön für die Analyse meiner Wasserproben. Ein besondere Dank geht dabei an Herrn Dipl.-Chem. P. Volke für die Beantwortung meiner Fragen.

Ein ganz besonders lieber Dank geht an meine Eltern sowie meinen Bruder Dirk, die immer und in jeder Lebenslage für mich da sind und mich finanziell unterstützen.

Ein weiterer Dank geht an meine Freunde Cornelia Rudolph, Arne Springer und Manja Seidel, die mich fachlich unterstützten, mich anspornten und immer für mich da waren und auch noch sind. Meinen Freunden Peer Karrasch, Judith & Sebastian Enger und Claudia Loitsch danke ich für die gute Rückenstärkung. Alexander Tröster, Marcus Meinel, Rajko Buchwald und Thomas Bretschneider danke ich für die rechentechnische Unterstützung.

Ich möchte diese Arbeit einem Bergmann mit Herz und Seele widmen – meinem vor kurzem verstorbenen Großvater Wolfgang Knorr.

2 Zusammenfassung

Diese Diplomarbeit umfasst die Analyse von Wasser- und Bodenproben sowie die Auswertung der Messergebnisse des „Feuchtgebietes am Suderholz“ sowie dessen nähere Umgebung, welches sich im Bereich des ehemaligen Flussspatbergwerkes Straßberg/Harz in den zurückliegenden Jahrzehnten am Fuße des Haldenkomplexes am Hauptschacht (Flussschacht) entwickelt hat. Durch die Analysen ist es möglich, ablaufende geochemischen Prozesse zu charakterisieren sowie Aussagen zum Stoffkreislauf zu treffen und somit die künftige Arbeitsweise des Feuchtgebietes abschätzen zu können.

Innerhalb des Feuchtgebietes existieren oxidierende Verhältnisse, was durch die gemessenen Eh-Werte bestätigt wurde und anhand von Eisenausfällungen sichtbar ist. Neben der Oxidation von Elementen kann bei den gemessenen Eh-Werten auch eine Reduktion von Mangan und Nitrat stattfinden. Des weiteren konnte bei der Analyse von unfiltrierten und filtrierten Wasserproben festgestellt werden, dass ein Teil der im Wasser gelösten Elemente partikular gebunden ist. Auch die Bildung verschiedener Oxide/Oxihydrate und Hydroxide und die damit verbundene Mitfällung verschiedener Stoffe (z.B. Arsen) ist ein sehr wichtiger Prozess innerhalb des Feuchtgebietes. Die Pufferung gegenüber Säuren („Alkalinität“) ist im Feuchtgebiet sehr hoch, so dass die bei der Fe-, Mn- und Al-Ausfällung entstehende „Azidität“ neutralisiert werden kann. Eine Schadstoffaufnahme durch Pflanzen ist möglich, wurde allerdings im Rahmen dieser Arbeit nicht bestimmt.

Anhand der durchgeführten bodenphysikalische Untersuchungen wurde festgestellt, dass der Boden des Feuchtgebietes schwach bis sehr schwach durchlässig ist. Aufgrund dieser Durchlässigkeiten kommt es zu hohen Verweilzeiten des Wasser und langen Reaktionszeiten zwischen Wasser und Boden innerhalb des Feuchtgebietes. Der Boden spielt des weiteren eine wichtige Rolle bei dem Austausch und der Sorption von Ionen. In einigen Bodenhorizonten wurden erhöhte Konzentrationen an Arsen, Cadmium, Kupfer, Eisen, Mangan, Nickel sowie Blei festgestellt. Es ist wahrscheinlich, dass ein großer Teil der Schwermetalle sowie Arsen und Aluminium durch die im Boden enthaltenen Fe-Oxide sorbiert wird und somit der Austrag in das Sickerwasser gering ist.

Anhand der Analysedaten sollte bei der Umgestaltung des Feuchtgebietes, welche dazu dient, die natürliche Reinigungsfunktion des bestehenden Feuchtgebietes zu intensivieren, folgendes beachtet werden: Da Mn-Oxide bei Anwesenheit von Fe^{2+} -Ionen instabil sind und reduziert werden, ist darauf zu achten, dass die Entfernung von Mangan im hinteren Teil des Feuchtgebietes erfolgt, da hier durch die vorher stattfindenden Fe-Oxidation der Gehalt an Fe^{2+} -Ionen sehr gering ist. Im Feuchtgebiet ist eine ausreichende Konzentration an HCO_3^- -Ionen notwendig, um die bei der Oxidation von Eisen, Mangan und Aluminium entstehende „Azidität“ zu neutralisieren. Des weiteren ist eine ausreichende Belüftung des Wassers nötig, da Sauerstoff für alle Oxidationsprozesse relevant ist. Die Pflanzenarten sollten so ausgewählt werden, dass sie den chemisch-physikalischen Anforderungen entsprechen.

3 Einleitung

Im Bereich des ehemaligen Flussspatbergwerkes Straßberg/Harz hat sich in den zurückliegenden Jahrzehnten am Fuße des Haldenkomplexes am Hauptschacht (Flussschacht) ein natürliches aerobes Feuchtgebiet gebildet („Feuchtgebiet am Suderholz“).

Aus dem Hauptschacht des gefluteten Bergwerkes wird eisen- und manganhaltiges Grubenwasser gefördert und einer aktiven Grubenwasserreinigung unterzogen, um es dann in die Selke leiten zu können. Zur Wassereinigung wird das sogenannte LDS-Verfahren¹ verwendet. Dabei wird dem Wasser Kalkmilch zugesetzt, um Eisen und Mangan auszufällen. Der so entstehende Schlamm, der eine geringe Dichte besitzt, setzt sich in Beruhigungsbecken (Absetzbecken) ab. Diese aktiven Wassereinigungsmethoden haben allerdings den Nachteil, dass sie extrem hohe Kosten verursachen. Beispiele hierfür sind unter anderem:

- ⇒ Anschaffungs- und Instandhaltungskosten der Reinigungsanlage
- ⇒ Verwendung großer Mengen Chemikalien
- ⇒ Kosten zur Deponierung der anfallenden Schwermetallschlämme

Seit Ende der 80-er Jahre wurden passive Wasseraufbereitungssysteme mit Erfolg zur Ausfällung von z.B. Eisen, Mangan und Aluminium sowie zur Säureneutralisation eingesetzt (Wolkersdorfer & Younger, 2002). Der Vorteil passiver Reinigungsmethoden ist die Kostenersparnis, da die Verwendung von Chemikalien entfällt sowie die Anschaffungs- und Instandhaltungskosten im Vergleich zu aktiven Reinigungsanlagen minimal sind. Aus diesem Grund ist geplant, ein Teil des am Hauptschacht ausfließenden Grubenwassers künftig im Rahmen eines Projektes abzuzweigen und mittels eines passiven Reinigungssystems, worin das natürlich entstandene Feuchtgebiet einbezogen sein soll, zu reinigen. Ein Nachteil dieser Methode ist, dass ein langer Zeitraum benötigt wird, um vergleichbare Ergebnisse zu erzielen. Des Weiteren ist es für die Konstruktion und die Optimierung von Feuchtgebieten notwendig, die ablaufenden hydrochemischen und biologischen Prozesse zu verstehen. Daher sind im Vorfeld dieser Umgestaltungsmaßnahmen umfangreiche Untersuchungen notwendig, um die künftige Integration und Arbeitsweise des Feuchtgebietes abschätzen zu können.

Ziel der Diplomarbeit ist es, die ablaufenden geochemischen Prozesse in diesem natürlichen Feuchtgebiet zu charakterisieren und Aussagen zum Stoffkreislauf zu treffen. Dabei ist es unter anderem von Bedeutung, Kenntnisse über die in Abb. 1 dargestellten Prozesse der Elementfixierung und der Stoffumwandlung zu erlangen.

Zur Lösung der Fragestellung sind die Kompartimente Wasser und Boden im Bereich des Feuchtgebietes als auch der näheren Umgebung zu untersuchen. Es sind chemische und physikalische Eigenschaften des Bodens sowie hydrochemische Eigenschaften verschiedener Wässer zu bestimmen.

¹ Alle Abkürzungen sind dem Abkürzungsverzeichnis zu entnehmen.

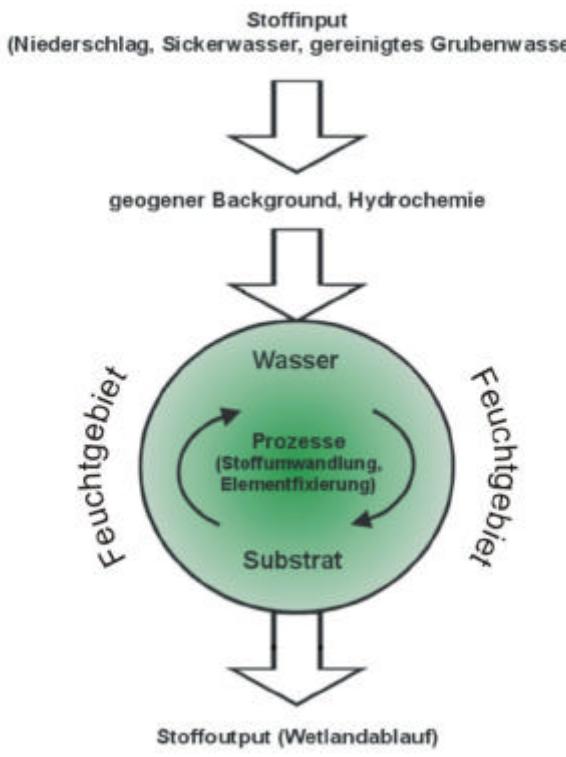


Abb. 1: Darstellung des zu charakterisierenden Stoffkreislaufes.

Folgende Analysen werden im einzelnen durchgeführt:

Boden:

- ⇒ pH-Wert
- ⇒ Kohlenstoff, Stickstoff, Schwefel
- ⇒ Schwermetall- und Al, As-Gehalte
- ⇒ Mineralbestimmung
- ⇒ Korngrößenanalyse

Wasser:

- ⇒ Hauptionen
- ⇒ Schwermetalle sowie Al, As und Lanthanoide
- ⇒ Vor-Ort-Parameter
- ⇒ Fe-Bestimmung vor Ort

Die durch die Analysen erhaltenen Daten werden anschließend ausgewertet und interpretiert.

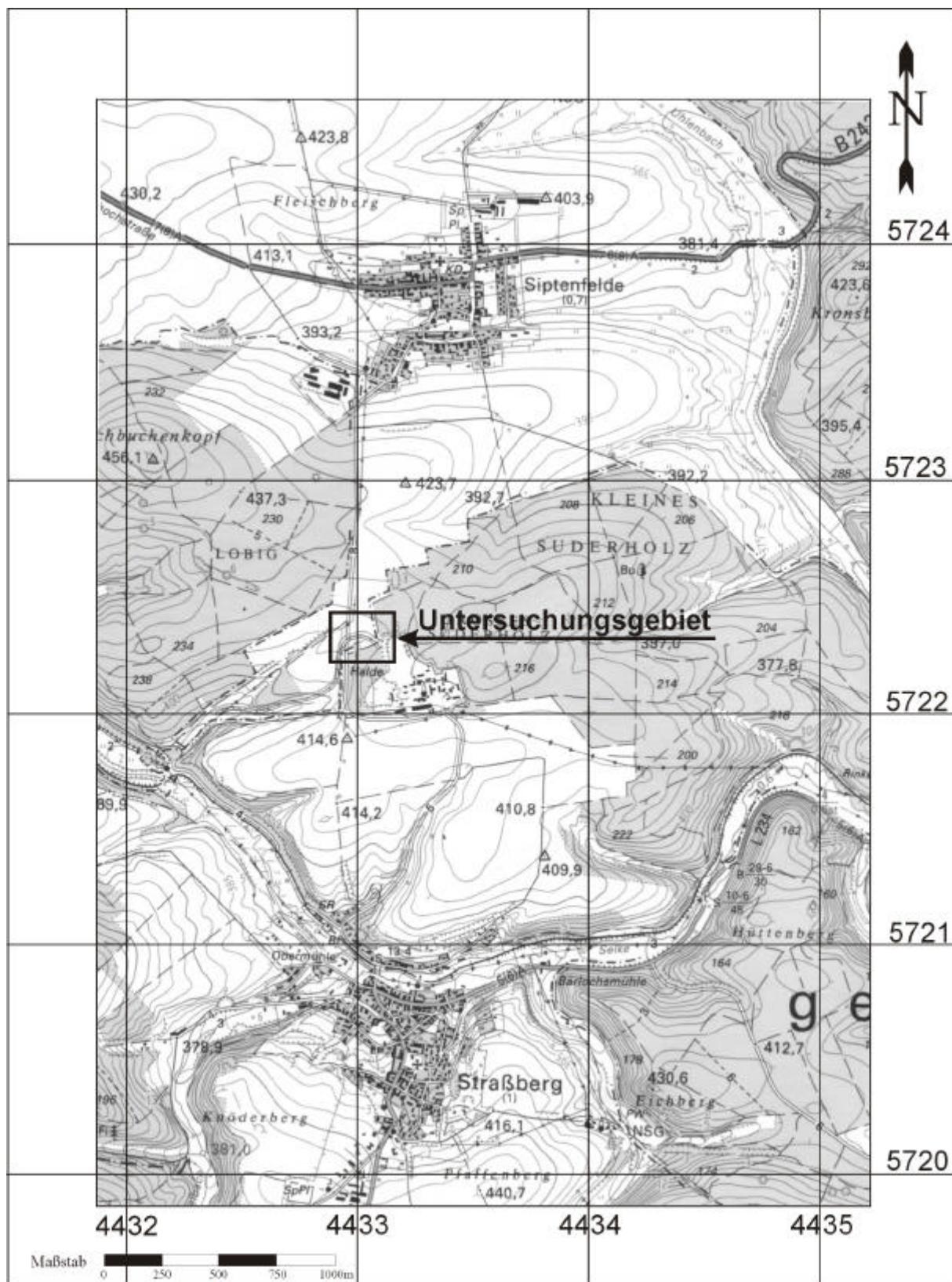


Abb. 2: Geographische Lage des Untersuchungsgebietes (Koordinaten: Gauss-Krüger).

4 Charakterisierung des Untersuchungsobjektes

4.1 Einleitung

Das Untersuchungsgebiet liegt nördlich der Stadt Straßberg/Harz nahe des ehemaligen Fluss-spatbergwerkes Straßberg (Abb. 2), nimmt eine Fläche von etwa 1500 m² ein und umfasst das Feuchtgebiet sowie dessen nähere Umgebung. Durch Halden im Bereich des Hauptschachtes wird die anthropogene Überprägung des Untersuchungsgebietes durch den Bergbau deutlich. Das Feuchtgebiet stellt eine morphologisch erkennbare Senke dar. Es befindet sich an einem schwach geneigten Hang (Hangneigung: ~3°) in ca. 410 m üHN. Begrenzt wird das Feuchtgebiet durch den im Norden liegenden Wiesenbach, über den das Wasser der Absetzteiche zur Selke geführt wird, die zur Wasserreinigungsanlage zugehörigen Absetzteiche im Osten, einen kleinen Weg im Süden sowie der Straße zwischen Siptenfelde und Straßberg im Westen.

4.2 Geologie und Tektonik

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im zentralen Teil des Unterharzes und liegt nahe der Grenze der beiden geologischen Einheiten Tanner Zone im Norden und Harzgeröder Zone im Süden (Abb. 3).

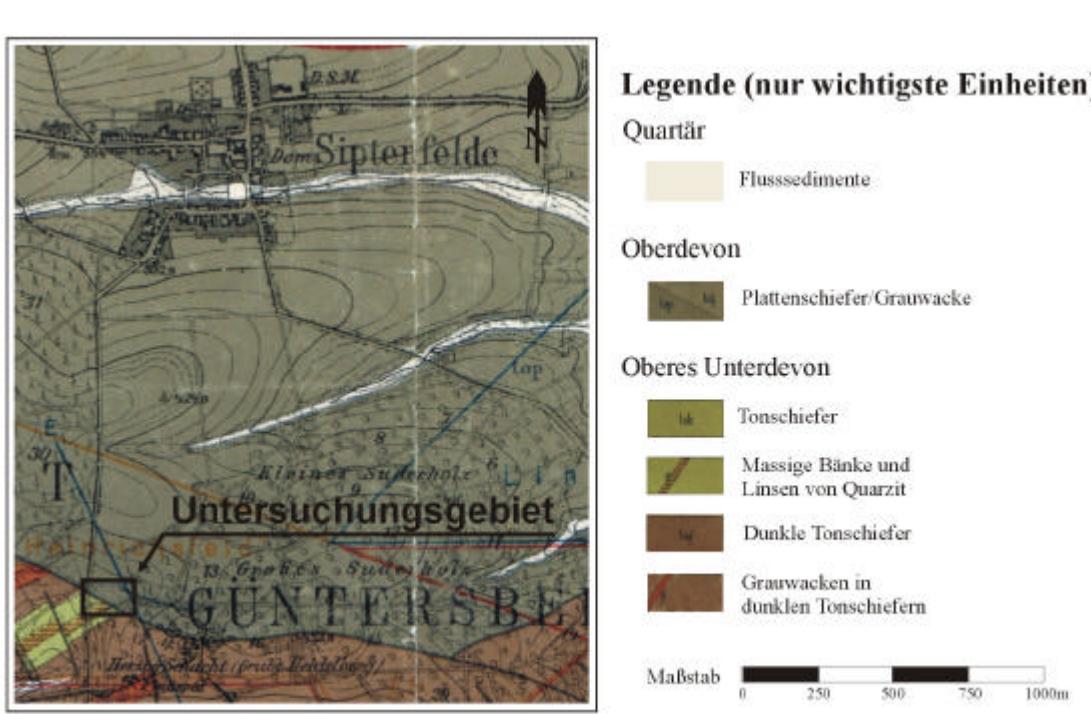


Abb. 3: Geologische Übersichtskarte aus PREUSSISCHE GEOLOGISCHE LANDESANSTALT, Blatt Harzgerode Nr. 2454; bearbeitet von DAHLGRÜN, 1926.

Die Tanner Zone, welche zum Oberdevon gehört, besteht aus flyschoiden Grauwacken und Grauwackenschiefern (Plattenschiefer). Diese sogenannten Tanner Grauwacken bilden bis zu

5 m mächtige, feinkörnige bis feinkonglomeratische Bänke. Gebietsweise treten auch Tonschiefer und Konglomerate auf. Tektonische Merkmale der Tanner Zone sind Biegegleitfalten mit NW- und SE-Vergenz sowie Transversalschieferung. Verschuppungen sind für die Grauwacken typisch. In den Plattenschiefern sind Falten mit spezialgefalteten Nordflanken zu finden (SCHWAB, 1999).

Die Harzgeröder Zone ist aus relativ flach gelagerten Gesteinen aufgebaut, die in das Unterdevon gestellt werden. In eine Matrix aus Tonschiefern sind größere Körper aus Grauwacke, Kalkstein, Quarzite, Kieselschiefer, Metabasite sowie Metabasittuff eingelagert. Innerhalb der Harzgeröder Zone überwiegen mittelsteil einfallende, NW-vergente Schuppen. Daneben tritt eine Schieferung auf, die mit einer B_2 -Großfaltung verbunden ist (SCHWAB, 1999).

Im Untersuchungsgebiet befindet sich das herzynisch streichende nach Süden einfallende Biwender Gangsystem, welches bergmännisch aufgefahren wurde (Abb. 4). Die Vererzung ist an Störungen gebunden. Der größte Teil der Mineralisationen entstand erst im Zeitraum zwischen dem oberen Perm/Trias und der tieferen Oberkreide (FRANZKE & ZERJADTKE, 1999).

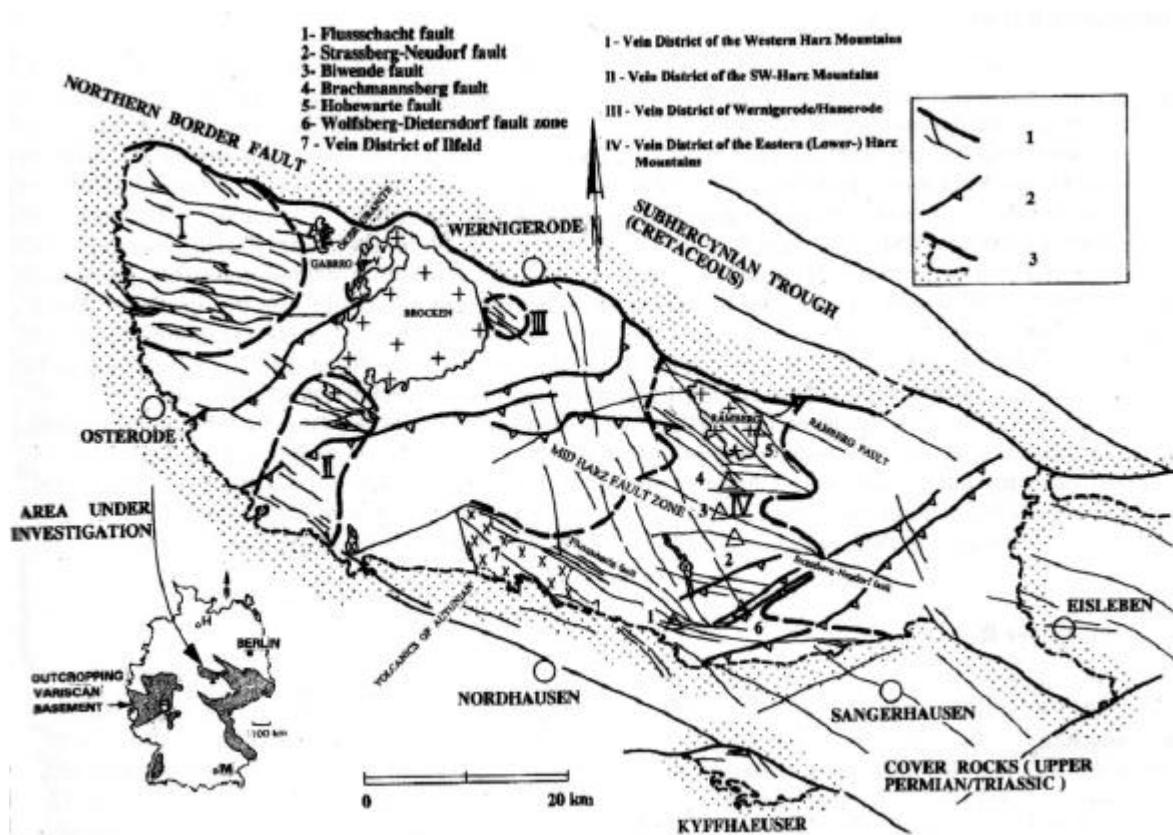


Abb. 4: Lagerstättenreviere des Harzes: Nr.3 Biwender Gangstruktur (aus FRANZKE & ZERJADTKE, 1999).

Mineralogisch besteht das Biwender Gangsystem aus Sulfiderzen wie Bleiglanz, silberführenden Erzen, Wolframit und Scheelit sowie Siderit. Ein weiteres wichtiges Mineral des Biwender Gangs und anderer Gangstrukturen ist der Fluorit. Innerhalb des Biwender Gangsystems wurde Fluorit in den Gruben Fluorschacht in Straßberg sowie Brachmannsberg nördlich

von Siptenfelde (über einen 3 km langen Querschlag mit dem Fluorschacht Straßberg verbunden) abgebaut (FRANZKE & ZERJADTKE, 1999). Es wurden drei Fluorittypen gefördert, die sich durch den Gehalt an Seltenen Erden unterscheiden.

4.3 Boden

Die im Unterharz vorkommenden Böden gehören zur Bodenregion des paläozoischen Mittelgebirges und Berglandes. Diese Bodenregion zeichnet sich durch eine im Hangenden der Festgesteine folgende mehrgliedrige Lockergesteinsdecke aus, die sich aus einem Fremd- und Lokalanteil (Löß und verwitterte Anteile des Festgestein) zusammensetzt.

Während der Saale-Kaltzeit oder der früheren Abschnitte der Weichsel-Kaltzeit wurden die Sedimente des unmittelbaren Untergrundes gebildet. Im darauf folgenden Hochglazial der Weichselvereisung bildeten sich äolische Deckschichten aus. Im Holozän wurden Flussschotter, Auensedimente, Dünen (Flugsande), Umlagerungssand Deckschutte, Abschlämmpmassen und Niedermoore gebildet (GEOLOGISCHES LANDESAMT SACHSEN-ANHALT, 1995).

Im Bereich des Unterharzes lagern über dem anstehenden Gestein Basisschutte. Diese werden von zweifach gegliederten Deckschichten aus Lößschutten bis Bergsandlößen sowie Berglößen überlagert. Typisch für diese Bodenregion sind Braunerden, Braunerden/Fahlerden sowie Braunpodsole. In Hohlformen können örtlich Braunstaugleye, Staugleye und Humusstaugleye auftreten (GEOLOGISCHES LANDESAMT SACHSEN-ANHALT, 1995).

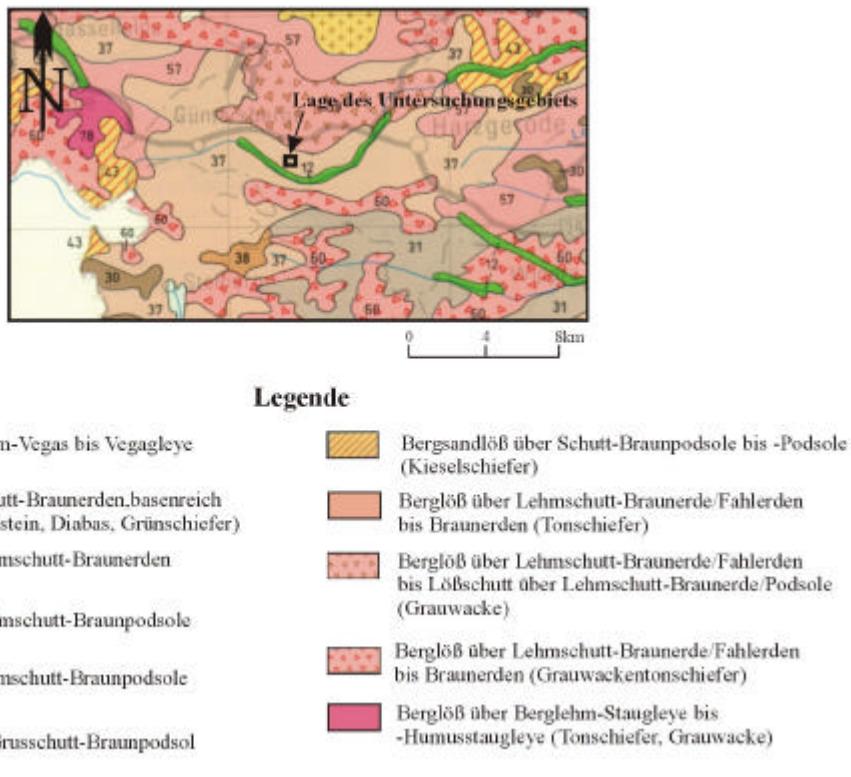


Abb. 5: Ausschnitt aus der Übersichtskarte der Böden von Sachsen-Anhalt (GEOLOGISCHES LANDESAMT SACHSEN-ANHALT, 1995).

Nach der Übersichtskarte der Böden von Sachsen-Anhalt im Maßstab 1:400 000 (Abb. 5) liegt das Untersuchungsgebiet im Bereich der Braunpodsolen, welche durch Lößschutt über Lehmschutt gekennzeichnet sind. Nach MACHULLA (aus ALTERMANN, 1995) weisen die Böden bei Siptenfelde niedrige (schwach saure, saure) pH-Werte sowie eine starke Abnahme des C_{org}-Gehaltes vom Ap-Horizont zu den darunter liegenden auf.

4.4 Hydrogeologie

Die Tonschiefer und Grauwacken des Untersuchungsgebietes weisen eine geringe Wasser-durchlässigkeit auf und sind daher als Grundwasserstauer anzusprechen. Innerhalb der Tonschiefer ist ein feines Kluftnetz mit geringen Öffnungsweiten vorhanden, welches relativ ge-ring durchlässig ist. Die Grauwacken besitzen eine gröbere Klüftung und somit eine höhere Durchlässigkeit. Im Gegensatz zu den Tonschiefer, welche ein dichtes Netz an Störungen aufweisen, besitzen die Grauwacken weitständige Störungen. Nach DMT (2000) weisen sowohl die Gangzonen als auch die übrigen Störungen nachweislich eine sehr hohe Durchlás-sigkeit auf, so dass Grundwasser entlang dieser Strukturen unabhängig von der Grundwasser-strömung des übrigen Gebirges lateral abströmen kann. Eine weitere wichtige Wasserweg-samkeit im Untersuchungsgebiet stellen die bergbaulichen Hohlräume dar. Nach DMT (2000) führten die Grubenbaue entlang der Gangzone zu einer deutlichen Erhöhung der Durchlässig-

keit dieser Bereiche. Demzufolge können die im Untersuchungsgebiet anstehenden Tonschiefer und Grauwacken als anthropogen beeinflusste Kluftgrundwasserleiter eingestuft werden.

4.5 Historischer Überblick

Das Untersuchungsgebiet wurde durch den jahrhundertlang andauernden Bergbau stark geprägt. Eine Übersicht über die Schachtanlagen im Untersuchungsgebiet und dessen Umgebung zeigt Abb. 6.

Der Bergbau im Untersuchungsgebiet geht urkundlich erwähnt bis in das 15. Jahrhundert zurück. Allerdings zeugen Pingen vom Typ „Schachtweitungsbau“ von einem älteren Bergbau. In der ersten Hälfte des 18. Jahrhunderts war der Bergbau in dieser Region von besonderer Bedeutung (BARTELS & LORENZ, 1993). Während der vorindustrielle Bergbau sich auf die Gewinnung von Metallen konzentrierte, wurde in der letzten Phase des Bergbaus hauptsächlich Fluorit abgebaut.

Der im Untersuchungsgebiet gelegene Fluorschacht (Abb. 6), welcher als Hauptschacht diente, wurde 1910 abgeteuft (aus GEYER, 2001). Die Flutung im Revier Straßberg erfolgte am 31.12.1992 und wurde bei 345 m üHN beendet. Es folgte die Auffahrung des „3-Stollen-Systems“ im Oktober 1998 und die damit verbundene Anhebung des Flutungsniveaus auf 357,5 m üHN in Straßberg (WINKLER, 2001). Bei diesem sogenannten „3-Stollen-System“ erfolgt die Annahme und Ableitung der Grubenwässer über drei niveaugleiche Stollen in das Biwender (Hauptschacht), Glasebach- und Brachmannsberger Revier (DMT, 2000). Nach Aussagen der DMT (2000) bot nur diese Variante die Gewähr für die geringstmögliche Mineralisation der anzunehmenden Wässer und damit für die Minimierung der Kosten einer möglicherweise erforderlichen Wasseraufbereitung. Wie HASCHE (2000) und WOLKERSDORFER & HASCHE (2001) zeigten, besteht heute eine vollständige Durchmischung der drei Bergwerksbereiche. Somit konnten die von DMT geplanten Maßnahmen nicht erreicht werden.

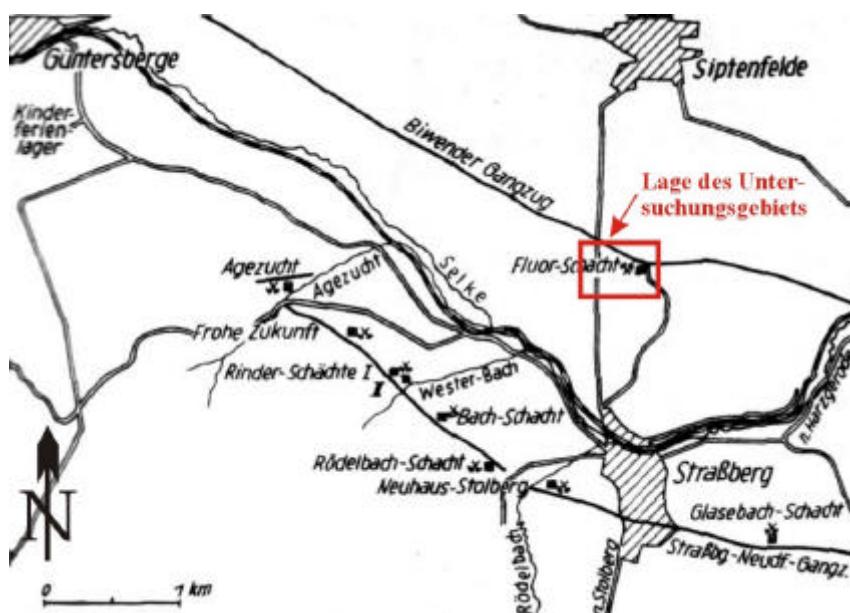


Abb. 6: Übersicht über die Lage der Schachtanlagen (aus RABITZSCH, 1964).

4.6 Geochemie der Gesteine und Böden

Schwermetalle sowie Aluminium und Arsen gehören zu den natürlichen Bestandteilen der Ausgangsgesteine und sind daher auch in Böden und Gewässern in unterschiedlichen Konzentrationen zu finden. Diese unterschiedlichen natürlichen Konzentration der Gesteine und Böden sind dabei abhängig von der Lithologie und der Vererzung (DVKW 117, 1998). In Tab. 1 sind die mittleren Gehalte einiger Schwermetalle in Grauwacken, tonigen Gesteinen und Böden aufgeführt.

Tab. 1: Mittlere Gehalte in mg/kg einiger ausgewählter Schwermetalle und Halbmetalle in Grauwacken (aus BLUME, 1992), tonigen Gesteinen und Böden (aus KUNTZE, 1994).

	As	Cd	Co	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Sn	Zn
Grauwacken	8	0,09	20	50	45	750	40	14	(3)	105
Tonige Gesteine	6,6	0,3	-	100	57	-	95	20	-	80
Böden	20	3	-	100	100	-	50	100	-	300

Treten Elemente in höheren Konzentrationen auf, werden sie als Schadstoffe bezeichnet. Neben geogen bedingten Grundbelastungen treten anthropogene Zusatzbelastungen auf. Eine starke Prägung der Böden im Harz geht von dem jahrhundertelangen Erzbergbau und seinen Halden aus (NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG, 2002). In vielen Gebieten der Erzgewinnung und -verhüttung liegen stark erhöhte Schwermetallgehalte vor, die durch erosive Prozesse wie z.B. Haldenabwehung verursacht werden. In Tab. 2 sind die Schwermetalle aufgeführt, die erhöhte Konzentrationen erwarten lassen. Es ist ersichtlich, dass im Bereich von Vererzungen und Lagerstätten erhöhte Gehalte an Cadmium, Kupfer, Nickel, Blei sowie Zink auftreten können. Da sich das Untersuchungsgebiet auf dem Gelände des ehemaligen Flussspatbergwerkes Strassberg befindet, sind erhöhte Metallgehalte im Boden sehr wahrscheinlich.

Tab. 2: Ursachen, die z.T. erhöhte Schwermetallgehalte erwarten lassen (aus BLUME, 1992).

Gebiet	Ursache	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Sr	U	V	Zn
Harz	Vererzung/Lagerstätten	x	(x)	x	x	x				x
	SiO ₂ -arme Gesteine			x		x			x	

4.7 Hydrogeochemie

Die Beschaffenheit eines Grundwassers ist abhängig von der Beschaffenheit des Neubildungswassers und den im Untergrund ablaufenden geochemischen Prozessen. Durch diese Prozesse verändert sich die Zusammensetzung eines Wassers auf seinem Fließweg durch den Untergrund. Das Ausmaß dieser Veränderung ist abhängig von der physikalischen und chemi-

schen Beschaffenheit der Gesteine, den Lagerungsverhältnissen, der Wassertemperatur, der chemische Beschaffenheit der Wässer und anthropogenen Einflüssen (MATTHESS, 1994).

Durch die Aufbereitung und Gewinnung im Bergbau werden normalerweise im Gestein eingeschlossene Sulfide freigesetzt (HELM, 1995). Die Beschaffenheit des Wassers wird somit durch die in Gegenwart von Sauerstoff, Niederschlagswasser und katalytisch wirksamen Bakterien stattfindende Verwitterung von Pyrit und anderen Sulfiden beeinflusst bzw. verändert. Derart veränderte Wässer mit niedrigen pH-Werten werden als Sauerwässer bezeichnet.

Bei der Oxidation von Pyrit entstehen Fe^{2+} -Ionen und Schwefelsäure. Durch die Säure kommt es zu einer Abnahme des pH-Wertes und zum chemischen Angriff anderer Minerale. Das zweiwertige Eisen wird in oxidierendem Milieu zu dreiwertigem Eisen oxidiert. Bei pH-Werten ab 3,2 bis 3,5 kann die Ausfällung des dreiwertigen Eisens als Eisenhydroxid erfolgen (HELM, 1995). Infolge dieser Reaktionen nimmt die Mineralisation der durch alte Abbae und vererzte Zonen migrierenden Wässer zu. Durch Sickervorgänge gelangen die Sauerwässer schließlich in Böden und Grundwässer.

Nach DMT (2000) nehmen die Gehalte (Fe_{ges} -, Mn-, F-, SO_4^{2-} -Gehalte) des Hauptschachtes mit der Tiefe hin zu. Des weiteren wurden im Jahr 2000 in einer Tiefe von 80 m (kurz unterhalb des jetzigen Auslaufniveaus der am Hauptschacht austretenden Grubenwässer) ein Fe_{ges} -Gehalt von 31 mg/l, ein Fe^{2+} -Gehalt von 28 mg/l sowie ein Mn-Gehalt von 6,2 mg/l gemessen (DMT, 2000). Zwischenzeitlich ist diese Schichtung jedoch zusammen gebrochen (WOLKERSDORFER & HASCHE, 2001).

4.8 Pedologische Untersuchungen

4.8.1 Probenahme

Die Probenahme erfolgte in Zusammenarbeit mit cand. Geol. Tobias Geyer, welcher die hydrologischen Verhältnisse des bestehenden Feuchtgebietes „Am Suderholz“ im Rahmen seiner Diplomarbeit untersuchte und zu diesem Zweck eine detaillierte Kartierung mittels Bohrtechnik durchführte. Die Entnahme des Probenmaterials erfolgte mit Hilfe des Bohrgerätes „Cobra“ mittels Rammkernsondierung. Dabei kamen Schlitzsonde und Rammkernsonde zum Einsatz. Die Bohrungen erfolgten ab Geländeoberkante bis zu 4 m uGOK in 1-m-Schritten. Wurde bereits in geringeren Tiefen das Eindringen der Sonde unmöglich, erfolgte der Abbruch der jeweiligen Bohrung. Es wurde angenommen, dass ab dieser Tiefe das anstehende Gestein beginnt (GEYER, 2001). An allen mit Schlitzsonde gewonnenen Proben wurden vor Ort eine Bodenansprache durchgeführt. Genauere Ausführungen über die Kartierung befinden sich in der Arbeit von GEYER (2001).

Parallel zur Kartierung von GEYER (2001) erfolgte die Entnahme der teufenorientierten Bodenproben mittels Rammkernsondierung. In die Rammkernsonde wurden Inliner aus Klar-sicht-PVC von je 1 m Länge und einem Durchmesser von 50 mm eingeführt, um ungestörte Bodenproben entnehmen zu können. Eine Entnahme von Bodenproben erfolgte bei den Bohrungen 4, 5a, 7 und 8, deren genaue Lage in Abb. 7 dargestellt ist. Es wurde ab der Geländeoberkante in 1-m-Schritten sondiert. Dabei wurde an Bohrung 4 1 m Probe und bei den Boh-

rungen 5a, 7 und 8 jeweils 2 m Probe mit den Inlinern gewonnen. Bohrung 5b wurde etwa 1 m entfernt von Bohrung 5a abgeteuft und diente der Bestimmung des k_f -Wertes. Nach Entnahme der Inliner aus der Rammkernsonde wurden beide Enden mit PVC-Kappen luftdicht verschlossen und bis zur weiteren Bearbeitung kühl gelagert.

Eine Ansprache der Bodenproben erfolgte im Labor. Farbunterschiede und hohe Feuchtigkeitsgehalte waren bereits an den geschlossenen Inlinern deutlich zu erkennen.

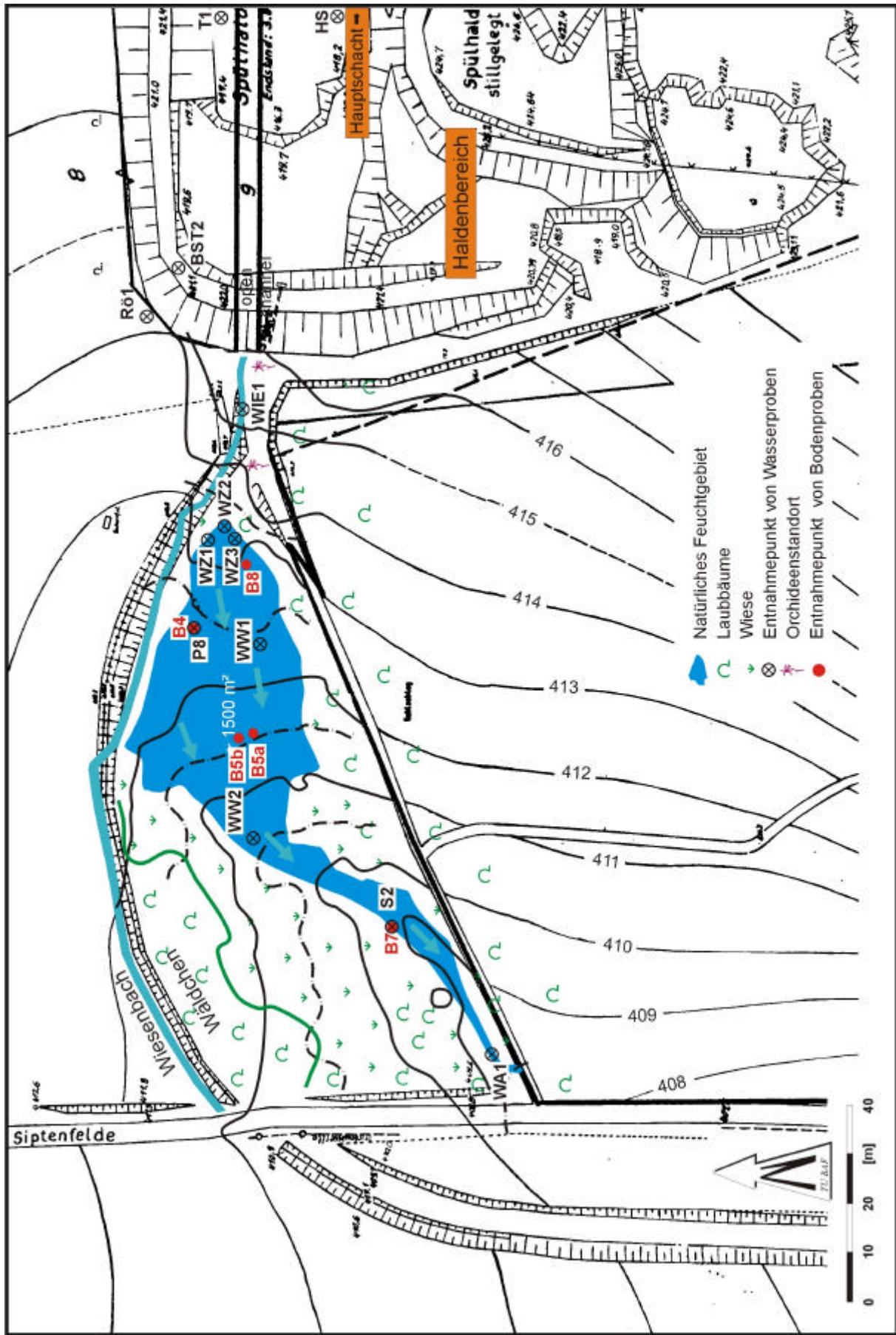


Abb. 7: Lage der Probenahmepunkte.

4.8.2 Probenvorbereitung

Ziel der Probenvorbereitung war es, lufttrockene Proben zu gewinnen, um spätere Analysen am Feinboden durchführen zu können. Die Aufbereitung und die Korngrößenanalyse sowie die in Kapitel 4.8.6.1 beschriebene Bestimmung des pH-Wertes wurde am Institut für Bohrtechnik und Fluidbergbau, Fachbereich Boden- und Gewässerschutz durchgeführt.

Die entnommenen Inliner wurden der Länge nach aufgesägt und halbiert. Danach erfolgte die Bodenansprache, die in Kapitel 4.8.3 ausführlich besprochen wird. In Tab. 3 sind die Probenbezeichnungen sowie die Entnahmetiefen aufgeführt.

Tab. 3: Probenbezeichnung sowie Entnahmetiefe in m uGOK.

Bohrpunkt	Probenabschnitt	Entnahmetiefe
Bohrung 4	B4/1	0,06-0,25
	B4/2	0,25-0,82
	B4/3	0,82-1,00
Bohrung 5a	B5a/1	0,05-0,17
	B5a/2	0,17-0,80
	B5a/3	0,80-1,26
	B5a/4	1,26-2,00
Bohrung 7	B7/1	0,12-0,26
	B7/2	0,26-0,37
	B7/3	0,37-0,48
	B7/4	0,48-1,12
	B7/5	1,12-1,88
	B7/6	1,88-2,00
Bohrung 8	B8/1	0,00-0,42
	B8/2a	0,42-1,30
	B8/2b	1,30-1,58
	B8/3	1,58-2,00

Nach der Bodenansprache im Labor wurde die Hälfte des feldfrischen Probenmaterials jedes Abschnitts mit Ausnahme des Feuchtrohhumus mit einem Kunststoffspatel aus dem Inliner entnommen, per Hand zerkleinert und in Polypropylen-Schalen gefüllt. Danach erfolgte die Trocknung der Proben 48 Stunden im Trockenschränk bei 40 °C und Umluft. Während und nach der Trocknung wurden die aufgrund ihres hohen Tongehaltes stark verklebten Proben möglichst ohne Zerstörung der einzelnen Körner per Hand bzw. mit Hilfe eines Achatmörser zerkleinert. Wurzel- und Pflanzenreste wurden aussortiert und verworfen. Danach erfolgte die Abfüllung der Proben in luftdicht verschließbare PE-Beutel.

Die Trennung der Proben in Grobboden (>2 mm) und Feinboden (<2 mm) erfolgte durch Sieben. Um Verunreinigungen des Bodens durch Metallsiebe zu vermeiden, wurde zur Trennung

ein 2-mm-Kunststoffsieb mit Nylongage verwendet. Die Probenanteile beider Fraktionen wurden auf 1 g Genauigkeit gewogen.

Alle Laboranalysen wurden am Feinboden durchgeführt.

4.8.3 Bodenansprache

Die Bodenansprache erfolgte in Anlehnung an DIN 4022, Teil1. Bei allen Horizonten erfolgte das Benennen und Beschreiben des Bodens nach folgenden Kriterien:

- ⇒ Bestimmung der Bodenart durch Fingerprobe laut Schlüssel zur Bestimmung der Körnungsart des Mineralbodens (SCHLICHTING et al., 1995)
- ⇒ Bestimmung der Farbe
- ⇒ Bestimmung des Humusgehalt
- ⇒ Bestimmung des Carbonatgehalt
- ⇒ Bestimmung des Feuchtegrades
- ⇒ Durchwurzelungsintensität
- ⇒ Konsistenz

Zur Farbansprache wurden die Bodenfarbtäfeln von MUNSELL COLOR (1992) benutzt. Für alle Bohrungen wurde eine zeichnerische Darstellung des Schichtenverzeichnis nach DIN 4023 mit dem Programm solid LOG erstellt. Zur vollständigen Darstellung der Profile der einzelnen Bohrungen wurden zusätzlich die Angaben aus der Diplomkartierung von GEYER (2001) übernommen. Außerdem wurden z.T. Fotos der Bohrungen angefertigt.

4.8.4 Bodenzusammensetzung

Um Angaben über die Bodenzusammensetzung zu gewinnen, erfolgte eine röntgenografische Untersuchung der Proben aus Bohrung 5a im Mineralogischen Labor am Institut für Mineralogie. Diese Bohrung wurde ausgewählt, da sie den Bodentyp des Feuchtgebietes gut repräsentiert. Es wurden die Tonminerale sowie die kristallinen Eisenphasen bestimmt.

Um die Tonminerale röntgenografisch nachweisen und bestimmen zu können, müssen diese angereichert werden. Die Probenmenge richtet sich nach den Ergebnissen der Kornverteilungsanalyse. Die Proben B5a/1 und B5a/2 wurden auf etwa 20 g heruntergeviertelt, Proben Ba5/3 und 5a/4 auf etwa 30 g.

Enthalten die Proben Karbonate, Fe- und Mn-Oxide oder organische Bestandteile, müssen diese vor der weiteren Bearbeitung entfernt werden. Der Gehalt an organischen Bestandteilen ist jedoch so gering (0,2 bis 2,8 %), dass eine Entfernung nicht nötig war. Eine Karbonatzerstörung war ebenfalls nicht notwendig, da alle Proben Karbonat-Gehalte unter 1 % aufwiesen. Die Entfernung von Fe- und Mn-Oxiden wurde durchgeführt. Dazu wurden die Proben von ca. 20 g mit 50 ml Natriumcitrat-Lösung und 10 ml NaHCO₃-Lösung versetzt. Den Proben mit ca. 30 g Einwaage wurde entsprechend mehr zugesetzt. Alle vier Proben wurden auf 75 bis 80 °C erhitzt und danach 3 g bzw. 4,5 g Natriumdithionit zugegeben. Bei allen Proben erfolgte ein Farbumschlag von braun nach grau. Die Proben wurden über Nacht stehen gelas-

sen und danach mit 2M NaCl-Lösung versetzt, um die gelösten Eisenverbindungen herauszulösen. Dieser Vorgang wurde mehrmals wiederholt, um eine vollständige Entfernung der Eisenverbindungen zu gewährleisten. Abschließend wurde mit destilliertem Wasser nachgewaschen, um das NaCl aus der Probe zu entfernen.

Nach dem Waschen wird die Probe mit der Hand durch ein Sieb mit der Maschenweite 63 µm gestrichen und mit destilliertem Wasser nachgespült bis keine Trübung mehr vorhanden war. Beide Fraktionen wurden getrocknet und ausgewogen. Die Proben <63 µm wurden auf etwa 2 g heruntergeviertelt, aufgemörsernt und gesiebt (<30 µm). Im Ardenne-Vibrator wurden die Proben homogenisiert.

Für die Bestimmung der Eisenphasen wurden die Proben der Bohrung B5a auf etwa 2g heruntergeviertelt, aufgemörsernt, gesiebt und homogenisiert.

4.8.5 Bodenphysikalische Parameter

4.8.5.1 Korngrößenanalyse

Um die Korngrößenverteilung zu bestimmen, wurde eine Korngrößenanalyse durchgeführt. Die Bestimmung der einzelnen Korngrößenfraktionen erfolgte am Grob- und Feinboden aller Horizonte. Die Analyse des Feinbodens erfolgte in Anlehnung an DIN 19683.

Grobbodyn

Am Grobbodenanteil der vier Bohrungen wurden die Kiesfraktionen Feinkies (2 mm - 6,3 mm), Mittelkies (6,3 mm – 20 mm) und Grobkies (20 mm – 63 mm) bestimmt.

Dazu wurde der gesamte Grobbodenanteil jeder Probe mit Hilfe eines Plastelöffels auf ein 2-mm-Sieb gegeben und durch Nasssiebung der am Grobboden noch verbliebenen Feinboden abgetrennt. Der Grobboden wurde im Trockenschrank bei 105°C getrocknet und anschließend gewogen. Danach wird er mittels trockener Siebung in die einzelnen Kiesfraktionen getrennt und anschließend gewogen. Von der Einwaage des Grobbodens wurden die abgespülten Partikel <2 mm abgezogen und verrechnet.

Feinbodyn

Bevor die Korngrößenanalyse des Feinbodens durchgeführt werden kann, müssen die Proben einer Vorbehandlung unterzogen werden, um die organische Substanz zu zerstören. Dies ist notwendig, da die organische Substanz die mineralischen Teilchen miteinander verbindet und so eine Dispergierung verhindert (ROWELL, 1997).

Zunächst wurde vom lutro-Feinboden eine repräsentative Analysemenge eingewogen. Da die Bodenproben vorwiegend lehmig oder schluffig sind, wurde 20 g Einwaage verwendet. Die Einwaage wurde auf 0,0001 g Genauigkeit bestimmt.

Die eingewogenen Proben wurden mit destilliertem Wasser in ein 500-ml Becherglas gespült und mit etwa 100 bis 200 ml destilliertem Wasser aufgefüllt. Danach erfolgte die Zugabe von 100 ml 15 MASSEN-% H₂O₂. Bei den Proben 4/1, 5/1, 7/1, 7/2, ,7/4, 8/1 und 8/3 wurde ein

starkes Aufschäumen beobachtet. Um den Vorgang der Zerstörung der organischen Substanz zu beschleunigen, wurden die Proben nach dem Abklingen der Reaktion im Sandbad bei 40 °C 8 Stunden erwärmt und dabei ständig gerührt, um die Bildung von Tonhäutchen zu verhindern. Die Proben 4/1, 4/2, 5/1, 7/1, 7/2, 7/3, 7/4 und 8/1 wiesen einen hohen Anteil an organischer Substanz auf und mussten daher erneut mit 10 ml 15 MASSEN-% H₂O₂ versetzt und weiter erhitzt werden, bis sich kein CO₂ mehr entwickelte. Über Nacht wurden alle Proben abgedeckt stehen gelassen und nach 12 Stunden bis zum Sieden erhitzt, um so das H₂O₂ vollständig auszutreiben.

Nach Abkühlen der Proben erfolgte die Dispergierung des Bodens. Dazu wurden die entstandenen Suspensionen in 500 ml Kunststoffflaschen umgefüllt, mit jeweils 25 ml 0,4 N Na₄P₂O₇- Lösung (Natriumpyrophosphat) versetzt und auf ca. 250 ml mit destilliertem Wasser aufgefüllt. Danach werden die Proben im Überkopfschüttler 6 h geschüttelt.

Da keine der feldfrischen Proben mit 10%-iger HCl reagierte, kann davon ausgegangen werden, dass die Carbonatgehalte der Bodenproben sehr gering sind. Daher wurde eine Carbonatzerstörung nicht durchgeführt.

Nach der Vorbehandlung wurde mittels Nasssiebung die Sandfraktion (>0,063 mm) vom übrigen Probenmaterial abgetrennt und die Ton- und Schlufffraktion dabei in den Köhnzylinder gespült. Dieser wird mit destilliertem Wasser auf 1000 ml aufgefüllt.

Die Siebe mit den Fraktionen >0,063 mm wurden im Trockenschrank etwa 24 Stunden bei 60 °C getrocknet und danach auf 0,01 g Genauigkeit gewogen. Die so gewonnenen Siebrückstände werden durch Trockensiebung in Feinsand, Mittelsand und Grobsand auf der Rüttelmaschine der Firma „Retsch“ getrennt. Dazu wurde an der Rüttelmaschine eine Amplitude von 0,5 mm mit einer Siebdauer von 5 min eingestellt. Danach wurden die einzelnen Sandfraktionen direkt im Sieb auf 0,01 g Genauigkeit gewogen.



Abb. 8: Versuchsanordnung der KÖHN-Pipettierung.

Die Trennung der Schluff -Fraktion und des Tonanteils erfolgt durch die Pipettierung nach KÖHN. Wie alle anderen Sedimentationsverfahren basiert auch dieses Analyse auf dem STOKES`schen Gesetz. In Abb. 8 ist die Versuchsanordnung dargestellt.

Bei dem Verfahren nach KÖHN erfolgte zur Bestimmung der einzelnen Fraktionsanteile die Entnahme von Aliquoten mit definierter Menge zu bestimmten Zeiten in Abhängigkeit von Temperatur und Absaugtiefe. In einer Absaugtiefe von 20 cm wurden die Aliquote für die Grob-, Mittel- und Feinschluff- Fraktion gewonnen und in vorbereitete Wägschälchen überführt. Die Aliquote für die Tonfraktion wurden, um die Versuchsdauer zu verkürzen, in einer Absaugtiefe von 10 cm entnommen. Alle gewonnenen Aliquote wurden bei 105 °C über Nacht getrocknet, im Exsikkator abgekühlt und auf 0,0001 g Genauigkeit gewogen.

4.8.5.2 Bestimmung des k_f -Wertes

Die Bestimmung des k_f -Wertes erfolgte im Institut für Geotechnik mittels Triaxialzellen. Dabei erfolgte der Versuch unter isotroper statischer Belastung. Die Versuchsanlage entspricht DIN 18130, Teil 1.

Ziel dieses Versuches war es, einen Anhaltspunkt über die Durchlässigkeit des Bodens im Feuchtgebiet zu erhalten. Aus diesem Grund wurden zwei Proben ausgewählt, die durch die Rammkernsondierung mit einem Inliner gewonnen wurden. Beide Proben stammen aus dem obersten Horizont der Bohrung 5b, welche für die Bestimmung des k_f -Wertes 1 m abgeteuft wurde.

Aus dem Inliner wurden zwei 100 mm lange Probekörper herausgesägt. Die Schnittflächen wurden mit einem Messer nachgearbeitet, um durch das Aufsägen entstandene Kunststoffreste zu entfernen. Beide Proben haben einen Durchmesser von 46 mm.

Für spätere Berechnungen wurde an einem Teil der Probe des obersten Horizontes der Wassergehalt gravimetrisch bestimmt. Dazu wurde das Gewicht der feldfeuchten und der bei 105 °C getrockneten Probe ermittelt.

Da die beiden Probenkörper einen geringeren Durchmesser als die üblicherweise in die Triaxialzellen eingebauten Proben haben, mussten kleinere Probensockel und -kopfstücke eingebaut werden. Die Proben wurden vorsichtig aus dem Inliner in Latexhüllen gedrückt. Auf dem an der Bodenplatte befestigten Probensockel wurden drei Filterlagen aufgebracht. Die Auflage der Filterlagen erfolgte in der Reihenfolge: Filter mit Porendurchmesser 1 mm, Filter mit Porendurchmesser 0,63 mm und weitporiges Filterpapier. Dann wurde der Probensockel entlüftet, die Probe aufgesetzt und mit Gummiringen fixiert. Zwischen Probe und Probenkopfstück wurden ebenfalls die drei Filterlagen angefangen mit dem weitporigen Filterpapier eingebracht. Nach Zugabe von Natriumfluorescein (Uranin), welches dazu dient, eventuelle Un dichtheiten zu erkennen, wurde die Triaxialzelle mit der Kopfplatte verschlossen. Der fertige Versuchsaufbau ist in Abb. 9 dargestellt.

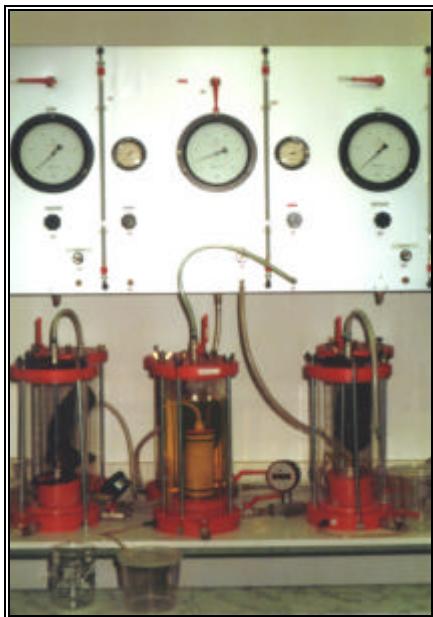


Abb. 9: Bestückte Triaxialzelle.

Da aufgrund der Korngrößenverteilung anzunehmen ist, dass die Proben sehr undurchlässig sind, wurde ein hydraulisches Gefälle von $i = 30$ angelegt.

Zur Berechnung des Durchströmungsdruckes (Innendruck) wurde folgende Gleichung verwendet:

$$p_d = i * l * 0,1 \quad (1)$$

p_d ... Durchströmungsdruck

i ... hydraulisches Gefälle

l ... Probenlänge in m

Der Außendruck wird 20% höher als der Innendruck angesetzt. Alle Werte sind in Anlage 4 nachzulesen.

4.8.6 Bodenchemische Parameter

4.8.6.1 pH-Wert

Die Bestimmung des Boden-pH-Wertes erfolgte am Feinboden im Boden-Lösungsgemisch.

Der Boden-pH wurde mit drei verschiedenen Lösungen bestimmt. Von jedem Horizont der vier Bohrungen wurden drei Teile von je 10 g repräsentativer lutro-Probe eingewogen und in kleine Bechergläser gefüllt. Danach wurden die Bodenproben mit je 25 ml destilliertem Wasser bzw. 0,1 N KCl-Lösung bzw. 0,01 N CaCl₂-Lösung versetzt und verrührt. Die Gemische wurden 4 Stunden abgedeckt stehen gelassen und dabei mehrfach gerührt. Nach Ablauf der vier Stunden erfolgt die pH-Messung elektrometrisch in der überstehenden Lösung mit einer pH-Elektrode, die vor der Messung mit Lösungen bekannter pH-Werte kalibriert wurde.

Aufgrund der geringen Probenmenge von Probe B7/6 wurde der pH-Wert nur mit destilliertem Wasser und KCl-Lösung bestimmt.

4.8.6.2 Kohlenstoff-, Stickstoff-, Schwefel-Bestimmung

Die CNS-Bestimmung erfolgte am Institut für Mineralogie, Fachbereich Analytische Geochemie und Umweltgeochemie und diente der Bestimmung der Gesamtgehalte an Kohlenstoff, Stickstoff und Schwefel in den Proben.

Um diese Analyse durchführen zu können, wurden etwa 30 mg repräsentative Probe jeder Feinbodenprobe analysefein (<63 µm) aufgemahlen und in kleine Glasrörchen abgefüllt.

Die Messungen erfolgten mit dem Analysegerät „Elementar vario EL“ der Firma Analysesystem GmbH. Der Aufschluss der zu analysierende Substanz erfolgt durch oxidative Verbrennung. Dabei wurden die in Zinnschiffchen eingefalteten analysefein aufgemahnen und mit einem Katalysator versetzten Proben bei etwa 1150 °C explosionsartig verbrannt. Der Substanzaufschluss erfolgt quantitativ (RÜDIGER, 2001).

In zwölf Zinnschiffchen wurde zunächst zwischen 2,8 und 3,2 mg Sulfanilsäure II eingewogen und mit der dreifachen Menge Wolfram-(VI)-Oxid versetzt, das bei dieser Analyse als Katalysator fungiert. Sulfanilsäure ist ein Standard für die CNS-Bestimmung und wird zur Tageskalibrierung verwendet.

Danach wurden jeweils höchstens 20 g der aufbereiteten Probe eingewogen und die dreifache Menge Wolfram-(VI)-Oxid dazugegeben. An den Proben B4/2, B5/2 und 7/3 wurde eine Doppelbestimmung durchgeführt.

Außerdem wurden 3 Zinnschiffchen mit einer Referenzprobe (Braunerde BHA-1) bestückt, deren Gehalte an CNS vor, während und nach der Messung der Bodenproben mitbestimmt wurden, um die Funktionstüchtigkeit des Gerätes zu überprüfen.

4.8.6.3 Organischer Kohlenstoff

Da die CNS-Bestimmung nur Aufschluss über den Gesamtkohlenstoffgehalt gibt, wurde zusätzlich von allen Bodenproben eine Bestimmung des Gehalts an organischem Kohlenstoff durchgeführt. Mit beiden Werten konnte der Gehalt an anorganischen Kohlenstoff bestimmt werden.

Um diese Analyse durchführen zu können, wurden die Proben einer Vorbehandlung unterzogen, welche an DIN ISO 10694 angelehnt war. Es wurde jeweils etwa 2,5 bis 4 g analysefein aufgemahlene Probe in vorbereitete Bechergläser eingewogen.

Zur Entfernung des organischen Kohlenstoffs wurden die aufbereiteten Bodenproben mit je 20 ml 1:3 verdünnte Salzsäure versetzt, verrührt und abgedeckt über Nacht stehen gelassen. Danach wurde mit verdünnter HCl geprüft, ob die Reaktion vollständig abgelaufen ist. Nach dem Absetzen der Proben wurde die überstehende Lösung mit einer Absaugpipette entfernt und das Material mit bidestilliertem Wasser säurefrei gewaschen. Die so behandelten Proben

wurden bei 60 °C über Nacht getrocknet und nach dem Abkühlen gewogen. Zum Abschluss der Vorbehandlung wurden die Proben wieder analysenfein aufgemahlen.

Des weiteren wurde auch die Referenzprobe mit verdünnter Salsäure gewaschen. Im Unterschied zu den anderen Proben erfolgte das Dekantieren und Waschen der Probe mit Hilfe eines Hartfilters, da sich die Probe nach dem Verrühren nicht vollständig absetzte.

Die Bestimmung des Gehaltes an organischem Kohlenstoff erfolgte ebenfalls durch oxidative Verbrennung mit dem Analysegerät „Elementar vario EL“ der Firma Analysesystem GmbH. Die erhaltenen Analyseergebnisse beziehen sich auf die unbehandelten eingewogenen Proben (Einwaage) und müssen auf die säurebehandelten Proben (Auswaage) umgerechnet werden. Zur Berechnung wurde folgender Ansatz verwendet:

$$\frac{\text{Auswaage[g]} * \text{Analysenergebnis[%]}}{\text{Einwaage[g]}} = C_{\text{org}} \text{ korrigiert[%]} \quad (2)$$

Aus den Gehalten an Gesamtkohlenstoff und organischen Kohlenstoff lassen sich die Gehalte an anorganischem Kohlenstoff ableiten (Anlage 2/2).

4.8.6.4 Schwermetalle sowie Aluminium und Arsen

Die Extraktion und Analyse der Schwermetalle Ag, Cd, Cr, Co, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb und Zn sowie Al und As wurde am Institut für Mineralogie, Fachbereich Analytische Geochemie und Umweltgeochemie durchgeführt. Für die Analyse des löslichen Metallanteils aller zu untersuchenden Proben wurde der aufbereitete Feinboden (Kapitel 4.8.6.2) verwendet und durch Königswasser aufgeschlossen.

Die Aufschlüsse mit Königswasser wurden in der Behrotestapparatur durchgeführt. Dazu wurde jeweils etwa 1 g analysenfeine Probe eingewogen, in die vorbereiteten Aufschlussgefäße überführt und mit 15 ml konzentrierter Salzsäure (p.a. Merck) und 5 ml konzentrierter Salpetersäure (p.a. Merck) heruntergespült. Auf die Aufschlussgefäße wurden Kühler und Absorptionsgefäße aufgesetzt. Die Absorptionsgefäße wurden mit ca. 10 ml verdünnter Salpetersäure gefüllt. Danach wurde die Apparatur über Nacht zum Ausgasen stehen gelassen. Am folgenden Tag wurden die Proben je 80 min. bei 100 °C und bei 105 °C gekocht und dabei mit Wasser gekühlt. Nach Abkühlung der gesamten Apparatur wurden die Absorptionsgefäße mit bidestilliertem Wasser ausgespült, die Lösung durch den jeweiligen Kühler zur Probe gegeben und mit bidestilliertem Wasser nachgespült. Diese Probelösungen wurden in 100 ml Maßkolben überführt. Nach dem Abkühlen wurden die Maßkolben bis zum Eichstrich aufgefüllt, geschüttelt und über einen Hartfilter in PP-Flaschen filtriert.

Die so gewonnenen Aufschlüsse wurden im geochemisch-analytischem Labor am Institut für Mineralogie analysiert. In Tab. 4 sind die Nachweisgrenzen und die Analysemethode der einzelnen Elemente aufgeführt.

Tab. 4: Bestimmungsgrenzen in mg/kg und Analysemethoden.

	Cd	As	Cr	Zn	Co	Mn
Best.grenze	0,01	10	1	1	1	0,5
Analysemethode	AAS	ICP-AES	ICP-AES	ICP-AES	ICP-AES	ICP-AES
	Pb	Ni	Al	Cu	Ag	Fe
Best.grenze	5	10	50	1	1	10
Analysemethode	ICP-AES	ICP-AES	ICP-AES	ICP-AES	ICP-AES	ICP-AES

4.9 Hydrochemische Analysen

4.9.1 Probenahme

Die Entnahme von Wasserproben erfolgt in zweimonatigen Abständen von Oktober 2000 bis Juli 2001. Insgesamt wurden im Rahmen dieser Diplomarbeit fünf Probenahmen durchgeführt. Die Probenahmepunkte sind in Abb. 7 dokumentiert.

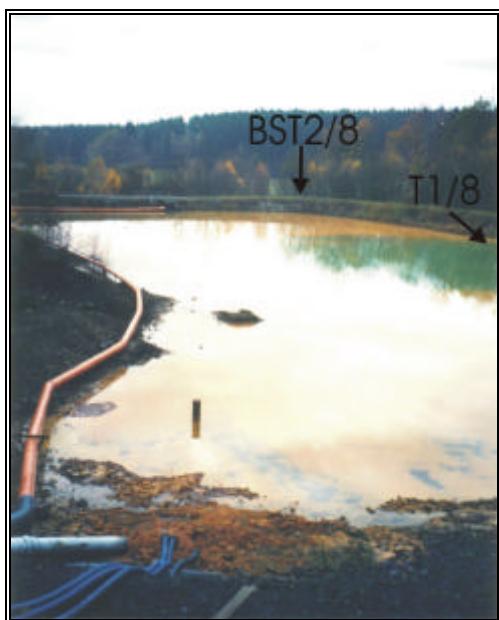


Abb. 10: Sedimentationsteich mit Probenahmepunkten.

Die aus dem Hauptschacht-Auslauf (HS1) entnommenen Wasserproben sind Grubenwasserproben. Durch eine aktive Wasserreinigungsanlage wird das ausströmende Grubenwasser aufbereitet. Dazu wird dem Wasser Kalkmilch zugegeben, um den pH-Wert zu erhöhen. Durch Einsatz eines Belüfters wird Sauerstoff zugeführt. Aufgrund der Erhöhung des pH-Wertes und des Sauerstoffgehaltes erfolgt die Ausfällung von Fe^{3+} -Verbindungen. Das so aufbereitete Wasser wird in drei aufeinanderfolgende Absetzbecken (Sedimentationsteiche) geleitet. Aus dem in Abb. 7 und Abb. 10 dargestellten Teich wurde im Rahmen einer Komplettprobennahme eine Wasserprobe entnommen (T1/8).

Durch die geringe Fließgeschwindigkeit in den Becken können sich die ausgebildeten Eisenverbindungen absetzen. Das gereinigte Wasser wird über einen Rohrauslass in den Wiesenbach abgeführt. Da das Feuchtgebiet möglicherweise durch das Wasser des Wiesenbaches

gespeist wird, wurde dieser Punkt (WIE1) mitbeprobt (Abb. 11). Des weiteren wird angenommen, dass das Feuchtgebiet von Haldenwasser und Sickerwasser aus den Absetzbecken gespeist wird.



Abb. 11: Probennahmepunkt WIE1.

Die dem Feuchtgebiet entnommenen Proben sind ebenfalls in Abb. 7 dargestellt. Die Zuläufe befinden sich im Osten des Feuchtgebiets. Am Feuchtgebietzulauf 1 (WZ1) und 4 (WZ4) konnte nur eine einmalige Probenahme erfolgen, da diese Beprobungspunkte durch Wildschweine zerstört wurden. Der Feuchtgebietzulauf 3 wurde nicht berücksichtigt. Am Feuchtgebietzulauf 2 (WZ2) wurden kontinuierlich Proben entnommen. Innerhalb des Feuchtgebiets wurden die Punkte WW1 und WW2 beprobt (Abb. 7). Der Abfluss (WA1) liegt im Südwesten des Feuchtgebiets (Abb. 7).

Im Rahmen einer Komplettprobennahme (28.06.01 und 29.06.01) wurden weitere Proben entnommen, um den Chemismus dieser Wasserproben mit denen des Feuchtgebiets zu vergleichen und somit Rückschlüsse auf den Stoffkreislauf zu ziehen. Die Lage dieser Punkte ist ebenfalls in Abb. 7 dargestellt. Neben der Entnahme einer Wasserprobe aus dem Sedimentationsteich (T1/8) erfolgte eine weitere in der Bohrung BST2 (BST2/8) auf dem Damm des Teiches (Abb. 10) sowie aus einem Drainageröhrchen (Rö1/8) vor dem Damm. Zwei weitere Wasserproben wurden innerhalb des Feuchtgebiets aus Pegel 8 (P8/8) und aus Beobachtungsrohr S2 (S2/8), das in Abb. 12 dargestellt ist, entnommen. Diese beiden Pegel wurden im Rahmen der Diplomarbeit von GEYER (2002) ausgebaut.

In der Regel wurden die Wasserproben mit Hilfe eines Messbechers (500 ml) entnommen und in PE-Flaschen abgefüllt. Die Probenahme an den Punkten BST2/8, P8/8 und S2/8 erfolgt mit Hilfe einer selbstansaugenden Schlauchpumpe.



Abb. 12: Blick von Südwesten auf das Feuchtgebiet mit Probennahmepunkt S2/8.

Die Probenmenge für die Bestimmung der Hauptionen betrug im allgemeinen 500 ml. Die Schwermetallproben wurden vor Ort mit 0,20 µm Na-Aacetat-Membranfiltern filtriert und mit 1 ml konzentrierter HNO₃ angesäuert, um Ausfällungen von Metallhydroxiden zu verhindern. Es wurden jeweils 100 ml Probe entnommen. Die Proben WA1/4, WW2/4 und WIE1/4 (06.12.00) wurden infolge eines Defektes der Filterapparatur unfiltriert genommen. Zusätzlich zu den filtrierten Schwermetallproben wurden an den Proben HS1 und WIE1 (außer bei Probenahme 8 vom 27.06.01) 100 ml unfiltrierte Probe genommen und ebenfalls angesäuert. Diese unfiltrierten Proben geben Aufschluss über den Schwebgehalt.

Bei Bohrung BST2/8 konnten nur die Vor-Ort-Parameter bestimmt werden, da die Beprobung aufgrund des hohen Eisenschlammgehaltes nicht möglich war.

Tab. 5: Vor-Ort-Parameter.

Parameter		Einheit
Leitfähigkeit	(Lf)	µS/cm
pH-Wert	(pH)	
Redoxpotential	(Eh)	mV
Sauerstoffgehalt	(O ₂)	mg/l und %
Wassertemperatur	(T _w)	°C
Lufttemperatur	(T _L)	°C

4.9.2 Vor-Ort-Parameter

Die in Tab. 5 zusammengestellten physikochemischen Parameter des Wassers wurden elektrometrisch vor Ort in einem Messbecher bestimmt. Aufgrund dieser Messmethode sollten die gemessenen Redoxpotentiale und Sauerstoffgehalte unter Vorbehalt betrachtet werden. Aller-

dings können Aussagen über die Größenordnung der beiden Parameter durchaus getroffen werden.

Zusätzlich wurden vor Ort jeweils der K_S - und K_B -Wert titrimetrisch bestimmt und die Gehalte an Gesamteisen und Eisen(II) gemessen.

Mit Hilfe der trimetrischen Bestimmung der Kohlensäurespezies (K_S - und K_B -Wert) können Aussagen zum Puffervermögen des Wassers und des HCO_3^- -Gehaltes getroffen werden. Die Messung erfolgt mit dem HACH-Digitaltitrator und mit einer pH-Messelektrode an jeweils 25 ml Probevolumen. Zur Bestimmung des K_B -Wertes wird mit 0,1 N NaOH bis zu einem pH-Wert von 8,2 titriert. Durch Titration mit 0,1 N HCl bis zu einem pH-Wert von 4,3 erhält man den K_S -Wert. Diese Angaben gelten für Ausgangs-pH-Werte im Bereich von 4,3 bis 8,2. Da die pH-Werte des Wiesenbachs immer größer 8,2 waren, wurde mit 0,1 N HCl zunächst bis zu einem pH-Wert von 8,2 (K_B -Wert) und danach bis zu einem Wert von 4,3 (K_S -Wert) titriert.

Eisen ist eine der Hauptschadstoffkomponente des Grubenwassers. Da Eisen(II) nicht beständig ist, muss es vor Ort mit einem transportablen Spektralphotometer bestimmt werden. Auch der Gehalt an Gesamteisen wurde gemessen. Die Probenvorlage zur Bestimmung des Eisen(II) betrug 25 ml, zur Bestimmung des Gesamteisen 10 ml. Die obere Bestimmungsgrenze des Gerätes liegt bei 3,00 mg/l Fe_{ges} bzw. Fe(II). Da einige Proben (WZ1/3, WZ4/3, HS1/4-HS1/8) höhere Eisengehalte aufwiesen, war eine Verdünnung aufgrund der Bestimmungsgrenze notwendig. Es wurde eine 10fache Verdünnung gewählt.

4.9.3 Wasserinhaltsstoffe

4.9.3.1 Hauptionen

Die Bestimmung der Hauptionen erfolgte im Hydrologischen Labor des Instituts für Hydrogeologie.

Es wurden folgende Komponenten bestimmt:

Kationen: Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} und Li^+

Anionen: Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} und F^-

Die Analyse der Hauptionen erfolgt mit Ausnahme des F-Ions durch Ionenchromatographie. Bei der Messung wurden Leitfähigkeits- sowie UV-Detektion genutzt. Die Bestimmungsgrenzen der einzelnen Elemente ist in Tab. 6 dargestellt.

Tab. 6: Bestimmungsgrenzen Ionenchromatographie. Mengenangaben in mg/L (VOLKE 2000).

Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+	Li^+	Cl^-	SO_4^{2-}	NO_3^-
Best.-grenze 0,8	0,2	0,1	0,5	0,05	0,7	2,0	0,5

Das Anion Fluorid wurde von Dipl.-Geol. Claudia Winkler mit Hilfe einer Festkörperelektrode bestimmt.

4.9.3.2 Schwermetalle, Lanthanoide sowie Aluminium und Arsen

Die Analyse der Schwermetalle sowie Aluminium und Arsen wurde mit Ausnahme der Wasserproben der Probenahme 4 am Institut für Mineralogie, Fachbereich Analytische Geochemie und Umweltgeochemie durchgeführt. Die Analyse der Proben vom 04.10.00 (Probenahme 4) erfolgte an der Fakultät Forst-, Geo- und Hydro-Wissenschaften, Fachrichtung Forstwissenschaft, der Technischen Universität Dresden in Tharandt. An den unfiltrierten sowie filtrierten Wasserproben wurden folgende Elemente bestimmt: Fe, Mn, Ni, Zn, Li, Al, Co, Cu, As, Ag, Sr, Y, Mo, Cd, Sn, Ba, La, Ce, Pr, Nd, Sm, Gd, Dy. Zur Anwendung kamen die Analysemethoden ICP-MS, ICP-AES und ICP-AAS.

In Tab. 7 sind die Bestimmungsgrenzen der einzelnen Elemente, die mit ICP-MS bestimmt wurden, aufgeführt.

Tab. 7: Bestimmungsgrenzen ICP-MS. Mengenangaben in µg/L.

Mn	Ni	Li	Al	Zn	Co	Cu	As	Ag	Sr	Y
1	1	10	10	10	1	1	10	1	1	1
Mo	Cd	Sn	Ba	La	Ce	Pr	Nd	Sm	Gd	Dy
1	1	10	1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1

Die Elemente, die mit ICP-AES oder ICP-AAS bestimmt wurden, sind in Tab. 8 mit entsprechenden Bestimmungsgrenzen aufgeführt.

Tab. 8: Bestimmungsgrenzen ICP-AES und ICP-AAS. Mengenangaben in µg/L.

	Fe	Zn	As
ICP-AES	5	10	ICP-AAS 1

5 Auswertung der Ergebnisse

5.1 Charakterisierung des Bodens

5.1.1 Bodentyp

Alle vier Bohrungen unterscheiden sich optisch kaum voneinander und weisen gleiche Horizonte auf. In Abb. 13 wurde Bohrung 4 dargestellt, da an dieser die Horizonte besonders gut zu erkennen waren. Genaue Angaben zur Bodenansprache sind der in Anlage 1/1 dargestellten Schichtenprofile zu entnehmen.

Der oberste Horizont der Bohrungen ist mit 0,05 bis 0,12 m geringmächtig und besteht aus einem Mineralbodenhorizont mit akkumuliertem Humus und einem dem Mineralboden aufliegenden organischen Horizont. Das Material dieses Horizontes ist stark humos, breiig nass und sehr stark durchwurzelt. Des weiteren wurde ein Faulgeruch festgestellt. Aufgrund des starken Humusgehaltes erscheint der Boden schwarz. Der oberste Horizont wurde anhand der ermittelten Merkmale als *O- und Ah-Horizont* angesprochen (Abb. 13). Da dieser Horizont geringmächtig und stark durchwurzelt war, konnte keine Probe für Bodenanalysen entnommen werden.

Der darunter folgende 0,12 bis 0,19 m mächtige Horizont ist feucht und weist einen blaugrauen Farbton sowie gelbe Schlieren und Flecken auf. Dieser Farbton entsteht durch Redoximorphose. Bei diesem Prozess führt Staunässe zu einem Sauerstoffmangel im Boden. Infolge dessen kommt es zu Reduktion von Fe(III)- sowie Mn(III),(IV)-Verbindungen. Die so entstehenden Fe^{2+} - und Mn^{2+} -Ionen können mit dem Wasser weggeführt werden und gelangen in sauerstoffreichere Bereiche, in denen die Oxidation und Ausfällung der Fe- und Mn-Verbindungen erfolgt. Durch diese Prozesse bilden sich Nassbleichungs- und Oxidationshorizonte aus. Die Oxidationshorizonte sind durch Rostflecken und Konkretionen gekennzeichnet. Aufgrund der Nassbleichungs- und Oxidationsmerkmale wird nach AG BODEN (1994) dieser Horizont als Unterbodenhorizont mit Stauwassereinfluss angesprochen (*S-Horizont*). Im Liegenden folgt ein weiterer 0,11 bis 0,63 m mächtiger Horizont, wobei die Mächtigkeit bei Bohrung B7 am geringsten (0,11 m), bei Bohrung B5 am größten (0,63 m) ist. Der Horizont weist ebenfalls Nassbleichungs- sowie Oxidationsmerkmale auf und ist deshalb ebenfalls als stauwasserbeeinflusster Unterbodenhorizont (*S-Horizont*) anzusprechen. Beide Horizonte unterscheiden sich allerdings. Bei Bohrung B7 wurde festgestellt, dass der k_f -Wert des oberen *S-Horizontes* höher ist als der des unteren *S-Horizontes*. Dieser Horizont ist stauwasserleitend, der darunter folgende wasserstauend. Des Weiteren fällt auf, dass der Tongehalt des unteren *S-Horizontes* bei Bohrung B5 und B7 höher ist. Diese Verteilung der Tongehalte wird durch Tonverlagerung hervorgerufen. Hierbei werden Tonteilchen mit dem Sickerwasser transportiert und somit aus dem oberen *S-Horizont* ausgetragen. Im darunter liegenden wasserstauenden Horizont erfolgt die Anreicherung von Tonmineralen. Aufgrund dieser Erkenntnisse können beide *S-Horizonte* wie in Abb. 13 dargestellt in *Sw-Horizont* (oberer *S-Horizont*) und *Sd-Horizont* (unterer *S-Horizont*) gegliedert werden. Somit weist der durch die Bohrungen ge-

wonnene Boden ein *O/Ah/Sw/Sd-Profil* auf und kann daher nach AG BODEN (1994) als *Stagnogley* bezeichnet werden.

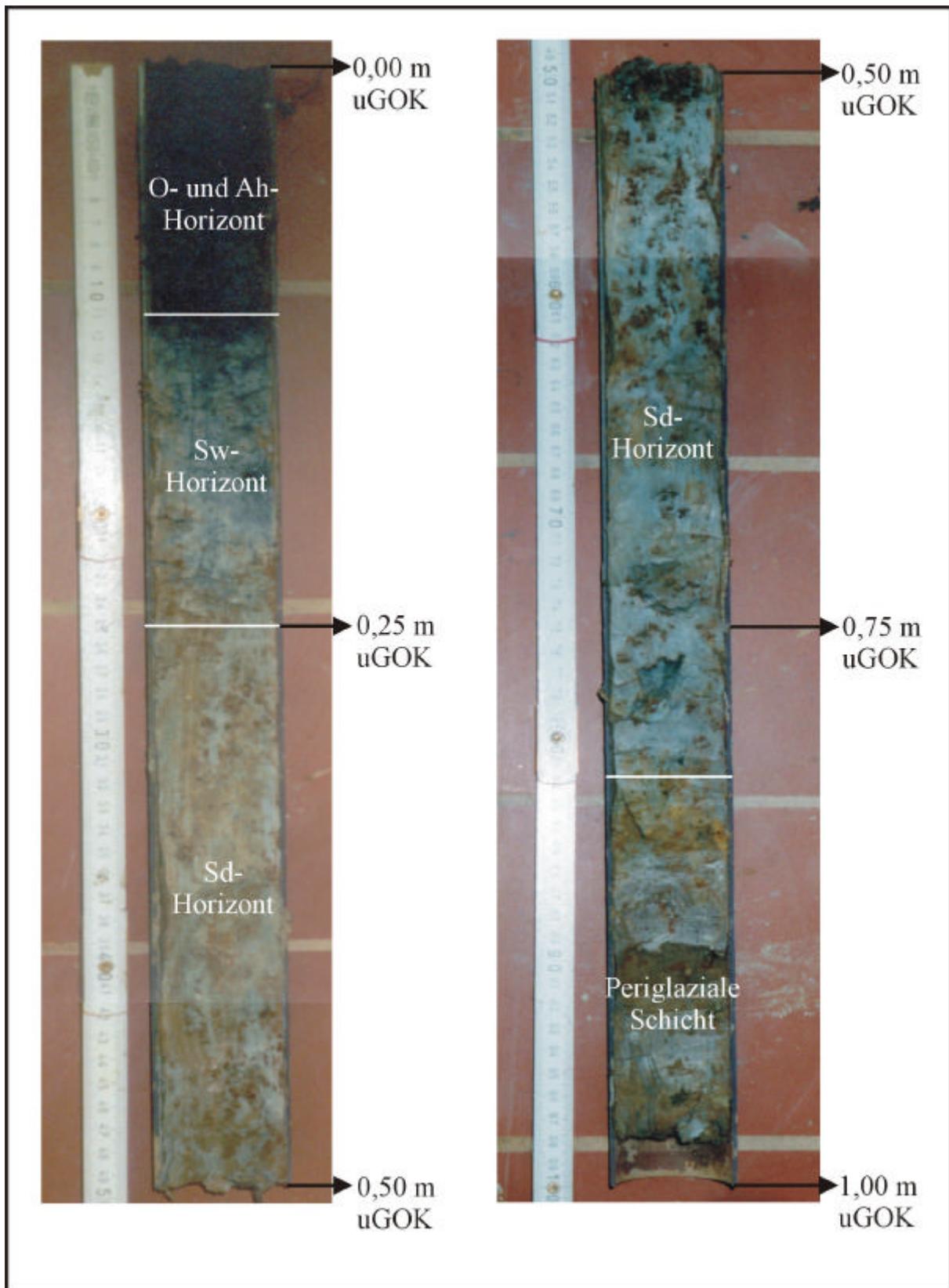


Abb. 13: Photographische Dokumentation der Bohrung 4.

Unterhalb des *O/Ah/Sw/Sd-Profiles* in einer Tiefe von 0,37 (B7) bis 0,82 m (B4) weisen alle Bohrungen Horizonte mit höheren Sandanteilen auf, was eine höhere Durchlässigkeit zur Folge hat. GEYER (2001) spricht diese als periglaziale Schichten an. Es ist nicht auszuschließen, dass diese Horizonte grundwasserbeeinflusste Unterbodenhorizonte (*G-Horizonte*) sind. Innerhalb dieser periglazialen Lagen sind vereinzelt Schichten mit höherem Sand- und Kiesanteil zu finden. Diese Schichten weisen eine höhere Feuchte als die sie umgebenden auf. GEYER (2001) bezeichnet diese Schichten als „Schuttfahnen“. Solche Schuttfahnen wurden in Bohrung B4 (Bereich von 2,56 bis 2,80 m) und B7 (Bereich 0,37 bis 0,48 m und 1,12 bis 1,88 m) kartiert. Im Liegenden, bei einer Teufe von 1,50 m (B4), 1,58 m (B8) bzw. 1,88 m (B7), folgt bei allen Bohrungen die Zersatzzone, die aus verwittertem Tonschiefer besteht. Die ursprüngliche Lage des Gesteinsverbandes ist an manchen Bohrungen gut sichtbar. Dieser Horizont wird nach AG BODEN als *Cv-Horizont* bezeichnet.

Im allgemeinen sind an den Bodenprofilen folgende Tendenzen zu erkennen:

- ⇒ Abnahme des Tongehaltes mit der Tiefe
- ⇒ Zunahme des Sandgehalt mit der Tiefe
- ⇒ Abnahme der Bodenfeuchte mit der Tiefe mit Ausnahme vereinzelt auftretender größerer, nasserer Lagen (Schuttfahnen)
- ⇒ Abnahme der Nassbleichungsmerkmale mit der Tiefe

5.1.2 Mineralogische Zusammensetzung der Bodenproben

Böden sind Mineralgemische, deren Bodenbildung durch verschiedene Prozesse beeinflusst wird. Die Verwitterung des Ausgangsgesteins ist ein solcher Prozess und zugleich der bedeutsamste. Daneben haben erosive Prozesse Einfluss auf die Bodenbildung. Böden unserer Breiten weisen meist einen Löbeinfluss auf. Das Carbonat des Löß ist hierbei unter humiden Klimabedingungen fast vollständig ausgewaschen. Wichtigster Bestandteil der Böden sind die verschiedenen Tonminerale, die durch Verwitterung aus anderen Mineralen wie z.B. Feldspäten hervorgehen. Die Sand- und Schlufffraktion der Böden bestehen meist aus verwitterungsresistenteren Mineralen wie Quarz, Feldspäten, Glimmer und etlichen Schwermineralen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Die Tonfraktion setzt sich vorwiegend aus Tonmineralen wie z.B. Kaolinit, Vermicullit, Chlorit, Illit und Wechsellegerungstonmineralen sowie Oxiden zusammen.

Um einen Überblick über den Mineralbestand des beprobten Bodens zu bekommen, wurden alle Horizonte der Bohrung B5a röntgenografisch untersucht. Dabei wurden, wie in Kapitel 4.8.4 beschrieben, von jedem Horizont zwei Proben analysiert.

Auf der Abb. 14 ist ein Ausschnitt des Diffraktogrammes der Probe 5/1 zu sehen. Es ist der Peak von Goethit der Probe NE5/1 sowie der Probe NE-FE5/1 dargestellt. Hierbei ist die mit „NE“ gekennzeichnete Probe die mit Natriumdithionit vorbehandelte. Die mit „NEFE“ gekennzeichnete wurde nicht behandelt, um das Vorhandensein von Eisenphasen festzustellen. Man erkennt deutlich, dass in der unbehandelten Probe Eisen vorhanden ist.

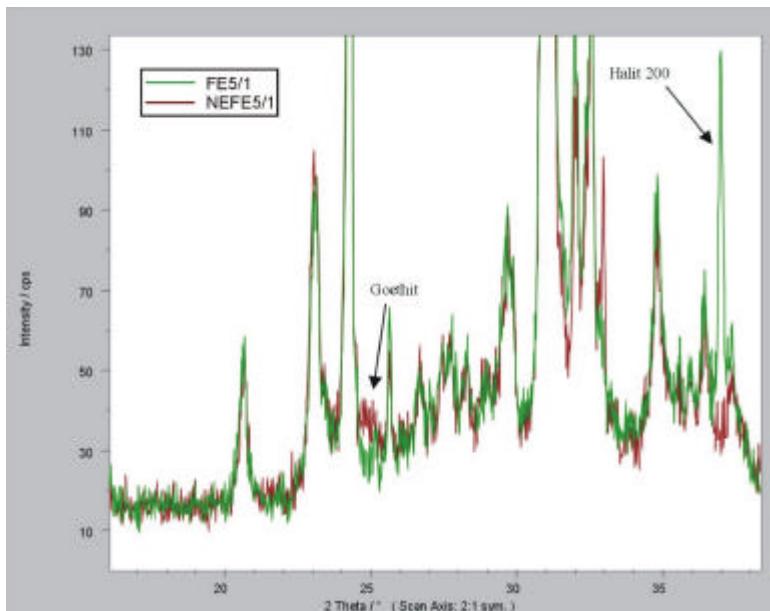


Abb. 14: Diffraktogramm der Probe 5/1 (Fraktion <63 µm).

Nach Auswertung der einzelnen Diffraktogramme durch das Mineralogische Labor am Institut für Mineralogie wurden die in Tab. 9 dargestellten Ergebnisse erhalten.

Tab. 9: Untersuchungsergebnisse der Röntgenanalyse in Massen-%.

Probe	Dreischichtmineralen									
	Quarz	Rutil	Fluorit	Halit	Goethit	Kalifeldspat	Plagioklas	Chlorit	Kaolinit	Dreischichtmineralen
NE5/1	11	2	Spur	4	--	1	3	4	6	69
NEFE5/1	10	1	Spur	--	8	Spur	2	3	4	72
NE5/2	14	2	Spur	2	--	3	5	4	5	65
NEFE5/2	15	1	--	--	6	3	4	3	6	62
NE5/3	39	1	--	1	--	4	7	2	3	43
NEFE5/3	40	1	1	--	3	3	6	2	2	42
NE5/4	25	1	--	1	--	2	--	2	--	69
NEFE5/4	32	1	--	--	3	1	1	2	--	60

Aus der Analyse ist ersichtlich, dass alle Horizonte zu einem sehr großen Anteil aus Dreischichtmineralen bestehen. Die Horizonte B5/1, B5/2 sowie B5/4 weisen 65 bis 70 Massen-% Dreischichtminerale auf. Horizont B5/3 besitzt einen etwas geringeren Gehalt von 43 Massen-%. Diese Schichttonminerale bestehen in Probe NE5/1 und NE5/2 vorwiegend aus Muskovit-Illit 2M₁ und etwas Chlorit-Vermikulit-Wechsellegerungsmineral. In Probe NE5/3 tritt vorwiegend Muskovit-Illit 2M₁ auf. Daneben wurde etwas Montmorillonit-Illit-Wechsellegerungsmineral und untergeordnet Chlorit-Vermikulit-Wechsellegerungsmineral gefunden. Probe NE5/4 weist vorwiegend Muskovit-Illit 2M₁ und daneben etwas Chlorit-Vermikulit-Wechsellegerungsmineral auf. Quellfähige Tonminerale treten in allen Horizonten kaum auf.

Quarz ist neben den Schichttonmineralen das am häufigsten auftretende Mineral. Der Gehalt an Quarz steigt tendenziell mit der Tiefe von 11 Massen-% auf 25 Massen-% an. Der Glimmeranteil in der Probe NE5/4 ist höher als in den darüber liegenden Horizonten. Außerdem enthalten alle Proben Chlorit, Kaolinit, Plagioklas, Kalifeldspat sowie Rutil.

Fluorit ist in den Proben NE5/1, NE5/2 sowie NE5/3 enthalten. Das Vorhandensein von Fluorit in den Bodenproben ist bedingt durch das in der Nähe des Feuchtgebietes gelegenen ehemaligen Flussspatbergwerke Strassberg. Der in den Proben bestimmte Halit (Abb. 14) wurde durch das nicht vollständige Auswaschen bei der Probenvorbereitung in die Proben eingebracht.

Goethit ist das am häufigsten in Böden gebildete Fe(III)-Oxid (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Die Bildung dieses Eisenoxides erfolgt in den analysierten Bodenproben durch Redoximorphose. Die Proben NE5/1 und NE5/2 enthaltene Goethit in schlecht kristalliner bis amorphen Form. Mit der Tiefe nimmt der Gehalt an Goethit ab. Der Goethit liegt in Probe NE5/3 und NE5/4 in kristalliner Form vor.

Die in den Proben vorhandenen Dreischichtminerale sind für die im Boden ablaufenden Reaktionen von großer Bedeutung. Diese Minerale sind in der Lage Ionen zu binden bzw. auszutauschen. Der enthaltene Goethit bestätigt, dass in den Proben Fe-Oxide enthalten sind. Er ist für die gelbbraune bis gelbe Färbung der Horizonte verantwortlich. Außerdem ist erkennbar, dass in den beiden oberen Horizonten, die den *Sw-* und *Sd-Horizont* des *Stagnogleys* bilden (Kapitel 5.1.1), die Gehalte an Fe-Oxiden höher sind, ein Zeichen der in *Stagnogleyen* ablaufenden Redoximorphose. Die höheren Quarzgehalte in den Horizonten 5/3 und 5/4 sind durch die höheren Sand- und Schluffgehalte dieser Proben zu erklären.

5.1.3 pH-Wert

Der pH-Wert beeinflusst alle chemischen, biologischen und physikalischen Eigenschaften des Bodens. Durch den Boden-pH werden verschiedenste Prozesse gesteuert. Er beeinflusst unter anderem die Elementmigration, Verfügbarkeit von Nährstoffen, die Mobilität von toxisch und antagonistisch wirkenden Schwermetall- sowie Al-Ionen, den Abbau der organischen Substanz und die Gefügestabilität.

Der pH-Wert wurde von allen Horizonten mit jeweils drei verschiedenen Messlösungen bestimmt. Alle Ergebnisse sind der Tab. 10 zu entnehmen. Der pH(CaCl₂)-Wert der Probe B7/6 konnte nicht bestimmt werden, da nicht ausreichend Probenmaterial zur Verfügung stand.

Tab. 10: Ermittelter Boden-pH; n.b.=nicht bestimmt.

Bohrpunkt	Proben-Nr.	pH H ₂ O	pH CaCl ₂	pH KCl
Bohrung 4	B4/1	6,5	6,2	6,1
	B4/2	6,6	6,2	6,1
	B4/3	6,4	6,0	5,9
Bohrung 5a	B5a/1	6,1	5,9	5,8
	B5a/2	6,2	5,9	5,8
	B5a/3	6,0	5,7	5,5
	B5a/4	6,0	5,8	5,7
Bohrung 7	B7/1	7,3	7,0	7,2
	B7/2	7,0	6,8	6,7
	B7/3	7,0	6,8	6,8
	B7/4	6,7	6,5	6,3
	B7/5	6,7	6,5	6,3
	B7/6	6,5	n.b.	6,0
Bohrung 8	B8/1	6,5	6,2	6,2
	B8/2a	6,5	6,2	6,0
	B8/2b	6,2	6,1	5,9
	B8/3	6,2	6,0	5,8

Anhand der Werte lässt sich feststellen, dass zwischen den verschiedenen Messlösungen Unterschiede bestehen. Die Werte des pH(H₂O) sind niedriger als die in den Salzlösungen gemessenen Werte. Im Gegensatz zum pH(H₂O) werden im pH(CaCl₂) bzw. pH(KCl) auch fest am Austauscher haftende H⁺- und Al³⁺-Ionen durch Ca²⁺- bzw. K⁺-Ionen ausgetauscht und in die Bodenlösung überführt (KUNTZE et al, 1994). Dadurch wird das Gleichgewicht zwischen Boden und Bodenlösung weniger gestört und die bestehenden Bodenverhältnisse in etwa wiedergegeben. Dies ist bei einer wässrigen Lösung nicht der Fall. Der pH(KCl) weißt die niedrigsten Werte auf, da H⁺- und Al³⁺-Ionen durch K-Ionen verstärkt ausgetauscht werden können. Die weitere Auswertung erfolgte mit den ermittelten pH(CaCl₂)-Werten, da dieser in der Literatur häufig verwendet wird.

Die meisten H⁺-Ionen entstehen durch die mikrobielle Zersetzung toter Biomasse, die vor allem im Oberboden stattfindet. Dadurch nehmen pH-Werte im Bodenprofil normalerweise zur Oberfläche hin ab. Eine Versauerung des Bodens erfolgt außerdem durch den Eintrag von saurem Regen und die Basenauswaschung.

In Abb. 15 ist der pH(CaCl₂) in Abhängigkeit von der Tiefe dargestellt. Die Werte nehmen mit zunehmender Tiefe tendenziell ab. Bei Bohrung 5 nimmt der pH-Wert bis zu einer Tiefe von 1,26m von 5,8 bis auf 5,5 ab und steigt danach auf 5,7 an. Der pH-Wert aller Proben verhält sich demzufolge umgekehrt als normalerweise zu erwarten wäre. Eine Ursache für die niedrigeren pH-Werte in den unteren Bodenhorizonten ist die Oxidation von Fe²⁺-Ionen und die damit verbundene Freisetzung von H⁺-Ionen sein.

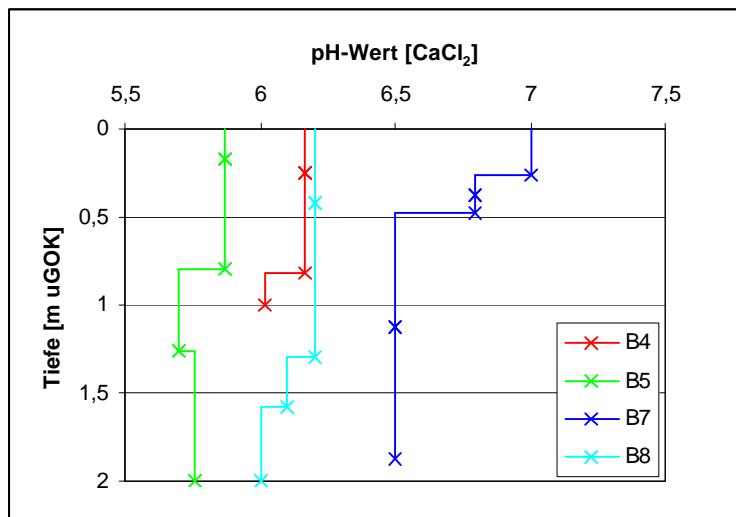


Abb. 15: Vertikaler Verlauf des Boden-pH (CaCl₂).²

Die Einstufung der Böden erfolgte nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998) mit den ermittelten pH(CaCl₂). Dazu wurde die Tab. 11 verwendet.

Tab. 11: Einstufung der Böden nach dem pH-Wert, gemessen in 0,01 M CaCl₂ (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998).

Reaktionsbeschreibung	pH	Reaktionsbeschreibung	pH
neutral	7,0	schwach alkalisch	7,1...8,0
schwach sauer	6,9...6,0	mäßig alkalisch	8,1...9,0
mäßig sauer	5,9...5,0	stark alkalisch	9,1...10,0
stark sauer	4,9...4,0	sehr stark alkalisch	10,1...11,0
sehr stark sauer	3,9...3,0	extrem alkalisch	>11,0
extrem sauer	<3,0		

Demnach ist das Bohrprofil B7 neutral bis schwach sauer (pH 7,0...6,0), Profil B4 sowie B8 sind schwach sauer (6,9...6,0) und Bohrprofil B5 ist mäßig sauer (5,9...5,0).

Unterhalb pH 7,0 wird der pH-Wert von Böden von der Basensättigung der schwach sauren Gruppen variabler Ladungen bestimmt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Außerdem ist eine Beeinflussung durch den CO₂-Partialdruck in diesen pH-Bereichen möglich. Dies bedeutet, dass der Boden sowohl organischen als auch anorganischen Kohlenstoff enthält.

In dem an den Bodenproben ermittelten pH-Bereich von 5,7 bis 7,0 ist eine Pufferung durch Carbonate, Silikate und Austauscher (Huminstoffe, Tonminerale, Oxide) denkbar. In den analysierten Bodenproben überwiegen Tonminerale. Huminstoffe (Oberboden) und Oxide sind in den Bodenproben auch vorhanden. Da im Oberbodenbereich die Gesamtkohlenstoffgehalte am höchsten sind, ist anzunehmen, dass die Huminstoffe als Puffer vor allem in diesem Be-

² Bei allen Diagrammen, die zur Darstellung von Bodendaten angefertigt wurden, sind die Unterkanten der einzelnen Bodenhorizonte jeder Bohrung durch ein Kreuz dargestellt.

reich eine Rolle spielen. Im Unterbodenbereich dürften hauptsächlich Tonminerale und Oxide als Puffer fungieren.

Der pH-Wert spielt eine entscheidende Rolle bei der Mobilisation von verschiedenen Elementen. Die Verfügbarkeit von Elementen wie As, Cd, Cu, Co, Mn, Ni, Fe, Pb und Zn steigt mit sinkenden pH-Werten an und kann somit eine Gefahrenquelle darstellen. Aufgrund der an den Bodenproben ermittelten pH-Werte ist es wahrscheinlich, dass die Mobilität solcher Schwermetalle gering ist. Cadmium geht allerdings bereits ab pH<6,0 bis 6,5 in Lösung. Der Grenz-pH-Wert der Mobilisierung von Al, Mn, Zn, Co sowie Ni liegt bei 5,5. Fe^{2+} -Verbindung gehen bei pH-Werten <5 in Lösung, Fe(III)-Verbindungen erst ab einem pH <3,5. Die Mobilität von Mn- und Fe-Verbindungen ist neben dem pH-Wert auch vom Redoxpotential abhängig. Gelöste Fe-Verbindungen liegen aufgrund der im Boden herrschenden Staunässe und der damit verbundenen Redoximorphose (Kapitel 5.1.1) vor. Da die ermittelten pH-Werte im Bereich zwischen 5,7 bis 7,0 liegen, ist nicht auszuschließen, dass neben Eisen auch andere oben genannte Elementen bereits einer Lösung unterliegen.

5.1.4 CNS

5.1.4.1 Einleitung

An allen Proben wurde der Gesamtgehalt an Kohlenstoff, Stickstoff und Schwefel bestimmt. Zusätzlich wurde an den Bodenproben eine Analyse des Gehaltes an organischem Kohlenstoff durchgeführt. Damit konnte der Anteil des anorganischen Kohlenstoffs am Gesamtkohlenstoffgehalt ermittelt werden.

5.1.4.2 Kohlenstoff (C)

Der Kohlenstoff ist ein Bestandteil der organischen Substanzen, die ein Nährstoffreservoir darstellen und somit für das Pflanzenwachstum von Bedeutung sind. Durch die Zersetzung der organischen Substanzen werden die Nährstoffe pflanzenverfügbar gemacht. Außerdem sind die Huminstoffe in der Lage verschiedene Ionen zu adsorbieren und festzulegen. So können z.B. Metallionen mit den organischen Verbindungen in festen Komplexen vorliegen. Allerdings können diese Komplexe auch in wasserlöslicher Form, sogenannten Chelaten, vorliegen und dann mit dem Sickerwasser im Boden transportiert werden. So wird z.B. das Schwermetall Blei vorwiegend an die organischen Substanzen gebunden und somit festgelegt. Die C-Gehalte in Böden sind starken Schwankungen unterworfen. So weist ein Ap-Horizont ca. 0,8 bis 2,3 Massen-% Kohlenstoff auf und ein Ah-Horizont bei Dauergrünland bis ca. 8,7 Massen-% (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998).

Die ermittelten C_{ges} -Gehalte liegen im Oberboden (Ah-Horizont) bei 2,6 bis 3,5 Massen-%. An der Abbildung in Anlage 2/2 ist erkennbar, dass die C_{ges} -Gehalt mit der Tiefe tendenziell abnehmen. Bei Bohrung B7 ist ab einer Tiefe von 1,12 m ein sehr geringer Anstieg (um 0,03 Massen-%) des C_{ges} -Gehalte zu verzeichnen.

Der Anteil des organischen Kohlenstoffs wurde bestimmt, um Aufschlüsse über die Zusammensetzung des Gesamtkohlenstoffs zu bekommen. So ist z.B. bei höheren Anteilen an anorganischem Kohlenstoff bei einigen Analysen eine Vorbehandlung zur Carbonatentfernung nötig. Allerdings sind die Gehalte an anorganischem Kohlenstoff in allen Horizonten so gering, dass eine solche Vorbehandlung bei den verschiedenen Analysen nicht notwendig war. Die Gehalte an anorganischem Kohlenstoff betragen im Oberboden 0,2 bis 1,0 Massen-% und nehmen mit der Tiefe tendenziell auf 0,04 bis 0,01 Massen-% ab (Tab. 12).

Tab. 12: Gehalte an TC, TOC und TIC in Massen-%. nn: nicht nachweisbar (< 0,025); nb: nicht bestimmt.

Bohrpunkt	Probe	TC	TOC	TIC
Bohrung 4	B4/1	3,410	2,799	0,611
	B4/2.1	0,847	0,696	0,151
	B4/2.2	0,874	0,704	0,170
	B4/2 _{mittel}	0,861	0,700	0,161
	B4/3	0,332	0,286	0,046
Bohrung 5a	B5a/1	3,090	2,467	0,623
	B5a/2.1	0,732	0,505	0,227
	B5a/2.2	0,722	0,514	0,208
	B5a/2 _{mittel}	0,727	0,510	0,217
	B5a/3	0,315	0,261	0,054
	B5a/4	0,211	0,201	0,010
Bohrung 7	B7/1	3,510	2,544	0,966
	B7/2	1,840	1,379	0,461
	B7/3.1	0,793	0,575	0,218
	B7/3.2	0,801	0,568	0,233
	B7/3 _{mittel}	0,797	0,572	0,225
	B7/4	0,147	nn	nb ³
	B7/5	0,244	0,213	0,031
	B7/6	0,272	0,225	0,047
Bohrung 8	B8/1	2,630	2,394	0,236
	B8/2a	0,706	0,592	0,114
	B8/2b	0,217	0,164	0,053
	B8/3	0,200	0,164	0,036

Der Anteil des organischen Kohlenstoffs ist im Oberboden jeweils am höchsten. In den Oberbodenhorizonten der vier Bohrungen beträgt der Gehalt zwischen 2,4 und 2,8 Massen-%. Die Gehalte an organischem Kohlenstoff nehmen wieder mit der Tiefe in allen Bohrungen tendenziell auf etwa 0,2 Massen-% ab. In Bohrung 7 ist ab einer Tiefe von 1,12 m ein sehr geringer Anstieg zu verzeichnen. Alle Werte sind in Tab. 12 zusammengefasst.

Die höchsten Gesamtkohlenstoffgehalte weisen die Oberbodenhorizonte auf. Eine Bindung von Schwermetallen an die organische Substanz ist in diesem Bodenhorizont wahrscheinlich. In den unteren Horizonten ist diese Art der Festlegung von Schwermetallen nicht zu erwarten.

³ Da der Anteil an organischem Kohlenstoff (TOC) unterhalb der Nachweigrenze lag, war eine Berechnung des anorganischen Kohlenstoffs (TIC) nicht möglich.

5.1.4.3 Stickstoff (N)

Stickstoff liegt zu über 95% in organischen Bindungen vor. N-Gehalte im Ap-Horizont von Mineralböden betragen nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998) 0,1 bis 0,2 Massen-%. Bei Grünland, Wald- und Niedermoorböden liegen die N-Gehalte höher.

Die an den Bodenproben ermittelten N-Gehalte liegen zwischen 0,06 bis 0,4 Massen-% und nehmen tendenziell mit der Tiefe hin ab. Die N-Konzentration der Bohrung B5 steigt ab einer Teufe von 1,26 m geringfügig an. Auch bei Bohrung B7 steigt der Gehalt an Stickstoff ab einer Teufe von 1,12 m von 0,06 auf 0,2 Massen-% an. Beide Werte sind nur geringfügig höher.

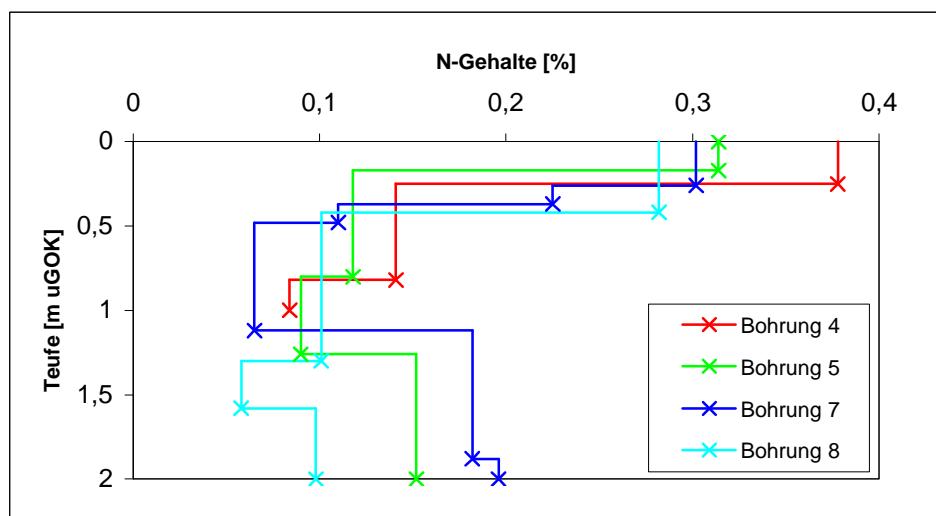


Abb. 16: Vertikale Verteilung der N-Gehalte.

Bei Stauwasserböden erfolgt die Ammonifikation rascher als die Nitrifikation (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Es ist also wahrscheinlich, dass in den Bodenproben mehr Ammonium als Nitrat vorhanden ist. Allerdings wurde dies im Rahmen dieser Arbeit nicht analysiert. Ammonium kann z.B. an Tonminerale fixiert werden. Nitrat ist leicht löslich und somit leicht austauschbar. Durch Auswaschung kann Stickstoff überwiegend als Nitrat aber auch als Ammonium ins Grundwasser gelangen.

Aus den ermittelten Ergebnissen wurde das C/N-Verhältnis bestimmt. Die Ergebnisse sind in Anlage 2/4 zusammengestellt. Die C/N-Verhältnisse des Oberbodens liegen zwischen 9 bis 12. Nach der Tiefe nimmt das Verhältnis bis auf 1:1 ab. Nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998) beträgt das C/N-Verhältnis im Ap-Horizont ertragreicher Böden 10 bis 12. Je enger dieses Verhältnis ist, desto schneller erfolgt die Zersetzung.

5.1.4.4 Schwefel (S)

Schwefel liegt im Boden in unterschiedlichen Bindungsformen vor. Unter oxidierenden Bedingungen findet man vor allem Sulfate, unter reduzierenden Bedingungen Sulfide oder ele-

mentaren Schwefel. Im Oberboden liegt Schwefel zu 60 bis 98 % in organischer Bindungsformen vor. In den Unterböden herrschen mineralische Bindungsformen vor. Schwefel gelangt durch die Verwitterung von Gesteinen, die Mineralisierung organischen Materials und durch den Luftpfad in den Boden. Eine Schwefelanreicherung in Form von Eisensulfiden kann unter reduzierenden Bedingungen stattfinden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998), allerdings nur, wenn dem Boden mit dem Überflutungswasser Sulfate zugeführt werden. Dabei erfolgt unter anderem eine mikrobielle Reduktion von Fe(III)-Oxiden zu Fe²⁺-Ionen und eine Bildung von H₂S durch Reduktion von Sulfaten oder durch den Abbau schwefelreicher organischer Substanz. Die Gehalte an Schwefel in Böden liegen im humiden Klimabereich im Mittel 0,1 bis 0,5 g/kg (0,01 bis 0,05 Massen-%); (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Allerdings treten in einigen Bodenarten höhere Werte auf.

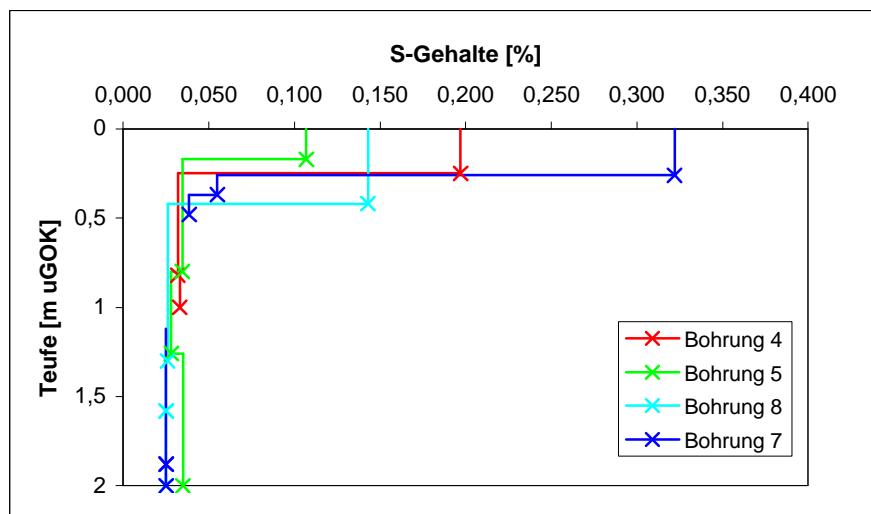


Abb. 17: Vertikale Verteilung der S-Gehalte.

Die Gehalte der Bodenproben liegen im Oberboden zwischen 0,1 und 0,3 Massen-% und sind demzufolge erhöht. Bei der Bodenansprache wurde im obersten Horizont ein starker Faulgeruch festgestellt, der auf bei der anaeroben Schwefel-Mineralisation durch Bakterien entstehendes H₂S hinweist. Eine weitere Ursache für die erhöhten S-Konzentration im Boden stellen vorhandene Sulfide dar, wie auch WOLKERSDORFER & YOUNGER (2002) beschreiben.

5.1.5 Korngrößenanalyse

5.1.5.1 Einleitung

„Die Korngrößenverteilung gibt einen groben Hinweis auf die physikalischen und chemischen Eigenschaften von Böden.“ (ROWELL, 1997)

Darüberhinaus sind die Körnigkeit und die durch die Lagerung dieser Körner gegebene Porosität wichtige Eigenschaften des Bodens. Die Körnung hat Einfluss auf Wechselwirkungen zwischen der festen, flüssigen und gasförmigen Phase sowie jegliche Transporte und Verlage-

rungen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Auch das Bodenleben wird durch die Körnung beeinflusst, wobei die Tonfraktion von großer Bedeutung ist. Tonminerale zeichnen sich durch eine hohe Reaktionsfähigkeit aus. Sie besitzen eine große Oberfläche und sind somit in der Lage, Ionen, Moleküle und Schwermetalle zu adsorbieren. Tonböden sind somit nährstoffreich und in der Regel schwer wasserdurchlässig. Von allen Horizonten wurde die Korngrößenanalyse sowohl vom Grobboden als auch vom Feinboden durchgeführt.

5.1.5.2 Grobboden

Der Grobboden wird auch als Bodenskelett bezeichnet. Zum Grobboden gehören alle Fraktionen >2mm.

Bei allen vier Bohrungen befindet sich im obersten Horizont kein Grobboden. Zum Liegenden hin nimmt der Grobbodengehalt erwartungsgemäß tendenziell zu (Tab. 13).

Tab. 13: Korngrößenverteilung des Grobbodens in Masse-%; Teufe in m uGOK.

Bohrpunkt	Horizont	Teufe	fG	mG	gG
Bohrung 4	B4/1	0,06-0,25	0,0	0,0	0,0
	B4/2	0,25-0,82	0,0	0,0	0,0
	B4/3	0,82-1,00	0,9	2,5	1,8
Bohrung 5a	B5a/1	0,05-0,17	0,0	0,0	0,0
	B5a/2	0,17-0,80	0,4	0,0	0,0
	B5a/3	0,80-1,26	4,6	3,1	4,3
	B5a/4	1,26-2,00	11,9	19,5	1,7
Bohrung 7	B7/1	0,12-0,26	0,0	0,0	0,0
	B7/2	0,26-0,37	0,7	1,3	0,0
	B7/3	0,37-0,48	7,0	9,5	29,5
	B7/4	0,48-1,12	4,9	4,1	1,1
	B7/5	1,12-1,88	13,6	25,9	11,2
	B7/6	1,88-2,00	18,4	31,0	6,3
Bohrung 8	B8/1	0,00-0,42	0,0	0,0	0,0
	B8/2a	0,42-1,30	0,7	0,3	0,0
	B8/2b	1,30-1,58	5,1	6,6	1,5
	B8/3	1,58-2,00	13,8	31,2	16,5

An Bohrung B7 fällt auf, dass Probe B7/3 bzw. B7/5 einen höheren Grobbodenanteil aufweist als die darunter folgenden Probe B7/4 bzw. Probe B7/6. Diese Horizonte sind die in Kapitel 5.1.1 beschriebenen „Schuttfahnen“.

5.1.5.3 Feinboden

Zum Feinboden gehören alle Fraktionen, die <2 mm sind. Die Ergebnisse sind in Tab. 14 ersichtlich. Des weiteren wurden Grafiken aller Bohrungen angefertigt, welche die Kornverteilung der Gesamtprobe zeigen (Anlage 3).

Tab. 14: Korngrößenverteilung des Feinbodens in Masse-%; Teufe in m uGOK.

Bohrpunkt	Horizont	Teufe	T	fU	mU	gU	fS	mS	gS
Bohrung 4	4/1	0,06-0,25	71,1	4,9	8,8	6,9	3,3	1,7	0,7
	4/2	0,25-0,82	70,5	6,9	7,7	7,4	4,9	1,2	0,2
	4/3	0,82-1,00	20,7	15,5	23,1	29,9	3,7	2,2	2,8
Bohrung 5a	5a/1	0,05-0,17	58,3	5,4	4,6	6,4	5,6	11,2	5,3
	5a/2	0,17-0,80	65,2	2,4	7,1	9,5	5,2	5,0	2,1
	5a/3	0,80-1,26	25,6	10,5	17,6	23,7	5,8	6,3	8,6
	5a/4	1,26-2,00	24,4	11,1	15,7	9,7	10,0	11,9	13,6
Bohrung 7	7/1	0,12-0,26	34,2	21,6	19,9	14,6	2,5	1,4	0,9
	7/2	0,26-0,37	52,7	5,5	10,2	13,2	5,2	7,3	4,3
	7/3	0,37-0,48	22,0	7,2	14,1	21,2	5,6	10,4	20,2
	7/4	0,48-1,12	19,8	9,3	20,5	32,7	5,2	6,0	6,2
	7/5	1,12-1,88	18,3	6,3	8,2	8,6	11,9	18,4	26,8
	7/6	1,88-2,00	13,9	3,2	4,7	6,6	13,1	24,3	32,5
Bohrung 8	8/1	0,00-0,42	69,7	8,5	7,1	8,2	1,7	1,1	0,7
	8/2a	0,42-1,30	57,9	6,8	13,3	14,6	1,8	1,5	0,9
	8/2b	1,30-1,58	19,7	7,5	17,0	34,0	5,3	6,6	7,1
	8/3	1,58-2,00	18,3	7,5	10,6	13,7	14,8	14,8	21,1

An den ermittelten Zahlenwerten ist erkennbar, dass in den beiden obersten Horizonten aller vier Bohrungen die Ton- und Schluffgehalte sehr hoch sind, wobei die Tongehalte in etwa dreimal so hoch sind wie die Schluffgehalte. Eine Ausnahme bildet der oberste Horizont der Bohrung B7 (B7/1). Hier überwiegt der Schluffgehalt. Bei Bohrung B5 und B7 ist erkennbar, dass der oberste Horizont einen etwas geringeren Tongehalt als der darunter folgende aufweist. Dies ist ein typisches Merkmal eines Stagnogley. Zur Tiefe nimmt der Tongehalt weiter ab und der Schluffgehalt zu. Hier ist ein durch die hohen Schluffgehalte belegbarer Löseinfluss erkennbar. In dem untersten Horizont der Bohrung B5a und B8 bzw. den beiden untersten Horizonten der Bohrung B7 ist eine Zunahme der Sand- und Kiesfraktion sichtbar. Es wurden auch gerundete vereinzelte kiesige Lagen festgestellt, die auf das Vorkommen periglazialer Lagen hinweisen. In den unteren Horizonten ist ebenfalls zersetzes Material des im Gebiet anstehenden Tonschiefers vorhanden.

Anhand der Feinboden-Gehalte lässt sich für jeden Bodenhorizonte der einzelnen Bohrungen die Bodenart nach dem Bodendiagramm der AG BODEN (1994) ermitteln. Tab. 15 zeigt die ermittelten Bodenarten.

Tab. 15: Ermittelte Bodenarten des Feinbodens.

Bohrpunkt	Horizont	Bodenart	Kürzel
Bohrung 4	B4/1	Ton	Tt
	B4/2	Ton	Tt
	B4/3	stark toniger Schluff	Ut4
Bohrung 5a	B5a/1	lehmiger Ton	Tl
	B5a/2	Ton	Tt
	B5a/3	schluffiger Lehm	Lu
	B5a/4	mittel sandiger Lehm	Ls3
Bohrung 7	B7/1	mittel schluffiger Ton	Tu3
	B7/2	lehmiger Ton	Tl
	B7/3	schwach sandiger Lehm	Ls2
	B7/4	schluffiger Lehm	Lu
	B7/5	stark sandiger Lehm	Ls4
	B7/6	stark lehmiger Sand	Sl4
Bohrung 8	B8/1	Ton	Tt
	B8/2a	schwach schluffiger Ton	Tu2
	B8/2b	schluffiger Lehm	Lu
	B8/3	mittel sandiger Lehm	Ls3

Allerdings muss darauf hingewiesen werden, dass von der Korngröße nicht direkt auf den Mineralbestand geschlossen werden kann. So kann Quarz z.B. auch in der Fraktion $<2\mu\text{m}$ enthalten sein. Die Horizonte B4/1, B4/2, B5a/2 und B8/1 werden nach AG BODEN (1994) anhand ihrer Kornverteilungskurven als reiner Ton angesprochen. Es ist sehr wahrscheinlich, dass diese Horizonte zwar aufgrund der Korngröße als reiner Ton bezeichnet werden, allerdings der Mineralbestand ein anderer ist (Kapitel 5.1.2).

5.1.5.4 Ungleichförmigkeit der Proben

Eine Berechnung des Ungleichförmigkeitsgrades (d_{60}/d_{10}) wurde durchgeführt. Die ermittelten Werte sind soweit bestimmbar in Tab. 16 ersichtlich.

Tab. 16: Ungleichförmigkeitsgrad. d_{10} und d_{60} in μm , $U=[d_{60}/d_{10}]$, n.b.=Bestimmung nicht möglich.

Bohrpunkt	Horizont	d_{10}	d_{60}	U
Bohrung 4	B4/1	n.b.	n.b.	n.b.
	B4/2	n.b.	n.b.	n.b.
	B4/3	n.b.	8,5	n.b.
Bohrung 5a	B5a/1	n.b.	n.b.	n.b.
	B5a/2	n.b.	0,9	n.b.
	B5a/3	n.b.	13	n.b.
	B5a/4	n.b.	370	n.b.
Bohrung 7	B7/1	n.b.	2,5	n.b.
	B7/2	n.b.	3	n.b.
	B7/3	0,63	1600	2540
	B7/4	n.b.	11	n.b.
	B7/5	1	1800	1800
	B7/6	6,3	1900	302
Bohrung 8	B8/1	n.b.	n.b.	n.b.
	B8/2a	n.b.	1	n.b.
	B8/2b	n.b.	15	n.b.
	B8/3	2	2700	1350

Mit Hilfe der Korngrößenanalyse und des Ungleichförmigkeitsgrades lassen sich Aussagen zum Porenvolumen treffen. Im allgemeinen nimmt das Porenvolumen mit abnehmender Korngröße zu (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Böden mit einem hohen Ungleichförmigkeitsgrad weisen ein geringeres Porenvolumen auf. Böden, die ein geringes Porenvolumen besitzen, weisen eine geringe Wasserdurchlässigkeit auf. Da die untersuchten Bodenproben zum größten Teil eine hohe Ungleichförmigkeit aufweisen, ist ihr Porenvolumen gering und demzufolge die Durchlässigkeit der Proben mittel bis schwach. Die oberen beiden Horizonte aller Bohrungen besitzen einen sehr hohen Tongehalt und somit geringe Wasserleitfähigkeit. Der Tongehalt kann Einfluss auf die Mobilität der Schwermetalle ausüben, da diese durch die Tonminerale adsorptiv gebunden werden. Dies würde bedeuten, dass Bereiche mit hohem Tongehalt höhere Schwermetallgehalte aufweisen.

5.1.6 Durchlässigkeitsbeiwert (k_f)

Der Durchlässigkeitsbeiwert oder auch die Wasserleitfähigkeit gibt Aufschluss über die Permeabilität eines Bodens, Locker- oder Festgestein. Durch den k_f -Wert kann man unter anderem Aussagen über die Verweilzeit des Sickerwassers geben. Das Wasser im Boden ist wichtig für den Transport von Ionen, Molekülen und gelösten Stoffen. Daher spielt die Wasserleitfähigkeit eine wichtige Rolle für die Elementmigration. Durch die Verweilzeit des Wassers im Boden wird die Reaktionsdauer bestimmt. Je schneller das Wasser den Boden passiert, desto kürzer ist die Reaktionszeit. Infolge dessen kann nur ein geringer Teil löslicher Verbindungen ausgewaschen und fortgeführt werden. Die Durchlässigkeiten werden nach DIN 18130, Teil 1 in folgende Bereiche unterteilt:

Tab. 17: Durchlässigkeitsbeiwert (aus DIN 18130, Teil 1); K in m/s.

K	Bereich
unter 10^{-8}	sehr schwach durchlässig
10^{-8} bis 10^{-6}	schwach durchlässig
über 10^{-6} bis 10^{-4}	durchlässig
über 10^{-4} bis 10^{-2}	stark durchlässig
über 10^{-2}	sehr stark durchlässig

An zwei Proben des obersten Horizontes der Bohrung B5b (Kapitel 4.8.1) wurde der k_f -Wert laborativ bestimmt. Dazu wurden beide Proben in Triaxialzellen eingebaut und durchströmt. Es ist anzumerken, dass beide Proben vor Einbau in die Triaxialzelle nicht wassergesättigt wurden. Die Messungen erfolgten in der Regel täglich. In Anlage 4 sind die Messwerte in Tabellen sowie die Durchflussmenge beider Proben gegenüber der Zeit in einem Diagramm dargestellt.

Obwohl die Proben aus dem selben Horizont stammen, zeigten sie ein unterschiedliches Verhalten. Eine Messung kann erfolgen, wenn die zu- und abfließende Wassermenge in der Zeiteinheit gleich ist. Bei Probe 5b/1.1 stellte sich dieses Gleichgewicht nach einem Tag ein. Die Durchflussmenge dieser Probe nahm während des Versuches tendenziell ab. Einzelne Werte weisen eine niedrigere Durchflussmenge auf. Es ist nicht auszuschließen, dass durch die Quellung von Tonmineralen die ausfließende Wassermenge im Gegensatz zur einfließenden geringer war. Es wurde beobachtet, dass nach längerer Versuchsdauer kleinere Mineralpartikel ausgetragen wurden. Dies könnte eine Erhöhung der Durchflussmenge zur Folge haben, was allerdings nicht der Fall war.

Bei Probe 5/1.2 stellte sich während der Versuchsdauer ein solches Gleichgewicht nicht ein. Die zufließende Wassermenge war während der Messung immer höher als die abfließende Wassermenge. Eine Ursache könnte auch hier das Quellen von Tonmineralen sein. Möglicherweise kann durch eine Undichtheit der Apparatur ein Druckabfall entstehen und so eine geringere Wasserausflussmenge zur Folge haben. Ein größeres Druckabfall wurde allerdings nur nach längeren Standzeiten (>1 Tag) festgestellt. Bei täglicher Messung wurde ein Druckabfall von 0,001 bis 0,004 bar ermittelt. Die ausfließende Menge über die Zeit gesehen war relativ konstant. Die Durchflussmenge beträgt 0,0017 bis 0,0020 ml/min. Aus Anlage sind aber auch Werte mit einer geringeren Durchflussmenge ersichtlich. Nach Vergleich mit den Wertetabellen (Anlage 4) wurde festgestellt, dass diese Messwerte weder aufgrund eines erhöhten Druckabfalls noch durch eine längere Messdauer verursacht wurden. Der Druckabfall beträgt hier etwa 0,002 bis 0,003 bar, die Messdauer ca. einen Tag.

Die Proben wurden nach dem Versuch ausgebaut und auf mögliche Inhomogenitäten untersucht. Dabei fiel auf, dass in beiden Proben vereinzelt größere Körner enthalten waren.

Da die Probe 5b/1.2 ein unstetes Verhalten aufweist, wurde die REYNOLDS-Zahl berechnet, um auszuschließen, dass Turbulenzen dieses Verhalten verursacht haben.

$$R_e = \frac{10}{n^{2,3}} * \frac{k_f * i * \sqrt{k_f}}{\mathbf{n}} \quad (3)$$

n ...Porosität

\mathbf{n} ...kinematische Viskosität (bei 10°C: $1,31*10^{-6}$ m²/s)

k_f ...Durchlässigkeit [m/s]

i ...Gefälle

(Matthess, 1983)

Für die Berechnung der REYNOLDS-Zahl wurden für beide Proben die errechneten mittleren k_f -Werte verwendet (Anlage). Setzt man in die oben aufgeführte Gleichung (3) für $n=0,35$, für $k_f=2*10^{-8}$ m/s und $i=30$, so erhält man für Probe B5b/1.2 $R_e=0,007$. Die REYNOLDS-Zahl für die Probe B5b/1.1 ($n=0,36$, für $k_f=3,7*10^{-10}$ m/s und $i=30$) beträgt $R_e=1,71*10^{-5}$. Die obere Grenze für laminares Strömen liegt bei $R_e=6$ (HÖLTING, 1996). Aufgrund der oben berechneten Werte kann für beide Proben eine laminare Strömung angenommen werden.

Die Probenparameter (Feuchtmasse, Trockenmasse, Einbaudichte, Trockendichte, Lagerungsdichte, Porosität sowie Wassergehalt vor dem Versuch) sind in Anlage 4/1 nachzulesen. Für die Lagerungsdichte wurde als Durchschnittswert die Dichte von Quarz=2,65 g/cm³ (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998) benutzt. Die für die k_f -Wert-Berechnung verwendeten Werte sind in der Tabelle in Anlage 4/2 fett gedruckt. Es wurden die Messwerte ausgewählt, bei denen kein oder nur geringer Druckabfall zu verzeichnen war. Die k_f -Werte für die jeweiligen Proben wurde mit folgender Formel errechnet.

$$k_f = \frac{Q * l}{A * h * t} \quad (4)$$

Q ...Durchfluss [m³]

l ...Länge der Bodenprobe [m]

A ...Fläche der Bodenprobe [m²]

h ...Druckhöhe [m]

t ...Zeit [s]

Da der k_f -Wert von der Temperatur abhängig ist, wurden die im Versuch ermittelten Werte auf eine Vergleichstemperatur von 10 °C umgerechnet (Anlage 4/3). Nach POISEUILLE ist

$$k_{10} = \alpha * k_t \quad (5)$$

α ...Korrekturbeiwert

k_t ...ermittelter Durchlässigkeitsbeiwert bei Temperatur T [m/s]

(DIN 18130, Teil 1, 1998). Der Korrekturwert a wurde der DIN 18130, Teil 1 (1998) entnommen. Aus den ermittelten k_f -Werten bei Vergleichstemperatur ergibt sich für Probe 5/1.1 ein mittlerer k_f -Wert von $3,7 \cdot 10^{-10}$ m/s, für Probe 5/1.2 ein mittlerer k_f -Wert von $2 \cdot 10^{-8}$ m/s. Aus Tab. 17 ergibt sich, dass Probe 5/1.1 sehr schwach durchlässig und Probe 5/1.2 schwach durchlässig ist.

Da der k_f -Wert von der Korngröße und der damit zusammenhängenden Porengröße, -verteilung und -anzahl abhängig ist, besteht die Möglichkeit, die Durchlässigkeit eines Bodens mit Hilfe der Korngrößenverteilung zu bestimmen.

Für alle Bodenproben wurden aus der Bodenart nach AG BODEN (1998) der k_f -Werte abgeleitet. Dabei wurde für alle Proben das Gesamtmittel gewählt, da Lagerungsdichte und Rohdichte nicht bekannt sind. Außerdem wurde mit Hilfe der Abb. 18 die Durchlässigkeit geschätzt.

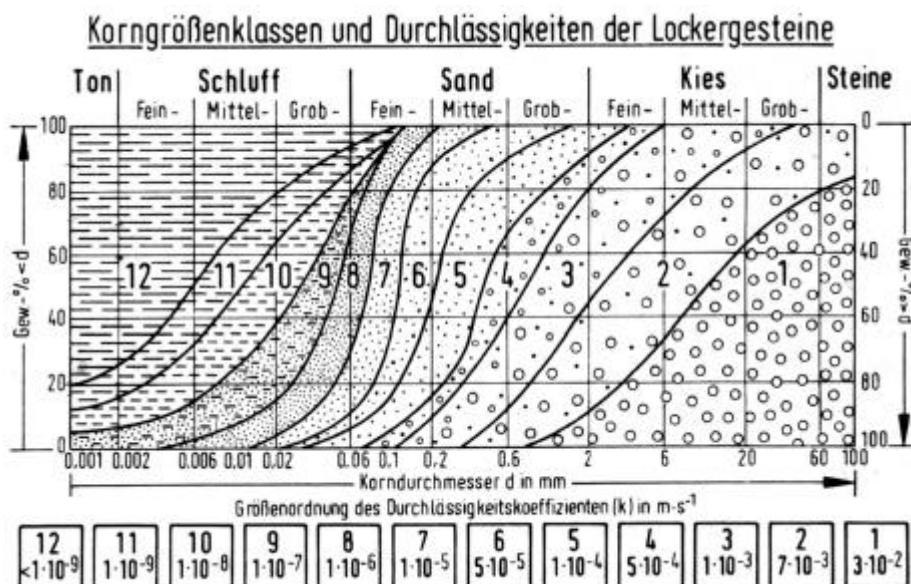


Abb. 18: Abhängigkeit des Durchlässigkeitsbeiwertes von der Korngrößenverteilung nach KRAPP (aus PRINZ, 1997).

Eine Berechnung nach HAZEN, BEYER und ZIESCHANG (aus LANGGUTH & VOIGT, 1980) war nicht möglich, da alle Proben außerhalb des für diese Verfahren zulässigen Gültigkeitsbereiches liegen. Eine Berechnung nach KAUBISCH (1986) konnte an drei Proben durchgeführt werden.

$$k_f = 10^{0,0005 p^2 - 0,12 p - 3,59} \quad (6)$$

k_f ... Durchlässigkeitsbeiwert [m/s]

p ... Pelitgehalt [%]

Diese Formel kommt zur Anwendung, wenn der Pelitgehalt (Ton und Schluff) 10-60 % beträgt und die Proben eine hohe Ungleichförmigkeit aufweisen. Beide Bedingungen werden, wie in Tab. 18 ersichtlich, von den Proben 7/5, 7/6 und 8/3 erfüllt.

Tab. 18: Ton-, Schluff- Gehalte und sich daraus ergebende Pelitgehalte (S U+T) in Masse-%.

Bohrpunkt	Horizont	U	T	Pelitegehalt
Bohrung 4	4/1	20,6	71,1	91,7
	4/2	22,0	70,5	92,5
	4/3	68,6	20,7	89,3
Bohrung 5a	5a/1	16,5	58,3	74,8
	5a/2	19,0	65,2	84,2
	5a/3	51,8	25,6	77,4
	5a/4	36,5	24,4	60,9
Bohrung 7	7/1	56,1	34,2	90,3
	7/2	29,0	52,7	81,6
	7/3	42,5	22,0	64,5
	7/4	62,5	19,8	82,3
	7/5	23,2	18,3	41,5
	7/6	14,6	13,9	28,5
Bohrung 8	8/1	23,8	69,7	93,5
	8/2a	34,6	57,9	92,6
	8/2b	58,4	19,7	78,1
	8/3	31,8	18,3	50,1

Alle Ergebnisse sind in Tab. 19 dargestellt. Die Durchlässigkeitsbeiwerte aus AG BODEN (1994) sind etwas höher als die aus der Grafik abgelesenen. Eine mögliche Ursache hierfür könnte die Verwendung des Gesamtmittels unabhängig von Roh- und Lagerungsdichte sein. Die durch die KAUBISCH-Formel ermittelten Werte sind mit den grafisch ermittelten gleich.

Tab. 19: Aus der Körngrößenverteilung und experimentell ermittelte k_f -Werte in m/s.

Bohrpunkt	Horizont	AG-Boden	nach Krapp (1983)	Kaubisch (1986)	experimentell
Bohrung 4	B4/1	$2,3 \cdot 10^{-7}$	$<1 \cdot 10^{-9}$		
	B4/2	$2,3 \cdot 10^{-7}$	$<1 \cdot 10^{-9}$		
	B4/3	$1,0 \cdot 10^{-6}$	$<1 \cdot 10^{-9}$		
Bohrung 5a	B5a/1	$2,3 \cdot 10^{-7}$	$<1 \cdot 10^{-9}$		
	B5a/2	$2,3 \cdot 10^{-7}$	$<1 \cdot 10^{-9}$		
	B5a/3	$1,5 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-9}$		
	B5a/4	$9,3 \cdot 10^{-7}$	$5 \cdot 10^{-5} - 1 \cdot 10^{-9}$		
Bohrung 5b	B5b/1.1				$3,7 \cdot 10^{-10}$
	B5b/1.2				$2,0 \cdot 10^{-8}$
Bohrung 7	B7/1	$1,4 \cdot 10^{-6}$	$<1 \cdot 10^{-9}$		
	B7/2	$2,3 \cdot 10^{-7}$	$<1 \cdot 10^{-9}$		
	B7/3	$2,0 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-8} - 1 \cdot 10^{-9}$		
	B7/4	$1,5 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-8} - 1 \cdot 10^{-9}$		
	B7/5	$8,1 \cdot 10^{-7}$	$1 \cdot 10^{-4} - 1 \cdot 10^{-8}$	$2,0 \cdot 10^{-8}$	
	B7/6	$1,9 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-6} - 1 \cdot 10^{-8}$	$2,5 \cdot 10^{-7}$	
Bohrung 8	B8/1	$2,3 \cdot 10^{-7}$	$<1 \cdot 10^{-9}$		
	B8/2a	$3,5 \cdot 10^{-7}$	$<1 \cdot 10^{-9}$		
	B8/2b	$1,5 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-8} - 1 \cdot 10^{-9}$		
	B8/3	$9,3 \cdot 10^{-7}$	$5 \cdot 10^{-5} - 1 \cdot 10^{-9}$		$4,5 \cdot 10^{-9}$

Nach DIN 18130, Teil 1 (Tab. 17) ergeben sich für die einzelnen Bodenproben folgende Durchlässigkeiten. Die nach AG BODEN (1998) ermittelten Werte liegen alle im Bereich schwach durchlässig. Nach KRAPP (aus PRINZ, 1997) sind die Bodenproben sehr schwach durchlässig bis schwach durchlässig. Die beiden obersten Horizonte aller vier Bohrungen weisen die geringsten Durchlässigkeiten auf. Durch diese Schichten kommt es zu Staunässerbildungen und somit zur Entstehung des Feuchtgebietes. Die darunter folgenden Horizonte weisen aber immer noch schwache Durchlässigkeit auf. Das Wasser bewegt sich somit in allen Horizonten sehr langsam. Es ist anzunehmen, dass die in den unteren Horizonten befindlichen sandigen Einlagerungen erhöhte Durchlässigkeiten haben. Das Wasser kann nur sehr langsam in den untersuchten Boden sickern, weshalb die Verweildauer des Sickerwasser im Boden sehr hoch ist. Demzufolge kommt es zu langen Reaktionszeiten zwischen Wasser und Boden.

5.1.7 Schwermetalle sowie Aluminium und Arsen

Schwermetallbelastungen können zum einen geogenen zum anderen anthropogenen Ursprungs sein. Schwermetalle weisen eine hohe Persistenz im Boden auf und können eine hohe Mobilität besitzen. Diese Mobilität ist vor allem vom pH-Wert des Bodens abhängig. Durch erhöhte Schwermetallgehalte können mikrobielle, pedogene Prozesse gehemmt werden. Außerdem wirken Schwermetalle bei Überschreitung bestimmter Grenzwerte toxisch auf Pflanzen, Tiere und Menschen und stellen dann eine Gefahrenquelle für die Umwelt dar.

In Tab. 20 werden häufig auftretende Metallgehalte, Extremwerte und Grenzwerte angegeben. Häufig auftretende Metallgehalte und Extremwerte wurden von HINTERMAIER-ERHARD (1997), der DVWK 117 (1998) und SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998) übernommen. Die Grenzwerte wurden der LAGA-LISTE (1994) entnommen.

Tab. 20: Häufig auftretende Metallgehalte, Extremwerte und Grenzwerte von Böden. Mengenangaben in mg/kg; \bar{x} : Durchschnitt.

Element	Häufig auftretende Metallgehalte in Böden	Höchstwerte in Böden	Grenzwerte nach LAGA (1994)			
			Z 0	Z 1.1	Z 1.2	Z 2
Cd	0,1...0,5 ($\bar{x}0,3$)	50...200	0,6	1	3	10
As	2...20 ($\bar{x}<10$)	<8000	20	30	50	150
Cr	5...100 ($\bar{x}<100$)	3000	50	100	200	600
Zn	10...300 ($\bar{x}\approx50$)	<20000	120	300	500	1500
Co	1...40 ($\bar{x}10$)	800				
Mn	20...1000	bis 7000				
Pb	2...60 ($\bar{x}\approx20$)	<4000	100	200	300	1000
Ni	2...50	100...5000	40	100	200	600
Al	5000... 10^5					
Cu	1...40 ($\bar{x}\approx10$)	>1000	40	100	200	600
Ag	<0,01...5					
Fe	2000...500000					

Aluminium (Al)

Aluminium ist ein in der Natur weit verbreitetes Element. Es ist unter anderem Gitterbaustein vieler Silicate und Tonminerale. Bei der Verwitterung dieser Minerale werden Al-Ionen freigesetzt. Außerdem kommt es bei pH-Werten <5 zur Auflösung von Al-Oxiden und somit zur Freisetzung von Al^{3+} -Ionen. Al-Ionen können durch Huminstoffe komplexiert werden. In Tonminerale erfolgt der Einbau von Al-Ionen und die Adsorption dieser an der Tonmineral-Oberfläche. Dadurch werden an den Tonmineralen gebundene Nährstoff-Kationen ausgetauscht und ausgewaschen. Für Al-Ionen werden in der DVWK 212 (1988) Normalwerte von 5.000 bis 100.000 mg/kg angegeben. Die Al-Gehalte der Bodenproben liegen im Bereich von 20.200 bis 78.000 mg/kg und entsprechen somit den Normalgehalten.

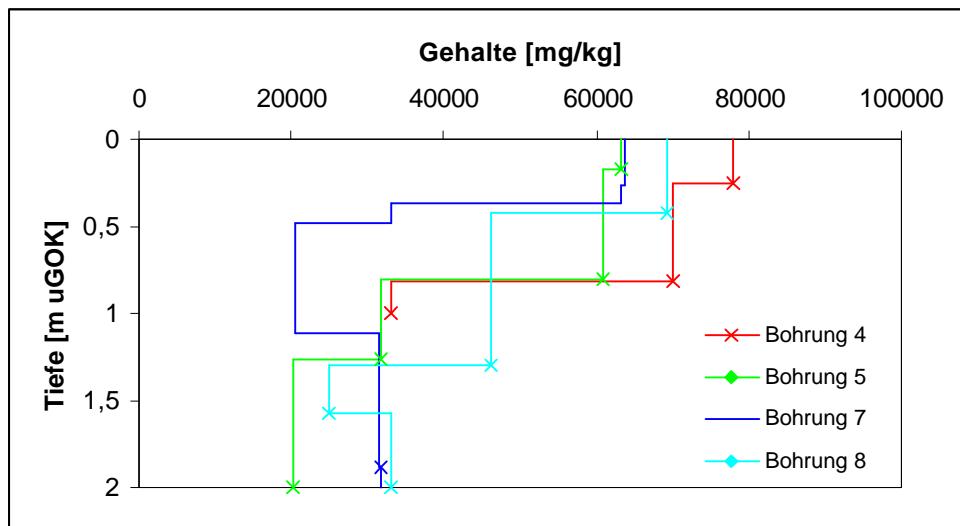


Abb. 19: Säurelöslicher Anteil an Al in Abhängigkeit von der Tiefe.²

Bei Bohrung B4 und B5 nehmen die Al-Gehalte mit der Tiefe hin deutlich ab. Bohrung B7 weist trotz konstanter pH-Werten bis in eine Tiefe von 1,12 m abnehmende und darunter wieder ansteigende Al-Gehalte auf. Eine Ursache für die erhöhten Al-Gehalte kann die Verwitterung des Tonschiefers und die damit verbundene Freisetzung von Al-Ionen sein. Bohrung B8 zeigt bis in eine Tiefe von 1,58 m abnehmende Al-Gehalte. Danach ist wieder ein Anstieg zu verzeichnen. Der pH-Wert dieser Probe nimmt zur Tiefe hin ab. Eine eindeutige Beziehung zwischen pH-Wert und dem Al-Gehalt ist jedoch nicht ersichtlich.

Arsen (As)

Arsen ist ein in zahlreichen silikatischen Mineralen vorkommender natürlicher Bestandteil. In der DVWK 117 (1998) werden für Tone und Schiefer mittlere As-Gehalte von 14,4 mg/kg angegeben. Höchstwerte für natürliche Tone und Schiefer liegen bei 490 mg/kg. Die As-Gehalte natürlicher Böden sind höher als die der zugehörigen Ausgangsgesteine (DVWK 117, 1998). Arsen ist unter reduzierenden Bedingungen besser löslich und mobiler als unter oxidierenden Bedingungen (DVWK 117, 1998). Eine Sorption von Arsen erfolgt vor allem an Sesquioxide (HINTERMAIER-ERHARD, 1997), Anreicherung von Arsen vor allem in den oberen Lagen. Die As-Gehalte in Böden betragen 2 bis 20 mg/kg (HINTERMAIER-ERHARD, 1997).

Anhand der Abb. 20 wird deutlich, dass die As-Gehalte der Bohrungen B4, B5 und B8 mit der Tiefe hin abnehmen. Bohrung B7 verhält sich anders. Probe B7/1 weist einen As-Gehalt von 129 mg/kg auf. In der darunter folgenden Probe B7/2 steigt der As-Wert auf 225 mg/kg. Danach nimmt der As-Gehalt mit der Tiefe hin ab. In einer Tiefe von 1,12 m steigt der Wert noch mal geringfügig an (von 43 mg/kg auf 52 mg/kg). Danach sinkt der As-Gehalt wieder.

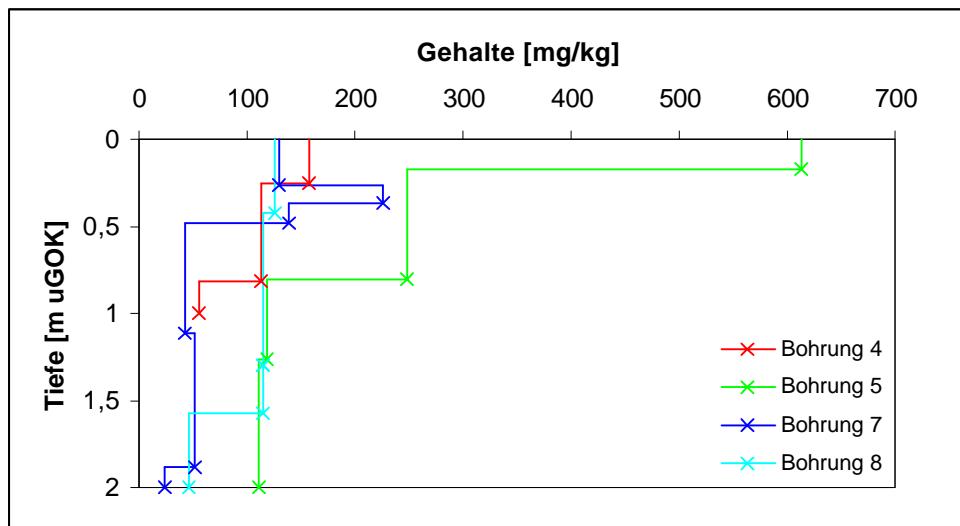


Abb. 20: Säurelöslicher Anteil an As in Abhängigkeit von der Tiefe.²

Die As-Gehalte in den untersuchten Bodenproben sind um ein Vielfaches höher als die üblichen Normalgehalte. Den Höchstwert weist die Probe 5/1 mit 613 mg/kg auf. Alle anderen Werte liegen mit 250 bis 24 mg/kg weit darunter. Da Tone und Schiefer bis zu 490 mg/kg Arsen enthalten können und die As-Gehalte der Böden höher liegen als die der Ausgangsgesteine, kann man die Werte als leicht erhöht einstufen. Eine anthropogene Beeinflussung des Bodens ist nicht auszuschließen, da erhöhte As-Konzentrationen im Boden in Bereichen von Erzaufbereitungsanlagen auftreten können (DVWK 117, 1998). Des Weiteren sind die erhöhten As-Gehalte ein Indiz auf die bereits in Kapitel 5.1.4.4. erwähnten Sulfide.

Cadmium (Cd)

In Böden hängt der Cd-Gehalt vom Ausgangsgestein ab. Cadmium ist ein mobiles, relativ leicht verlagerbares und verfügbares Schwermetall (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998), dessen Löslichkeit stark vom pH-Wert abhängig ist. Bei neutraler bis alkalischer Reaktion ist vor allem spezifisch adsorbiertes Cadmium vorhanden. Sinkt der pH-Werte unter 6,5 ab, so nimmt der Anteil an unspezifisch adsorbierten Cadmium zu. Damit verbunden steigt der Anteil an austauschbaren und pflanzenverfügbar Cadmium.

Durch die enge Verwandtschaft von Cadmium mit Zink liegt normalerweise ein relativ konstantes Zn/Cd-Verhältnis vor, welches in Gesteinen bei ca. 500:1 in Böden bei ca. 100:1 liegt (DVWK 117, 1998).

Cadmium wird an der Oberfläche von Tonmineralen, Eisen- und Mangan-Oxiden gebunden. Aber auch einen sehr langsam ablaufende Diffusion von Cadmium in das Gitter von Fe- und Mn-Oxiden und teilweise von Tonmineralen findet statt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Dadurch erfolgt eine irreversible Festlegung von Cadmium in den Böden. Eine organische Bindung des Cadmiums als metallorganische Komplexe ist ebenfalls möglich. Diese Verbindungen sind bei pH<6,5 geringer verfügbar als die mineralisch gebunden Komplexe

(SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Unbelastete Böden weisen in der Regel Cd-Gehalte von <0,5 mg/kg auf (HINTERMAIER-ERHARD, 1997).

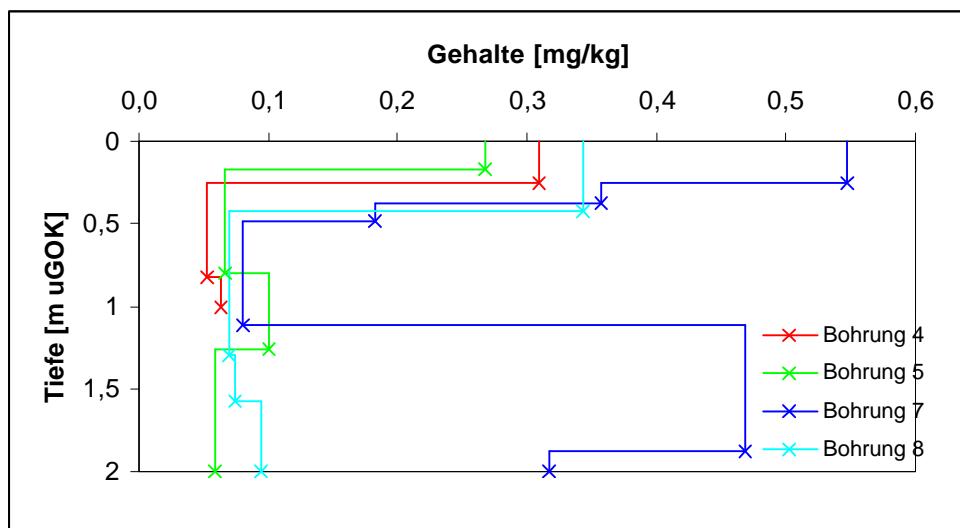


Abb. 21: Säurelöslicher Anteil an Cd in Abhängigkeit von der Tiefe.²

Die Cd-Gehalte nehmen in allen Bohrungen zunächst ab (Abb. 21). Im oberen Bodenhorizont liegen die Gehalte zwischen 0,26 bis 0,55 mg/kg. Probe B7/1 weist mit 0,55 mg/kg den höchsten Wert auf und liegt somit geringfügig über den oben angegebenen Gehalten von HINTERMAIER-ERHARD (1997). Alle anderen Werte liegen im Bereich der für unbelastete Böden angegebenen Gehalte. Die hohen Gehalte in den oberen Horizonten können möglicherweise anthropogenen Ursprung sein (Bergbau). Aber auch durch die organische Substanz können erhöhte Werte auftreten, da durch diese Cadmium festgelegt wird und somit die Cd-Löslichkeit erniedrigt wird (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Bei Bohrung B4 (B4/3) bzw. B5 B(5/3) steigt der Cd-Gehalt in einer Tiefe von 1,80 m geringfügig von 0,05 auf 0,06 mg/kg bzw. von 0,07 auf 0,1 mg/kg an. In Bohrung B5 (B5/4) sinkt der Cd-Gehalt danach wieder auf 0,06 mg/kg ab. Bei Bohrung B8 sinken die Cd-Gehalte bis in eine Tiefe von 1,30 m ab und steigen dann etwas an. Bohrung B7 weist ein zu den anderen Proben verschiedenes Verhalten auf. Zunächst sinkt der Gehalt an Cadmium von 0,55 auf 0,08 mg/kg. Danach steigt der Wert stark an (0,47 mg/kg) und sinkt schließlich in Horizont B7/6 auf 0,37 mg/kg ab. Einen Zusammenhang dieser Cd-Gehalte mit den pH-Werten ist nicht ersichtlich. Der pH-Wert der Bohrung B7 nimmt bis in eine Tiefe von 0,48 m auf 6,5 ab und bleibt dann konstant. Es ist nicht auszuschließen, dass die erhöhten Werte durch die oben beschriebene Diffusion von Cadmium in das Gitter von Fe- und Mn-Oxiden und eine damit verbundene irreversible Cadmiumfestlegung zustande kommen („Copräzipitation“). Die Fe-Gehalte weisen in Bohrung B7 im Horizont B7/5 ebenfalls erhöhte Werte auf.

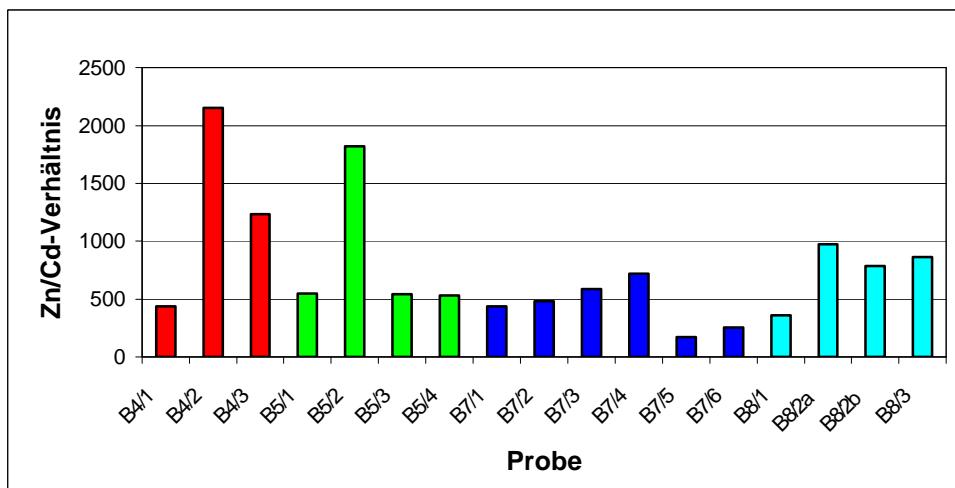


Abb. 22: Zn/Cd-Verhältnis aller Bodenhorizonte.

Das Zn/Cd-Verhältnis ist in allen Bohrungen sehr verschieden. Es schwankt zwischen 172:1 im Horizont B7/5 und 2154:1 im Horizont B4/2. Ein relativ konstantes Verhältnis besitzen Bohrung 7 mit Ausnahme der untersten zwei Horizonte B7/5 und B7/6 sowie Bohrung 8 und Bohrung 5, wobei der Horizont B5/2 mit einem Verhältnis von 1821:1 weitaus höher liegt als in allen anderen Horizonten der Bohrung 5 (Verhältnis ca. 540:1). Das von SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (aus DVWK 117, 1998) angegebene Verhältnis von 100:1 wird von allen Proben stark überschritten.

Chrom (Cr)

Chrom ist im stark sauren Bereich ($\text{pH} < 4$) leicht löslich und somit pflanzenverfügbar. Bei normalen Boden-pH-Werten hingegen wird Chrom leicht sorbiert (HINTERMAIER-ERHARD, 1997) und aufgrund seiner Immobilität in Böden angereichert (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Dabei erfolgt eine Anreicherung von Chrom vor allem in der Tonfraktion (DVWK 117, 1998) vorwiegend in dreiwertiger Form sowie untergeordnet in der organischen Substanz. Durch die sehr geringe Löslichkeit des Chroms sind dessen Verlagerbarkeit und die Verfügbarkeit ebenfalls gering, was dazu führt, dass die Oberbodenhorizonte in der Regel höhere Cr-Gehalte als die Unterbodenhorizonte aufweisen. In der DVWK 117 (1998) werden für normale Böden Cr-Gehalte von 5 bis 100 mg/kg angegeben.

Die Cr-Gehalte aller untersuchten Bohrungen sind als normal einzustufen. Aus Abb. 23 ist ersichtlich, dass wie bereits erwähnt, der oberste Horizont aller vier Bohrungen den höchsten Cr-Wert aufweist und zwischen 71,6 mg/kg in Probe B5/1 und 81,5 mg/kg in Probe B4/1 schwankt. Des weiteren ist eine tendenzielle Abnahme der Cr-Gehalte mit der Tiefe hin zu erkennen, wobei Horizont B7/5 in Bohrung 7 mit einem Anstieg des Cr-Gehaltes von 31,4 mg/kg auf 44,1 mg/kg im Untergrund eine Ausnahme darstellt. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998) stellten fest, dass Chrom bei höheren pH-Werten unter anderem auch als schwerlösliche Verbindungen in einer vorwiegend mit Fe-Oxiden assoziierten Form in Böden

vorhanden sein kann. Aufgrund dieser Aussage und der Beobachtung, dass der Fe-Gehalt in Horizont B7/5 höher als in den übrigen Horizonten ist (Abb. 30), ist eine vermehrte Bindung von Chrom an Fe-Oxide und ein damit verbundener erhöhter Cr-Gehalt nicht auszuschließen.

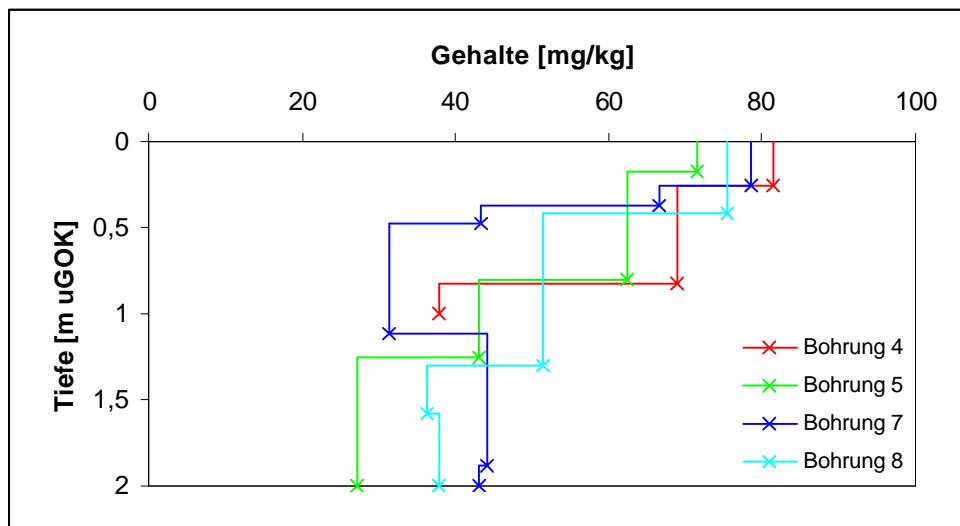
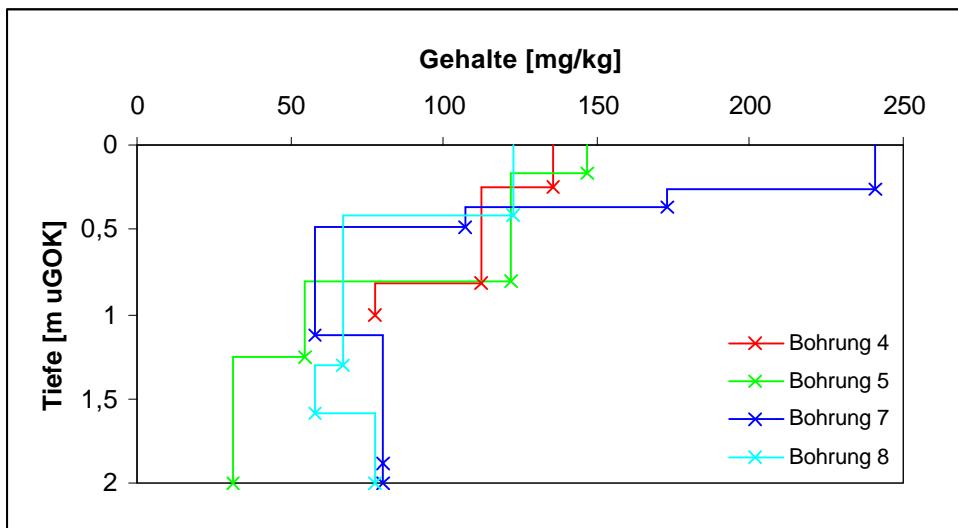


Abb. 23: Säurelöslicher Anteil an Cr in Abhängigkeit von der Tiefe.²

Zink (Zn)

Zink kann an die organische Substanz, Tonminerale, Silicate sowie an Fe-, Mn- und Al-Oxide gebunden werden. In mäßig bis schwach sauren Böden erfolgt die Bindung von Zink vorwiegend an die organische Substanz. Während Zink in Böden mit alkalischen pH-Werte (>7) an Fe- und Mn-Oxide gebunden wird, überwiegt in sauren Böden (<5) die Bindung an Tonminerale. Des Weiteren ist bei ansteigendem pH-Wert mit einem Absinken der Löslichkeit von Zink und dem Zurückgehen des Gehaltes an austauschbarem Zink (pH>6) zu beobachten. Die für Böden angegebenen Normalgehalte von Zink liegen bei 10 bis 300 mg/kg (HINTERMAIER-ERHARD, 1997).

Alle vier Bohrungen weisen im obersten Horizont die höchsten Zn-Gehalte auf, wobei der Wert bei Bohrung B7 mit 241 mg/kg Chrom etwas höher liegt als bei den Bohrungen B4, B5 und B8, bei denen Gehalte zwischen 123 und 147 mg/kg Chrom gemessen wurden. Da der pH-Wert der Probe B7/1 im oberen Horizont höher liegt als der in den anderen Bohrungen, ist eine höhere Anreicherung durchaus möglich. Die Zn-Gehalte nehmen mit der Tiefe tendenziell ab, steigen allerdings im untersten Horizont der Bohrung 7 (7/6) und 8 (8/3) wieder etwas an. Des Weiteren wurde beobachtet, dass die pH-Werte in allen Bohrungen mit der Tiefe hin tendenziell abnehmen, allerdings nicht unter 6 fallen, was bedeutet, dass die Zn-Bindung vor allem an Fe- und Mn-Oxide und die organische Substanz erfolgt. Da eine Bindung an organische Substanz in den unteren Bodenhorizonten aufgrund der niedrigen Gehalte auszuschließen ist, erfolgt dort die Zn-Bindung vorwiegend an Fe- und Mn-Oxide.

Abb. 24: Säurelöslicher Anteil an Zn in Abhängigkeit von der Tiefe.²

Alle erhaltenen Werte liegen in dem von HINTERMAIER-ERHARD (1997) für Böden angegebenen Normalbereich (Tab. 20).

Kobalt (Co)

Kobalt befindet sich in eisen- und manganreichen Mineralen. Eine Bindung von Kobalt erfolgt vor allem an Mn-Oxide, aber auch an eisen- und manganreiche Silikate wie Biotit sowie Fe-Oxide. Aus diesem Grund ist Kobalt in oxidreichen Horizonten oft angereichert. Liegen die pH-Werte bei >6, ist die Adsorption von Kobalt an Oxide sehr hoch, wohingegen mit abnehmendem pH-Wert (<5,5) Kobalt einer zunehmenden Löslichkeit unterlegen ist und somit verfügbar wird. Die Normalgehalte für Kobalt in Böden liegen zwischen 1 bis 40 mg/kg (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998).

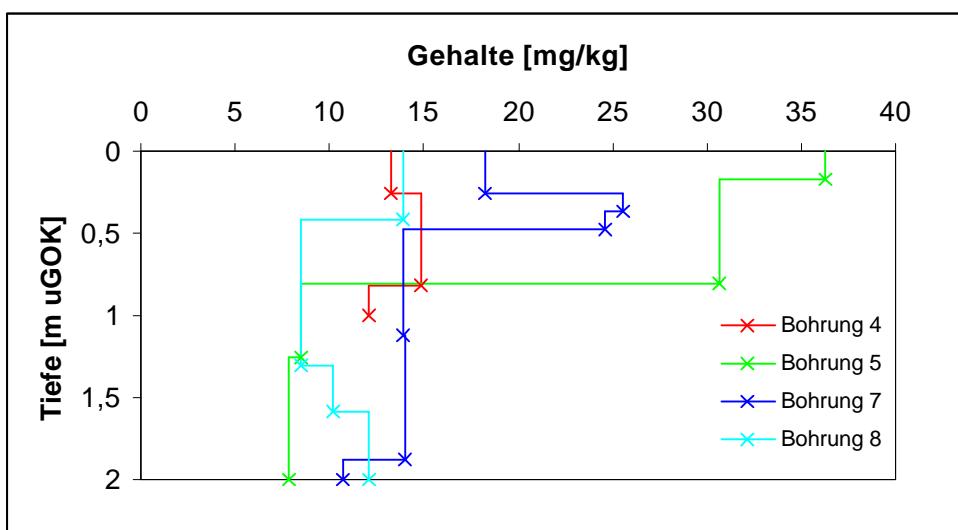


Abb. 25: Säurelöslicher Anteil an Co in Abhängigkeit von der Tiefe

Die Co-Gehalte liegen alle in dem von SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998) angegebenen Normalbereich, wobei der höchste Gehalt im obersten Horizont der Bohrung B5 (B5/1) gemessen wurde und 36,3 mg/kg Kobalt beträgt. Alle Proben weisen unterschiedliche Gehalte in Abhängigkeit von der Tiefe auf, was sich in Horizont B4/2 der Bohrung 4 sowie Horizont B7/2 der Bohrung 7 mit einem Anstieg und einem Wiederabsinken in dem jeweils darunter folgenden Horizont bemerkbar macht. Im Gegensatz dazu sinkt der Co-Gehalt in Bohrung B8 bis in eine Tiefe von 1,30 m ab und steigt danach wieder an. Ein tendenzielles Absinken des Co-Gehalte mit der Tiefe ist in Bohrung B5 zu erkennen. Bei Vergleich der Fe- und Mn-Gehalte mit denen des Kobalts wurde eine Korrelation der Elemente festgestellt, was bedeutet, dass eine Bindung von Kobalt an Fe- und Mn-Oxide wahrscheinlich ist.

Mangan (Mn)

Mangan ist ein Nebenbestandteil eisenhaltiger Silicate wie Glimmer und Pyroxen und liegt im Boden hauptsächlich als Mn-Oxid vor, wo es vor allem von Fe-Oxiden adsorbiert wird. Daher korrelieren die Mn-Gehalte meist mit den Fe-Gehalten. Des weiteren kann Mangan an organische Komplexe gebunden sein sowie in austauschbarer und gelöster Form vorliegen. Mangan ist leicht verlager- und auswaschbar und seine Mobilität steigt ab einem pH<5,5 an. In Stau-nässeböden liegt aufgrund von Redoximorphose Mangan oftmals als Konkretionen vor. Die Normalgehalte von Böden liegen nach HINTERMAIER-ERHARD (1997) bei 40 bis 1000 mg/kg. Allerdings können Bodenhorizonte mit pedogener Mn-Anreicherung Gehalte bis zu 3000 mg/kg (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998) aufweisen.

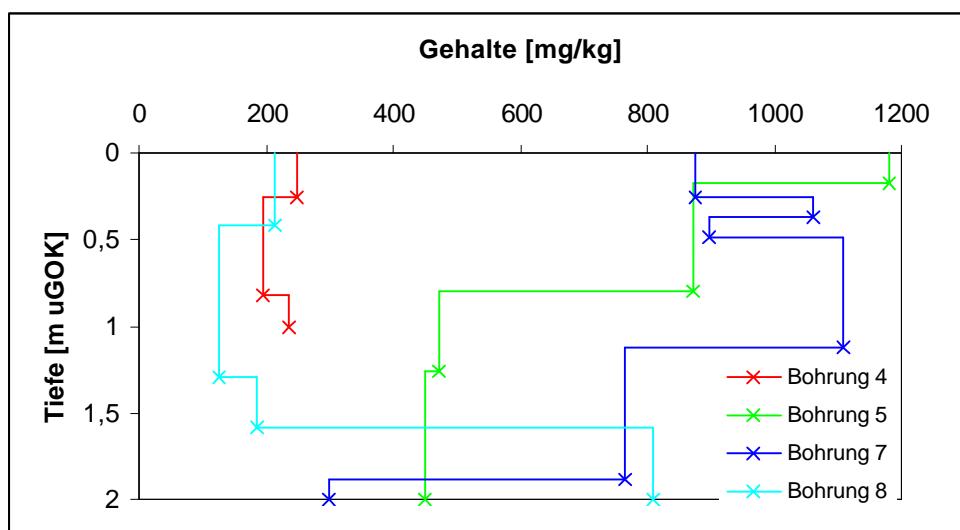


Abb. 26: Säurelöslicher Anteil an Mn in Abhängigkeit von der Tiefe.²

Die Mn-Gehalte der Bohrungen B4 und B8 sinken zunächst mit der Tiefe von 250 bzw. 213 mg/kg auf 196 bzw. 126 mg/kg ab und steigen dann wieder auf 237 bzw. 809 mg/kg an. Im Gegensatz dazu ist bei Bohrung B5 ein tendenzielles Absinken der Mn-Gehalte von 1180 auf 450 mg/kg festzustellen. Des weiteren ist aus Abb. 26 ersichtlich, dass Bohrung B7 zwei

markante Horizonte (B7/2 bzw. B7/4) aufweist, die deutlich höhere Mn-Gehalten besitzen als die übrigen Horizonte dieser Bohrung. Eine Korrelation mit den Fe-Gehalten wie sie in der gesamten Bohrung 5 erkennbar ist, kann in den anderen Bohrungen nur an einigen Horizonten beobachtet werden (Vergleich Abb. 30).

Nahezu alle Horizonte der vier Bohrungen liegen mit Mn-Gehalten von 126 bis 898 mg/kg in dem von HINTERMAIER-ERHARD (1997) angegebenen Normalbereich für Böden. Erhöhte Mn-Gehalte, wie sie in Bohrung B8 im Horizont B8/1 (1180 mg/kg) sowie in Bohrung B7 Horizont B7/2 (1060 mg/kg) und B7/4 (1110 mg/kg) auftreten, weisen auf eine Mn-Anreicherung im jeweiligen Horizont hin.

Blei (Pb)

Blei ist ein in Böden sehr immobiles Schwermetall, dessen Löslichkeit durch den pH-Wert, den Gesamtgehalt an Blei, den Stoffbestand der Böden und die Redoxbedingungen bestimmt wird. Während die Pb-Löslichkeit zwischen pH-Wert von 4 bis 7 sehr gering ist, setzt unterhalb pH 4 die Mobilität und die daraus folgende Verfügbarkeit von Blei ein. Allerdings kann das Löslichkeitsverhalten von Blei bei pH-Werten <6 dahingegen beeinflusst werden, dass lösliche organische Chelatbildner eine Mobilisierung bewirken können. Im mäßig sauren Bereich wird Blei leicht adsorbiert und somit festgelegt, wobei eine Pb-Fixierung vor allem an Huminstoffe unter Bildung unlöslicher metallorganische Komplexe erfolgt. Dies führt dazu, dass organikreiche Oberbodenhorizonte erhöhte Pb-Gehalte aufweisen. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998) stellten fest, dass Böden mit hohen C_{org}-Gehalten eine niedrigere Pb-Löslichkeit aufweisen und die Auswaschung dabei gegenüber der Anreicherung zurücktritt. Neben der Fixierung an die organische Substanz kann Blei auch an Metall-Oxide gebunden werden, was zur Folge hat, dass bei mäßig sauren bis alkalischen Böden 75 bis 85% des gesamten Pb-Gehaltes in oxidischer Bindung (Fe- und Mn-Konkretionen) vorliegt. Sind Sulfide anwesend, werden Pb-Sulfide gebildet. Da Blei eine geringe Mobilität aufweist, ist die Verlagerung und Auswaschung sehr gering. Die für Böden angegebenen Normalgehalte liegen bei 2 bis 60 mg/kg (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Selten treten Werte von über 100 mg/kg auf.

Aus Abb. 27 ist ersichtlich, dass die Bohrung B4, B5 und B7 im oberen Horizont Werte von 103,0 bis 118,0 mg/kg und somit erhöhte Pb-Gehalte aufweisen. Nur Bohrung B8 wurden mit Werten von 57,0 bis 6,8 mg/kg keine erhöhten Pb-Gehalte gemessen. Mit der Tiefe nehmen die Gehalte in Bohrung 5 und 8 ab. Im Gegensatz dazu wurde an Bohrung B4 ein Absinken der Bleigehalte bis in Horizont B4/2 und ein darauf folgender Wiederanstieg in Horizont B4/3 festgestellt, wobei die Pb-Konzentration dieses Horizontes (431,0 mg/kg) höher ist als die des Oberbodenhorizonts B4/1 (103,0 mg/kg). Ein Zusammenhang mit dem pH-Wert ist nicht eindeutig ersichtlich. Allerdings korrelieren die Pb-Gehalte der einzelnen Horizonte mit den Mn-Gehalten, was vermuten lässt, dass hier vermutlich eine Festlegung durch Metall-Oxide er-

folgt. Bei Bohrung B7 nimmt der Gehalte an Blei bis zu einer Tiefe von 1,12 m (Horizont B7/4) ab, steigt im Horizont B7/5 an und sinkt im darunter folgenden Horizont wieder ab.

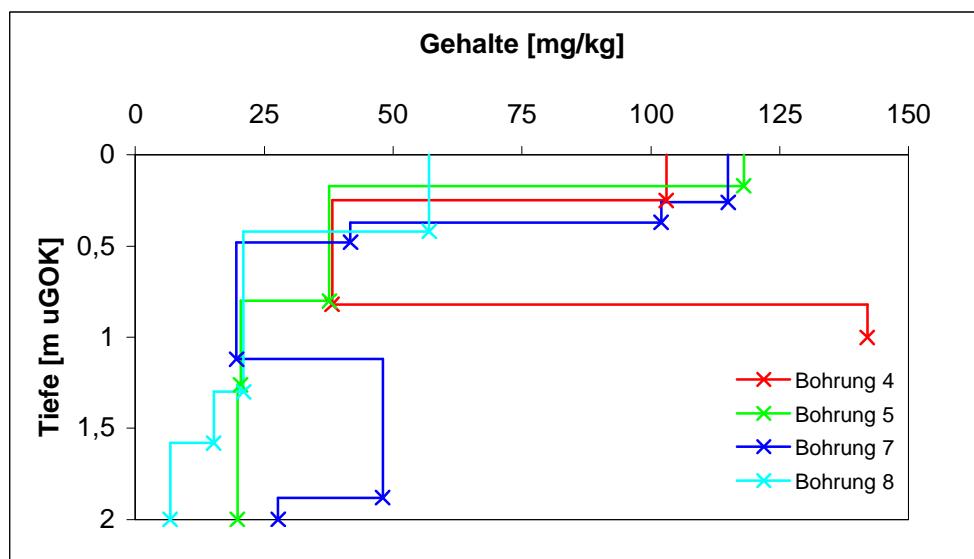


Abb. 27: Säurelöslicher Anteil an Pb in Abhängigkeit von der Tiefe.²

Neben höheren Pb-Gehalten wurden in Horizont B7/5 auch erhöhte Al- und Fe-Gehalte festgestellt, was vermuten lässt, dass ähnlich wie in Bohrung 4 Horizont B4/1 eine erhöhte Bindung von Blei an Metall-Oxide stattfindet. Es ist nicht auszuschließen, dass die erhöhten Pb-Gehalte durch anthropogene Beeinflussung zustande kommen, wobei bemerkt werden muss, dass auch geogen bedingte erhöhte Pb-Gehalte durch Verwitterung des Minerals Bleiglanz, welches innerhalb des im Untersuchungsgebiet befindlichen Biwender Gangsystems ansteht, möglich sind.

Nickel (Ni)

Nickel wird vorwiegend von Al-, Fe- und Mn-Oxiden aber auch an Tonminerale adsorptiv gebunden und z.T. irreversibel fixiert, da es in pedogene Oxide und auch silikatische Tonminerale eingelagert wird. Im sauren (pH-Werte <5,5) und reduzierenden Milieu sowie durch das Vorhandensein organischer Chelatbildner kann eine zunehmende Mobilisation von Nickel erfolgen, was zu einer Zunahme an verfügbarem und austauschbarem Nickel führt. Die für Böden angegebenen Normalgehalte von Nickel liegen zwischen 2 bis 50 mg/kg (HINTERMAIER-ERHARD, 1997).

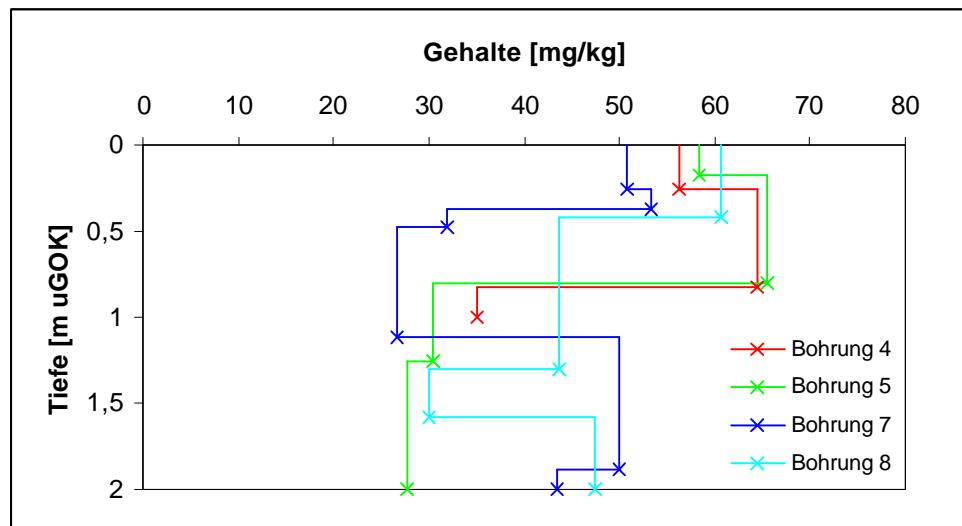


Abb. 28: Säurelöslicher Anteil an Ni in Abhängigkeit von der Tiefe²

Die Bohrungen weisen in den oberen Horizonten mit Werten zwischen 51 mg/kg im Horizont B7/1 und 66 mg/kg im Horizont B5/2 erhöhte Konzentrationen auf, wobei festgestellt wurde, dass die Ni-Gehalte der oberen Bodenhorizonte der Bohrungen B4, B5 und B7 niedriger liegen als die Gehalte der darunter folgenden Horizonte. Eine mögliche Erklärung hierfür stellt an organische Komplexe fixiertes und somit mobiles Nickel dar, welches in Untergrundhorizonte transportiert und dort aufgrund des hohen Tonanteils sowie vorhandener Oxide festgelegt wird. In den unteren Bodenhorizonten ist mit Ausnahme des Horizont B7/5 der Bohrung B7 sowie des Horizont B8/3 der Bohrung B8 ein tendenzielles Absinken der Werte festzustellen. Auch in diesen beiden Horizonten ist eine erhöhte Festlegung durch Oxide nicht auszuschließen.

Kupfer (Cu)

Kupfer wird bei pH-Werten <5 mobilisiert. In Tonsteinen können die Cu-Gehalte bei 45 mg/kg liegen (DVWK 117, 1998). Kupfer kann anstelle von Mg²⁺- und Fe²⁺-Ionen in Silicaten gebunden sein. In Böden wird Kupfer vorwiegend an die organische Substanz sowie an Mn- und Fe-Oxide gebunden. Auch in silikatischer Bindung und zu geringen Anteilen in austauschbarer und gelöster Form kann Kupfer vorliegen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Bei pH-Werten <6 liegt der überwiegende Teil von Kupfer in organisch gebundener Form vor. Liegt der pH-Wert im neutralen Bereich, wird Kupfer hauptsächlich oxidisch gebunden. Im Unterboden erfolgt die Bindung von Kupfer an Oxide oder im Gitter von Silikaten. Auch an schlecht kristalline Fe-Oxide kann Kupfer gebunden werden. Unter anaeroben Bedingungen können Cu-Sulfide entstehen. Das durch Fe- und Mn-Oxide sowie durch die organische Substanz gebundene Kupfer liegt zum größten Teil in sehr fest gebundener schwer desorbierbarer Form vor (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Die Gehalte für unbelastete Böden liegen zwischen 2 und 40 mg/kg Cu (DVWK 117, 1998).

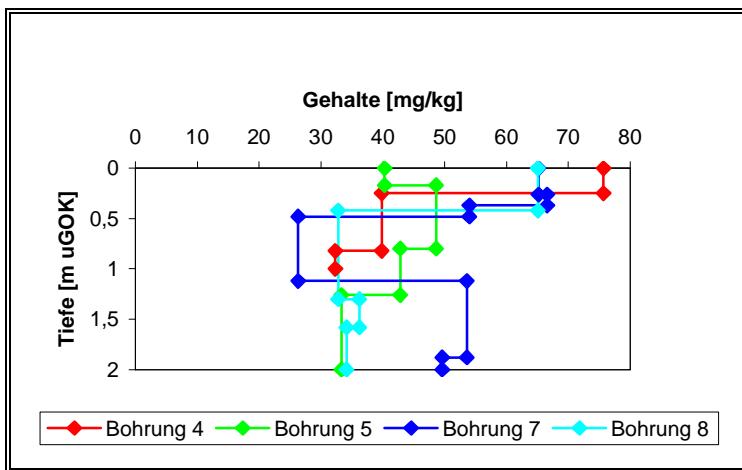


Abb. 29: Säurelöslicher Anteil an Cu in Abhängigkeit von der Tiefe

Die ermittelten Cu-Gehalte sind fast ausschließlich als erhöht einzustufen. Bohrung B4 weist im oberen Bodenhorizont einen Höchstgehalt von 75,7 mg/kg Cu auf. Zur Tiefe hin nehmen die Gehalte der Bohrung B4 ab. Bohrung B5 weist einen Höchstgehalt von 48,6 mg/kg Cu im Horizont B5/2 auf. Der obere Bodenhorizont besitzt einen geringeren Cu-Gehalt und auch ab Horizont 5/3 nehmen die Cu-Gehalte wieder ab. Der Gehalt an Kupfer bei Bohrung B7 korreliert mit den Fe-Gehalten dieser Bohrung. Eine Bindung hauptsächlich an Fe-Oxide wäre daher denkbar. Die Werte nehmen zum Horizont B7/2 hin zu und sinken danach bis zum Horizont B7/4 ab. Im Horizont B7/5 steigt der Cu-Gehalt wieder an und sinkt dann wieder ab. Der Cu-Gehalt in Bohrung B8 nimmt von Horizont B8/1 zum Horizont B8/2a ab. Danach steigt der Cu-Gehalt in Horizont B8/2b an und fällt dann wieder ab.

Silber (Ag)

Silber gehört zu den Edelmetallen. Es sind nur wenige Daten über die Ag-Gehalte in Böden bekannt. In der DVWK 117 (1998) sind für normale Böden Ag-Gehalte von <0,01 bis 5 mg/kg angegeben.

Die Ag-Gehalte der untersuchten Bodenproben liegen unterhalb der Bestimmungsgrenze von 1,0 mg/kg und konnten daher nicht bestimmt werden. Aufgrund dieser geringen Werte liegen die Ag-Gehalte der Bodenproben innerhalb der von der DVWK 117 (1998) angegebenen Grenzwerte für unbelastete Böden.

Eisen (Fe)

Eisen ist das vierhäufigste Element der kontinentalen Kruste. Es tritt in zahlreichen primären und sekundären Mineralen auf. eisenhaltige Minerale unterliegen einer intensiven Verwitterung. In Tongesteinen treten Fe-Gehalte von 4,8 % auf (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Unter aeroben Bedingungen liegt Eisen in Form von Fe(III)-Oxiden, in silicatischen Bindungen sowie in organischen Komplexen vor. So stellen z.B. Goethit und Hämatit stabile Oxidverbindungen dar (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Eine Mobilisation bzw. Fest-

legung von Eisen ist abhängig vom pH-Wert und dem Redoxpotential. Die Fe-Gehalte in Böden liegen üblicherweise im Bereich zwischen 0,2 % bis 5 % (2000 bis 50000 mg/kg) (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998).

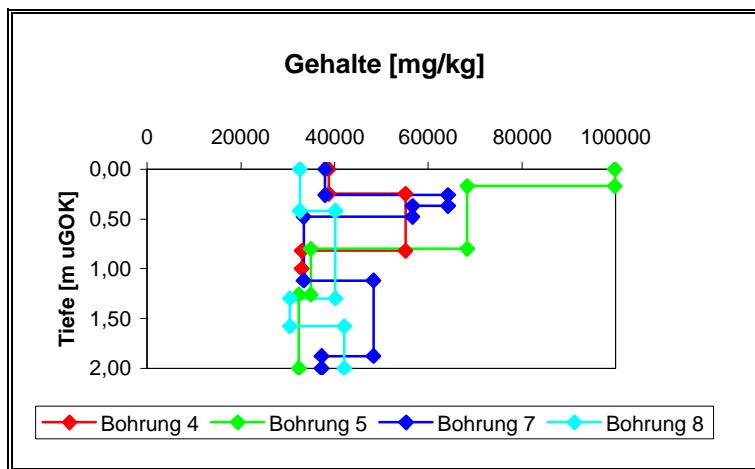


Abb. 30: Säurelöslicher Anteil an Fe in Abhängigkeit von der Tiefe

Die Bodenproben weisen zum Teil stark erhöhte Fe-Gehalte auf. So ist im oberen Bodenhorizont der im Zentrum des Feuchtgebietes gelegenen Bohrung B5 (Horizont B5/1) ein Höchstgehalt von 99800 mg/kg Fe festzustellen. Mit zunehmender Tiefe nehmen die Fe-Gehalte in Bohrung B5 ab. Bohrung B4 besitzt im oberen Bodenhorizont 38700 mg/kg Fe. Danach steigt der Fe-Gehalt auf 55100 mg/kg im Horizont B4/2 an und nimmt dann wieder ab. Bei Bohrung B7 ist ein Anstieg der Fe-Gehalte bis zum Horizont B7/2 zu verzeichnen. Der Fe-Gehalt bei Horizont B7/2 liegt bei 64200 mg/kg Fe. Danach sinken die Werte bis zum Horizont B7/4 ab. In Horizont B7/5 ist nochmals ein Anstieg des Fe-Gehaltes sichtbar. Danach sinkt der Fe-Gehalt wieder ab. Bei Bohrung B8 ist ein Anstieg bis zum Horizont B8/2a zu verzeichnen. Im Horizont B8/2b sinkt der Fe-Gehalt und steigt in Horizont B8/3 wieder an. Die höchsten Fe-Gehalte in Bohrung B8 weist Horizont B8/3 mit 42100 mg/kg Fe auf.

Die Fe-Konzentration im Boden des Feuchtgebietes wird durch einfließendes eisenhaltiges Haldenwasser und Sickerwasser aus den Absetzbecken der aktiven Wasserreinigungsanlage beeinflusst. Bei den Bohrungen B4, B7 und B8 ist deutlich erkennbar, dass der Fe-Gehalt im oberen Bodenhorizont niedriger ist als in dem darunter folgenden Horizont. Da in diesen Horizonten (B4/2, B7/2 und B8/2a) die Oxidation und Ausfällung der Fe- und Mn-Verbindungen und eine damit verbundene Anreicherung in Rostflecken und Fe-Konkretionen erfolgt, weisen diese Bodenbereiche höhere Fe-Gehalte auf. Verursacht werden die unterschiedlichen Fe-Konzentrationen durch die im Boden stattfindende durch Staunässe verursachte Redoximorphose. Durch diesen Prozess entstehen im Boden Bereich mit höheren Fe-Gehalten (oxidische Bodenbereiche) und Bereich mit niedrigeren Fe-Gehalten (reduzierende Bereiche).

Die Fe-Gehalte der Bohrung B8 liegen im von SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998) angegebenen Normalbereich. Die Horizonte B4/2, B5/1, B5/2, B7/2, B7/3 und B8/2a weisen er-

höhte Fe-Gehalte auf. Alle anderen Proben weisen ebenfalls innerhalb des von SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998) angegebenen Normalbereiches.

5.2 Charakterisierung der untersuchten Wässer

5.2.1 Physikochemische Vorortparameter

5.2.1.1 pH-Wert

Bei jeder Probenahme wurden an allen Wasserproben eine pH-Wert-Messungen durchgeführt. Die Messergebnisse sind in Anlage 6/1 dokumentiert.

In Abb. 31 wurden die gemessenen pH-Werte über die Zeit dargestellt. Beim Vergleich der einzelnen Proben ist erkennbar, dass die Probe HS1 wie zu erwarten die geringsten pH-Werte (6,1 – 6,8) aufweist, da das entnommene Wasser ein Grubenwasser ist. Anhand der pH-Werte ist das Wasser der Probe HS1 als leicht acidisch zu beurteilen. Die pH-Werte der Wasserproben WIE1 liegen im Bereich von 8,7 bis 9,9 und sind somit als basisch einzustufen. Ursache für die Entstehung dieser basischen pH-Werte ist die Zugabe von Kalkmilch zum Grubenwasser. Aus Abb. 31 ist außerdem ersichtlich, dass die Wasserproben des Feuchtgebiets (WA1, WW1, WW2) zum größten Teil einen neutralen bis basischen pH-Wert (7,0 bis 8,0) aufweisen, wobei die Werte der Proben des Feuchtgebietsabflusses (WA1) mit einem pH von 7,4 bis 8,0 am höchsten liegen. Eine Ausnahme bilden mit neutralen bis leicht acidischen pH-Werten (6,5 bis 7,1) die Proben des Probenahmepunktes WZ2. Des weiteren ist zu erkennen, dass zwei der Proben des Feuchtgebietswasser WW1 (Probenahme vom 22.05.01 und 27.06.01) mit pH-Werten von 6,8 und 6,9 ebenfalls leicht acidisch sind.

Bei Betrachtung des zeitlichen Verlaufs ist zu erkennen, dass der pH-Wert der Probe WIE1 mit Werten zwischen 8,7 und 9,9 stärker schwankt.

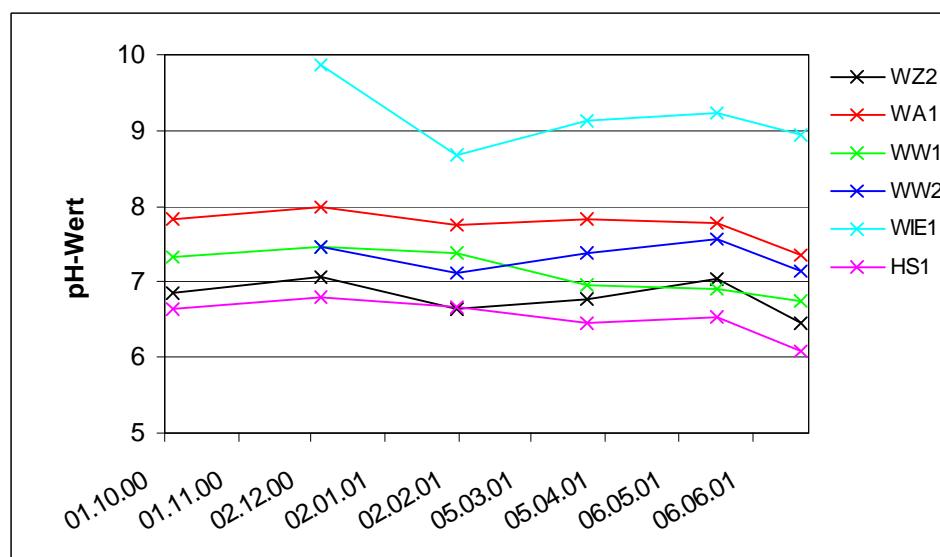


Abb. 31: Zeitlicher Verlauf des pH-Wertes der Wasserproben

Alle anderen Proben (WZ2, WA1, WW1, WW2, HS1) weisen im zeitlichen Verlauf geringe Schwankungen auf. Es ist denkbar, dass diese Schwankungen in den einzelnen Wasserproben durch unterschiedlich hohe Gehalte an gelösten Stoffen zustande kommen. Im Feuchtgebiet ist eine Beeinflussung des pH-Wertes durch die biologische Aktivität der Pflanzen, Algen und anderer Organismen nicht auszuschließen. Durch solche Organismen, die dem Wasser durch Photosynthese CO₂ entziehen, steigt der pH-Wert an und das Wasser erhält einen basischen Charakter. Dies ist möglicherweise ein Grund dafür, dass die Wasserproben des Feuchtgebietsabflusses und des Feuchtgebietes selbst stärker basisch sind als die des Zuflusses.

Der pH-Wert bestimmt die Löslichkeit vieler Elemente (MATTHESS, 1994), so auch die der Metallionen wie zum Beispiel Eisen, Mangan, Aluminium und Magnesium. Weisen Wässer einen sauren pH-Wert auf, sind die meisten Metall-Ionen als Kationen löslich, bei steigendem pH-Wert allerdings fallen sie als Hydroxide oder basische Salze aus (MATTHESS, 1994). So erfolgt eine Ausfällung von Fe(III)-Ionen ab einem pH-Wert von 3, von Fe(II)-Ionen ab einem pH-Wert von 5,1 (MATTHESS, 1994). Eine Ausfällung von Mn-Ionen erfolgt erst über einem pH-Wert von 8 (MATTHESS, 1994). Betrachtet man die in Abb. 31 dargestellten Ergebnisse, ist anhand der gemessenen pH-Werte erkennbar, dass im gesamten Feuchtgebiet eine Ausfällung von Fe(III)- und Fe(II)-Ionen erfolgt. Eine Ausfällung von Mangan ist, betrachtet man die pH- Werte, nur im Bereich des Feuchtgebietsabflusses denkbar. Allerdings ist nicht auszuschließen, dass dennoch eine Mn-Oxidation bei den im Feuchtgebiet vorherrschenden pH-Bedingungen unter Beteiligung von Bakterien und Pilzen stattfindet.

In Abb. 32 sind die pH-Werte der Komplettprobennahme dargestellt. Die aus dem Sedimentationsbecken entnommene Wasserprobe weist einen pH- Wert von 8,9 auf und ist somit als basisch einzustufen. Ursache ist auch hier die bereits an Probe WIE1 erwähnte Zugabe von Kalkmilch zum Grubenwasser.

Die Probe Rö 1/8 ist eine Sickerwasserprobe, die einen geringeren pH-Wert (6,2) als die Teichwasserprobe aufweist und leicht acidisch ist. Bedingt ist diese pH-Wert-Absenkung durch Ionenaustauschprozesse zwischen Wasser und Boden.

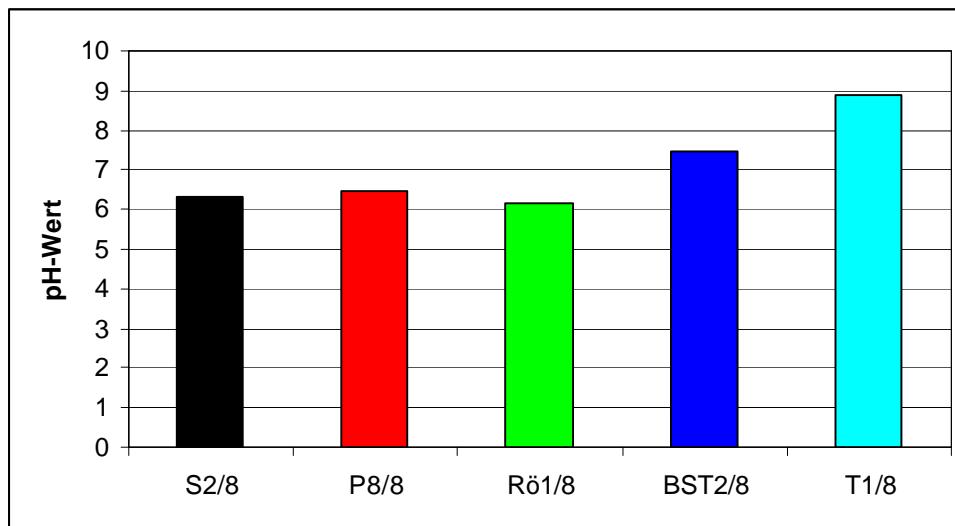


Abb. 32: pH-Wert der Wasserproben der Komplettprobenahme (27.06.01)

Die Proben BST2/8, P8/8 sowie S2/8 sind Grundwasserproben. Mit einem pH-Wert von 7,5 ist das Wasser der Probe BST2/8 als basisch einzustufen. Die dem Feuchtgebiet entnommenen Grundwasserproben weisen mit pH-Werten von 6,5 (P8/8) und 6,3 (S2/8) geringer Werte als die Oberflächenwasserproben des Feuchtgebiets auf. Beide Wasserproben sind leicht acidisch.

5.2.1.2 Temperatur

Auf der Erdoberfläche und in den obersten Schichten der Erdkruste werden die Temperaturen fast ausschließlich durch den Energieaustausch zwischen Sonne, Boden und Atmosphäre bestimmt.

Bei jeder Probenahme wurde an allen Wasserproben eine Temperatur-Messung durchgeführt. Zusätzlich wurde die Lufttemperatur gemessen. Die Messergebnisse sind in Anlage 6/1 dokumentiert.

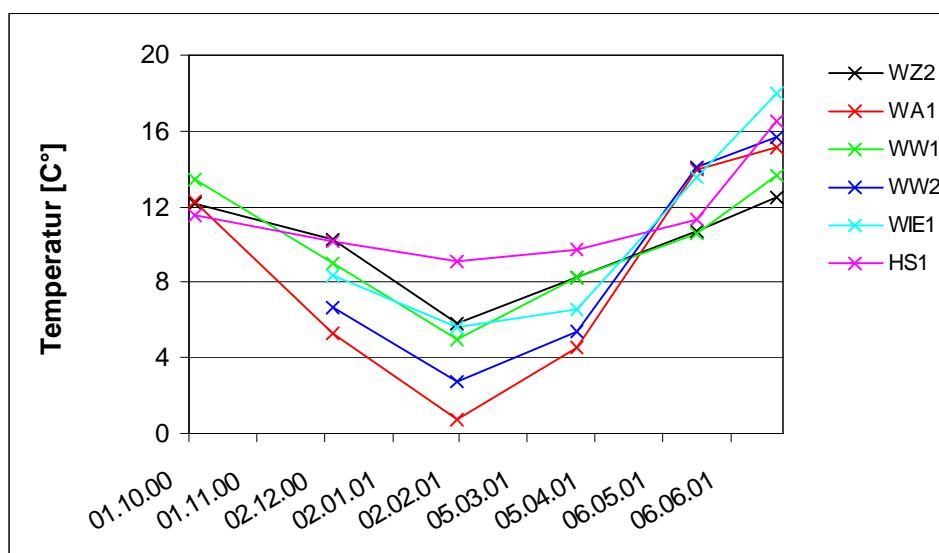
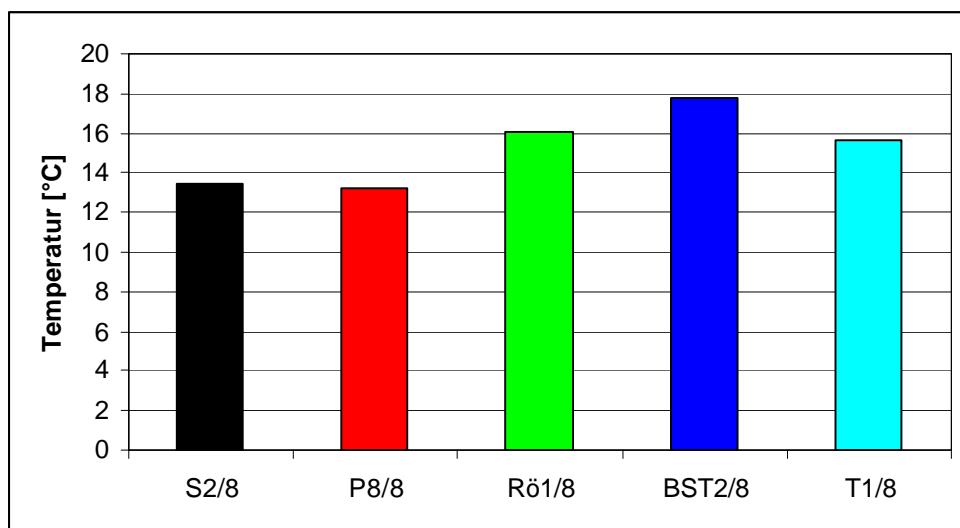


Abb. 33: Zeitlicher Verlauf der Temperatur der Wasserproben

In Abb. 33 ist der zeitliche Verlauf der Temperatur der Wasserproben dargestellt. Alle Wasserproben weisen ähnliche Temperaturverläufe auf, an denen jahreszeitlich bedingte Temperaturschwankungen deutlich erkennbar sind. Die Wassertemperatur fällt und steigt somit unter anderem in Abhängigkeit von der Lufttemperatur. Allerdings ist die Schwankungsbreite der Temperatur bei den einzelnen Proben unterschiedlich. Geringe Temperaturschwankungen mit Ausnahme der letzten Probenahme vom 27.06.01 weist das Wasser der Probe HS1 auf. Die Temperaturen schwanken zwischen 11,5°C (04.10.00) und 9,1°C (01.02.01). Stärkere Temperaturunterschiede sind bei den Feuchtgebietswasserproben sowie dem Wiesenbach (WIE1) zu verzeichnen. So schwankt die Wassertemperatur des Feuchtgebietsabflusses (WA1) von 15,1°C (27.06.01) bis 0,7°C (01.02.01). Die Temperaturen der Feuchtgebietswasserproben WZ2, WW1 und WW2 zeigen bei der Probenahme vom 01.02.01 höhere Temperaturen (2,8 bis 5,8°C) als die der Probe WA1. Eine mögliche Ursache hierfür sind die Pflanzen des Feuchtgebiets, welche die Wärmeein- und -ausstrahlung beeinflussen.

In Abb. 34 sind die Wassertemperaturen der Komplettprobenahme dargestellt. Die Grundwasserproben des Feuchtgebiets (S2/8, P8/8) weisen eine Temperatur von etwa 13,0°C auf und sind somit kälter als die Oberflächenwasserproben des Feuchtgebiets. Eine Temperatur von 17,8°C wurde an der Probe BST2/8, welche sich auf dem Damm befindet, gemessen. Die Temperatur der Probe Rö1/8 ist mit 16,1°C etwas niedriger. An der Wasserprobe des Teiches wurde eine Temperatur von 15,7°C gemessen.

**Abb. 34: Temperatur der Wasserproben der Komplettprobenahme (27.06.01)**

5.2.1.3 Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit lässt Rückschlüsse auf den Elektrolytgehalt eines Wassers zu. Sie ist abhängig von der Temperatur, von der Konzentration und dem Dissoziationsgrad des gelösten Stoffes sowie von der Wertigkeit und der Wanderungsgeschwindigkeit der gebilde-

ten An- bzw. Kationen. In Tab. 21 sind Richtwerte für die elektrische Leitfähigkeit verschiedener Wässer zusammengestellt.

Tab. 21: Leitfähigkeiten verschiedener Wässer

Wasser	Leitfähigkeit [µS/cm]	Quelle
Regenwasser	5- 30	HÖLTING (1996)
Regenwasser; Schneewasser	10- 100	HÜTTER (1990)
sehr schwach mineralisiertes	50- 200	HÜTTER (1990)
Grund- bzw. Oberflächenwasser		
schwach mineralisiertes Wasser;	200- 500	HÜTTER (1990)
Tafelwasser		
gut mineralisiertes Grund- bzw.	500- 2000	HÜTTER (1990)
Quellwasser		

In Anlage 6/1 befinden sich die gemessenen Leitfähigkeiten der Wasserproben. Der zeitliche Verlauf der Leitfähigkeit der Wasserproben ist in Abb. 35 dargestellt. Es ist erkennbar, dass die Wasserproben HS1 mit Werten zwischen 878 und 1019 µS/cm die höchsten Leitfähigkeiten aufweisen und nach HÜTTER (1990) somit als gut mineralisiertes Grundwasser einzustufen sind.

Die Wasserproben des Feuchtgebietes weisen bei Betrachtung des zeitlichen Verlaufes annähernd gleiche Leitfähigkeiten auf. Es wurden Werte zwischen 766 und 940 µS/cm gemessen. Somit wären nach HÜTTER (1990) die Wasserproben des Feuchtgebietes ebenfalls gut mineralisierte Grund- bzw. Quellwässer. Des weiteren ist an Abb. 35 erkennbar, dass an den Wasserproben des Feuchtgebietes bei der Probenahme vom 04.10.2000 eine mittlere Leitfähigkeit von 885 µS/cm gemessen wurde. Im weiteren zeitlichen Verlauf sinken die Leitfähigkeiten auf einen mittleren Wert von 833 µS/cm ab. Danach steigt die Leitfähigkeit wieder an. Allerdings unterscheiden sich die Werte der einzelnen Feuchtgebietsproben bei der Probenahme vom 28.03.2001 sowie vom 22.05.2001 deutlich. Bei der Probenahme vom 28.03.2001 weisen die Proben WZ2 und WW1 eine Leitfähigkeit von 888 bzw. 883 µS/cm auf. Die Werte der Proben WW2 und WA1 sind mit 857 bzw. 863 µS/cm niedriger. Bei der darauffolgenden Probenahme (22.05.2001) verhielten sich die Proben umgekehrt, d.h. an den Proben WZ2 und WW1 (847 bzw. 835 µS/cm) wurden niedrigere Leitfähigkeiten als an den Proben WW2 und WA1 (857 bzw. 863 µS/cm) gemessen. Im weiteren Verlauf sinken die Leitfähigkeiten des Feuchtgebietewassers mit Ausnahme der Probe WW2 ab.

Die Wasserproben WIE1 weisen mit Leitfähigkeiten zwischen 809 und 668 µS/cm die niedrigsten Werte auf. Auch diese Proben sind nach HÜTTER (1990) als gut mineralisiertes Grund- bzw. Quellwasser einzustufen. Im Gegensatz zu den anderen Wasserproben ist bei dem Wasser des Wiesenbaches ein kontinuierlicher Abfall der Leitfähigkeit zu erkennen.

Die beobachteten Schwankungen der Leitfähigkeit sind unter anderem durch jahreszeitlich bedingte Temperaturschwankungen und die damit verbundene Zu- bzw. Abnahme der Ionenbeweglichkeit zu erklären. Ein weiterer Grund für die schwankenden Leitfähigkeiten ist die unterschiedliche Konzentration der verschiedenen Ionen in den Wasserproben.

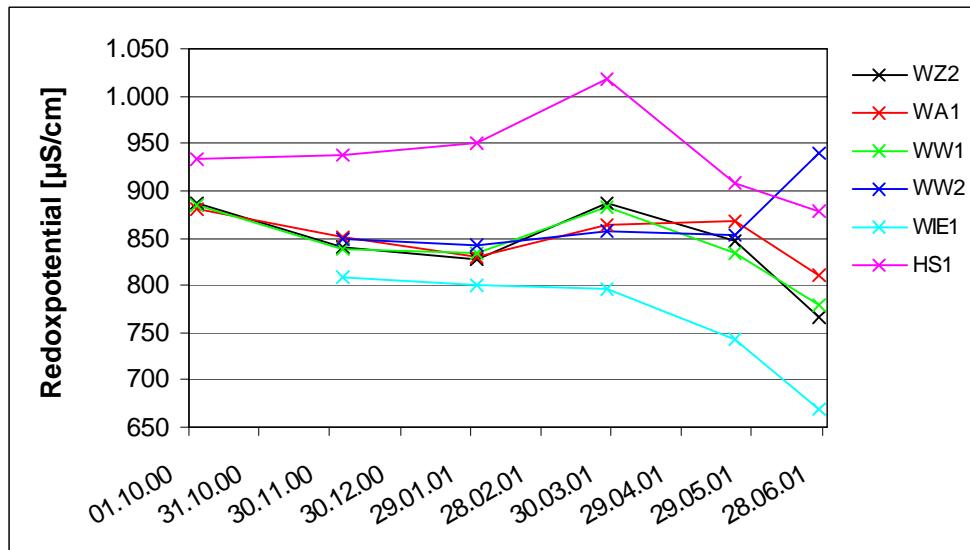


Abb. 35: Zeitlicher Verlauf der Leitfähigkeit der Wasserproben

In Abb. 36 sind die Leitfähigkeiten der Wasserproben der Komplettprobenahme dargestellt. Alle Proben wären nach HÜTTER (1990) gut mineralisierte Grund- bzw. Quellwässer. Die Proben des Feuchtgebietes S2/8 und P8/8 weisen Leitfähigkeiten 868 bzw. 775 µS/cm auf. Die Wasserprobe BST2/8 besitzt mit 847 µS/cm eine höhere Leitfähigkeit als Probe Rö1/8 mit einer Leitfähigkeit von 739 µS/cm. Die im Teichwasser gemessene Leitfähigkeit ist mit 679 µS/cm am niedrigsten.

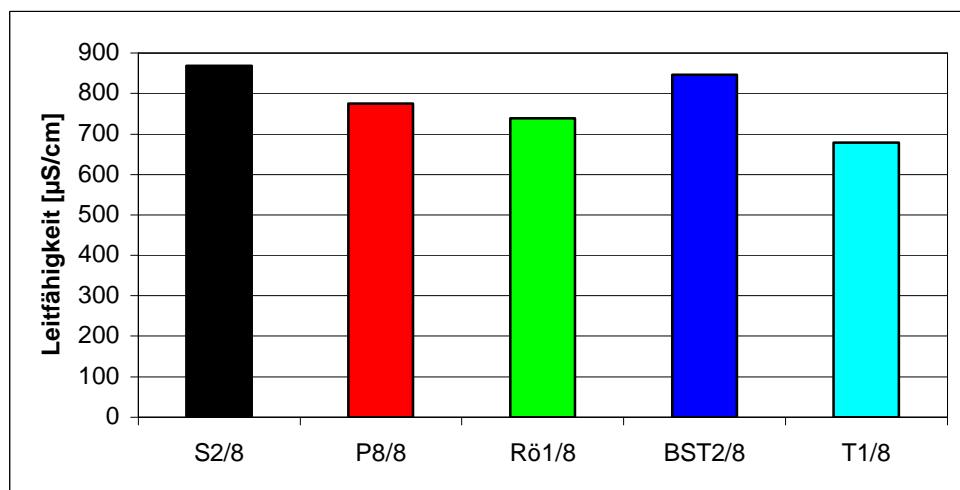


Abb. 36: Leitfähigkeit der Wasserproben der Komplettprobenahme (27.06.01)

5.2.1.4 Sauerstoff

Der Sauerstoffgehalt eines Wassers bestimmt im wesentlichen dessen Redoxpotential und ist ausschlaggebend für dessen Oxidationsvermögen und der damit verbundenen Lösung oder Ausfällung von Stoffen.

In Tab. 22 sind die Sauerstoffgehalte aller untersuchten Proben aufgeführt. Die Werte können allerdings nur als Anhaltswerte angesehen werden, da die Messungen nicht in einer Durchlaufzelle vorgenommen wurden und somit Störungen durch Luftsauerstoff nicht auszuschließen sind. Dies gilt ebenso für das Redoxpotential.

Tab. 22: Sauerstoffgehalte der untersuchten Proben

Probenpunkt	Probenbezeichnung	Datum	O ₂ [mg/l]	O ₂ [%]
Feuchtgebietzulauf	WZ2/3	04.10.2000	1,6	15,4
	WZ2/4	06.12.2000	3,2	30,0
	WZ2/5	01.02.2001	4,4	37,0
	WZ2/6	28.03.2001	4,5	40,0
	WZ2/7	22.05.2001	3,0	29,1
	WZ2/8	27.06.2001	3,1	30,5
Feuchtgebietablauf	WA1/3	04.10.2000	9,2	92,5
	WA1/4	06.12.2000	11,2	92,0
	WA1/5	01.02.2001	9,3	67,0
	WA1/6	28.03.2001	11,3	92,0
	WA1/7	22.05.2001	8,3	84,2
	WA1/8	27.06.2001	7,3	75,3
Feuchtgebietwasser 1	WW1/3	04.10.2000	7,9	78,0
	WW1/4	06.12.2000	8,3	76,0
	WW1/5	01.02.2001	6,3	52,0
	WW1/6	28.03.2001	7,7	69,0
	WW1/7	22.05.2001	5,8	54,2
	WW1/8	27.06.2001	5,7	59,1
Feuchtgebietwasser 2	WW2/4	06.12.2000	9,5	82,0
	WW2/5	01.02.2001	9,8	76,0
	WW2/6	28.03.2001	10,8	90,0
	WW2/7	22.05.2001	5,7	57,4
	WW2/8	27.06.2001	6,6	70,5
Rohrauslass, Wiesenbach	WIE1/4	06.12.2000	10,4	93,0
	WIE1/5	01.02.2001	8,3	69,0
	WIE1/6	28.03.2001	7,7	67,0
	WIE1/7	22.05.2001	7,6	74,1
	WIE1/8	27.06.2001	7,7	84,7
Hauptschacht-Auslauf	HS1/3	04.10.2000	4,7	45,6
	HS1/4	06.12.2000	4,3	40,0
	HS1/5	01.02.2001	3,4	30,0
	HS1/6	28.03.2001	4,1	38,0
	HS1/7	22.05.2001	3,7	35,7
	HS1/8	27.06.2001	3,5	37,7

An den Proben HS1 wurden Sauerstoffgehalte von 3,4 bis 4,7 mg/l gemessen. Das entspricht einer Sättigung zwischen 30,0 % und 45,6 %. Somit liegen die Werte unter 100% und deuten auf eine Sauerstoffundersättigung hin. An dem in Abb. 37 dargestellten zeitlichen Verlauf der Sauerstoffgehalte ist ersichtlich, dass die HS1-Proben nur geringe Schwankungen aufweisen. Ähnlich niedrige Sauerstoffkonzentrationen von 1,6 bis 4,5 mg/l weisen die Proben des Feuchtgebietszulaufes (WZ2) auf. Sie sind ebenfalls sauerstoffundersättigt. Schwankungen im zeitlichen Verlauf sind an Abb. 37 deutlich erkennbar.

Alle anderen Feuchtgebietsproben (WW1, WW2, WA1) sind geringer sauerstoffundersättigt. Die Sauerstoffgehalte der Proben des Punktes WW1 liegen zwischen 5,7 und 8,3 mg/l, was einer Sättigung von 52 % bis 78 % entspricht. An den Wasserproben des Punktes WW2 wurden Sauerstoffgehalte von 5,7 bis 10,8 mg/l gemessen. Dies entspricht einer Sättigung von 57,4 % bis 90 %. Die Proben des Feuchtgebietsablaufes (WA1) weisen Sauerstoffgehalte zwischen 7,3 und 11,3 mg/l auf und sind mit einer Sättigung von 67,0 % bis 92,5 % nur geringfügig undersättigt. Im zeitlichen Verlauf weisen alle Feuchtgebietswasserproben starke Schwankungen auf (Abb. 37).

In Oberflächenwässern finden chemisch-biologische Vorgänge statt. So produzieren und verbrauchen photoautotrophe Organismen ständig Sauerstoff. Durch im Wasser ablaufende Oxidationsprozesse wird Sauerstoff verbraucht. Ist das Wasser in Bewegung, wird Sauerstoff aus der Luft gelöst. Diese Vorgänge können zu den im Feuchtgebiet beobachteten Schwankungen im Sauerstoffgehalt führen.

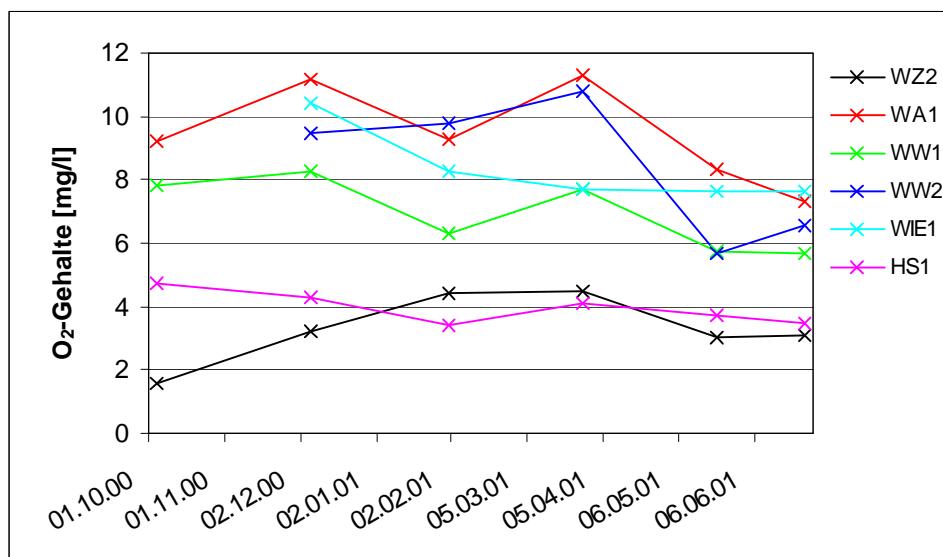


Abb. 37: Zeitlicher Verlauf der Sauerstoffgehalte der Wasserproben

Die Wasserproben WIE1 weisen Sauerstoffgehalte zwischen 7,6 und 10,4 mg/l auf. Somit sind auch diese Proben mit 67 % bis 93 % sauerstoffundersättigt. Auch hier treten im zeitli-

chen Verlauf Schwankungen auf, wobei der Sauerstoffgehalt von 10,4 mg/l (Probenahme vom 06.12.2000) auf 7,7 mg/l (Probenahme vom 28.03.2001) kontinuierlich absinkt.

Tab. 23: Sauerstoffgehalte der untersuchten Proben der Komplettprobenahme (27.06.2001)

Probenpunkt	Probenbezeichnung	Datum	O2 [mg/l]	O2 [%]
Feuchtgebiet, Beobachtungsrohr	S2 S2/8	27.06.2001	2,3	23,4
Feuchtgebiet, Pegel 8	P8/8	27.06.2001	2,8	27,9
Draineröhrchen vom Damm	Rö1/8	27.06.2001	7,2	77,2
Sedimentationsteich	T1/8	27.06.2001	8,3	88,1
Bohrung BST 2 auf Damm	BST2/8	27.06.2001	4,3	47,9

In Tab. 23 sind die Sauerstoffgehalte der Komplettprobenahme aufgelistet. Die dazugehörigen Grafiken befinden sich in Anlage 6/2. Für die im Feuchtgebiet befindlichen Grundwasserproben S2/8 und P8/8 wurden Sauerstoffgehalte von 2,3 mg/l bzw. 2,8 mg/l ermittelt. Dies entspricht einer Sättigung von 23,4 % bzw. 27,9 %. Somit sind diese Proben sauerstoffuntersättigt und weisen zudem sehr viel niedrigere Sauerstoffgehalte als das Oberflächenwasser des Feuchtgebietes auf.

Die Wasserprobe BST2/8 weist einen Sauerstoffgehalt von 4,3 mg/l auf, was einer Sättigung von 47,9 % entspricht. An Probe Rö1/8 wurde eine Sauerstoffgehalt von 7,2 mg/l (77,2 %) gemessen. Der Sauerstoffgehalt der Probe des Sedimentationsteiches liegt bei 8,3 mg/l (88,1 %). Alle drei Proben weisen eine Sauerstoffuntersättigung auf.

5.2.1.5 Redoxpotential

Der jeweils erhaltene Messwert muss um das Potential der Bezugselektrode korrigiert werden. Diese Korrektur ist Tab. 24 zu entnehmen. Sie ist temperaturabhängig.

Tab. 24: Eh- Korrekturwerte

Temperatur [°C]	Eh-Korrektur (Addition) [mV]
0	224
5	221
10	217
15	214
20	211
25	207
30	203

Bei den hier angegebenen Eh-Korrektur-Werte können Zwischenwerte interpoliert werden.

Durch das Redoxpotential und den pH-Wert wird die Wasserlöslichkeit von Elementen wie Eisen und Mangan, die in verschiedenen Oxidationsstufen vorkommen, bestimmt. Nach OT-

TOW (1981) ist in natürlichen Grundwassersystemen eine Abfolge von Redoxreaktionen in Abhängigkeit vom Redoxpotential festzustellen (HÖLTING 1996). In Tab. 25 ist die Reihenfolge, in welcher die Redoxprozesse einsetzen, dargestellt.

Tab. 25: Reihenfolge der einsetzenden Redoxprozesse (HÖLTING 1996)

Redoxprozess	E_h -Wert [mV]
Sauerstoffaufnahme, oxidiertes Milieu	>400
Nitratreduktion	+600 bis +300
Manganreduktion	+500 bis +300
Eisenreduktion	+400 bis +180
Sulfatreduktion	+100 bis -200
Methanbildung	-150 bis -280

In Anlage 6/1 befinden sich die Messergebnisse der untersuchten Proben.

An Abb. 38 ist der zeitliche Verlauf des Redoxpotentiales dargestellt. Alle Messreihen weisen einen unregelmäßigen Verlauf des Redoxpotentiales auf. An den Proben HS1 wurden mit 233 bis 275 mV die niedrigsten Redoxpotentiale gemessen. Beim Vergleich dieser Werte mit Tab. 25 sind demnach eisenreduzierende Prozesse zu erwarten, was wiederum bedeutet, dass in diesen Wasserproben der Anteil an Fe^{2+} -Ionen hoch ist. Dies hat sich durch die Messungen bestätigt.

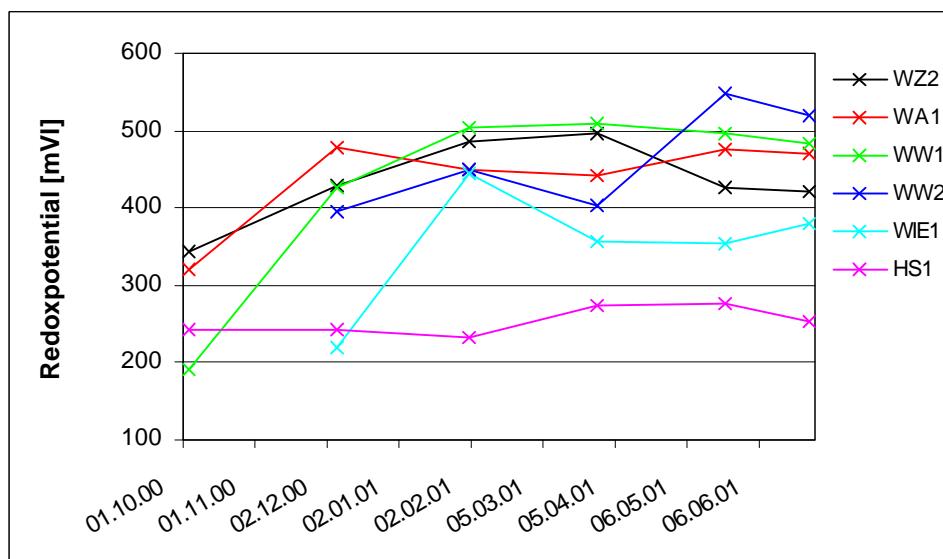


Abb. 38: Zeitlicher Verlauf des Redoxpotential der Wasserproben

Die Wasserproben des Feuchtgebietes weisen mit Ausnahme der am 04.10.2000 entnommenen Proben (WZ2, WW1, WA1) sowie der am 06.12.2000 entnommenen Probe WW2 Redoxpotentiale auf, die höher als 400 mV sind. Somit stellt nach Tab. 25 das gesamte Feuchtgebiet ein oxidierendes Milieu dar, in dem es trotzdem zur Reduktion von Mangan und Nitrat

kommen kann. Die Messwerte der Probenahme vom 04.10.2000 weisen sehr viel niedrigere Werte auf und demnach würde laut Tab. 25 in diesen Wässern Nitrat-, Mangan- und Eisenreduktion stattfinden. Allerdings wurden z.B. höhere Fe^{2+} -Gehalte, welche ein Hinweis auf Eisenreduktion wären, in den Wasserproben vom 04.10.2000 nicht nachgewiesen. Die Nitratgehalte aller Wasserproben liegen unterhalb der Nachweisgrenze von 1 mg/l bzw. 0,5 mg/l (Anlage 7/1), sodass anhand dieser Werte nicht eindeutig Nitratreduktion nachgewiesen werden kann. Somit ist ein Messfehler beim Redoxpotential nicht auszuschließen.

Die Wasserproben des Punktes WIE1 weisen Redoxpotentiale von 220 bis 444 mV auf. Der Messwert vom 01.02.2001 deutet als einziger auf oxidierendes Milieu hin, wobei es bei einem Redoxpotential von 444 mV auch zu Mangan- und Nitratreduktion kommen kann. Bei allen anderen Proben des Punktes WIE1 sind nitrat-, mangan- sowie eisenreduzierende Prozesse zu erwarten.

In Abb. 39 sind die Redoxpotentiale der Komplettprobenahme dargestellt.

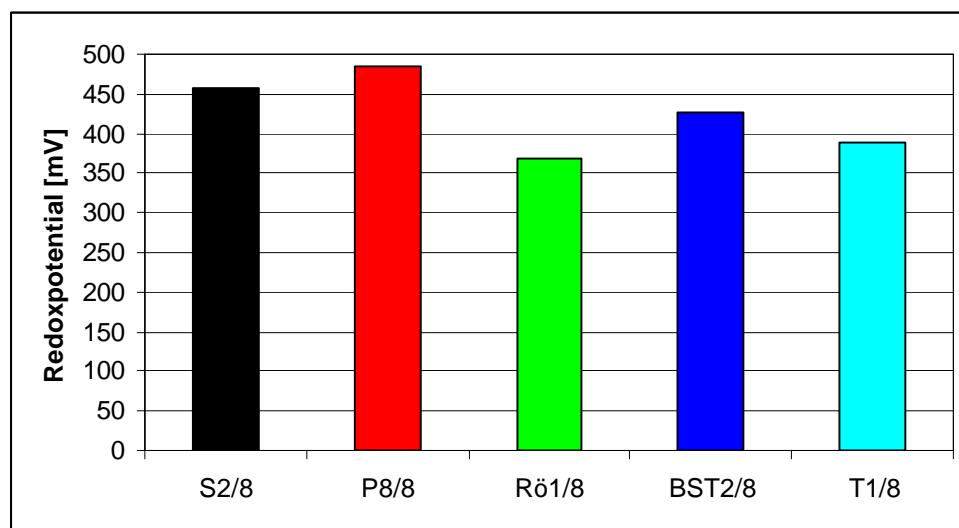


Abb. 39: Redoxpotential der Wasserproben der Komplettprobenahme (27.06.01)

Die Grundwasserproben des Feuchtgebietes (S2/8 und P8/8) weisen ein Redoxpotential von 457 bzw. 484 mV auf und deuten somit auf ein oxidierendes Milieu hin, in dem auch Reduktion von Nitrat und Mangan stattfinden kann. Die Wasserprobe des Drainageröhrchens besitzt ein Redoxpotential von 369 mV. Somit ist hier mit Reduktion von Nitrat, Mangan und Eisen zu rechnen. Auch für die Probe T1/8 sind dies Prozesse zu erwarten, da ein Redoxpotential von 390 mV gemessen wurde. Der Messwert der Grundwassermessstelle BST2/8 beträgt 427 mV und deutet somit auf Sauerstoffaufnahme bzw. oxidierendes Milieu hin. Auch hier sind nitrat- und manganreduzierende Prozesse nicht auszuschließen.

5.2.1.6 Alkalinität und Azidität

Mit Hilfe der Alkalinität und Azidität kann man Aussagen zu den im Wasser vorhandenen Kohlensäure-Spezies treffen.

Die Alkalinität, auch als $k_{S\ 4,3}$ oder m-Wert bekannt, ist ein Maß für die Fähigkeit Säuren zu neutralisieren. Sie entspricht dem Gehalt an Hydrogenkarbonat-Ionen und kann durch folgende Gleichung definiert werden.

$$(Alkalinität) = (HCO_3^-) + 2(CO_3^{2-}) + (OH^-) - (H^+) \quad (7)$$

(MATTHESS, 1998)

Die Azidität, auch als $k_B\ 8,2$ oder p-Wert bezeichnet, ist ein Maß für die Fähigkeit Basen zu neutralisieren und kann durch Gleichung (6) definiert werden.

$$(Azidität) = 2(H_2CO_3^*) + (HCO_3^-) + (H^+) - (OH^-) \quad (8)$$

(MATTHESS, 1998)

Zur Azidität tragen verschiedene Ionen wie z.B. H^+ , Fe^{2+} und HSO_4^- bei (MATTHESS, 1998). Bei pH-Werten von 6 bis 8 liegen im Wasser hauptsächlich Hydrogenkarbonat und undissozierte Kohlensäure vor. Im sauren pH-Bereich (<6) ist die vorherrschende Spezies undissozierte Ionen. Bei basischen pH- Werten (>10) sind hauptsächlich Karbonat-Ionen im Wasser zu finden.

Grundwasser enthält 10 bis 20 mg/l freies gelöstes CO_2 . Die Gehalte an Hydrogenkarbonat im Grundwasser liegen häufig zwischen 50 und 400 mg/l (MATTHESS, 1998).

Bei Betrachtung der gemessenen Alkalinität und Azidität der Proben ist deutlich erkennbar, dass die Alkalinität der Proben des Feuchtgebietes sowie des Wiesenbachs deutlich höher ist. Da bei der Probenahme 5 (06.12.2000) falsche Reagenz ($NaOH$) verwendet wurde und deren genaue Zusammensetzung nicht nachvollziehbar war, wurden diese Proben in die Auswertung nicht mit einbezogen. Des Weiteren wurde aufgrund von Gerätемangel die Alkalinität und Azidität bei den Proben WW1/8, WIE1/8 sowie HS1/8 sowie der Komplettprobenahme nicht im Gelände sondern einen Tag später bestimmt. Die Proben WW1/8, WIE1/8 sowie HS1/8 weisen von den anderen Messwerten stark abweichende Werte auf. Daher wurden diese Werte ebenfalls außer Betracht gelassen. Die Messwerte der Komplettprobennahme wurden dargestellt, da keine Vergleichswerte vorhanden sind und somit keine Aussagen zu möglichen Veränderungen in den Wasserproben durch die verspätete p- und m-Wert-Bestimmung getroffen werden können.

Tab. 26: Nach DEV D8 berechnete Kohlensäure-Spezies

Probenpunkt	Probenbezeichnung	Datum	CO ₂ [mmol/l]	CO ₂ [mg/l]	HCO ³⁻ [mmol/l]	HCO ³⁻ [mg/l]	CO ₃ ²⁻ [mmol/l]	CO ₃ ²⁻ [mg/l]
Feuchtgebietzulauf	WZ2/3	04.10.2000	0,35	15,28	1,13	69,09	0,00	0,03
	WZ2/5	01.02.2001	0,43	19,09	0,75	45,53	0,00	0,01
	WZ2/6	28.03.2001	0,39	17,30	1,00	61,12	0,00	0,02
	WZ2/7	22.05.2001	0,23	10,09	1,13	69,25	0,00	0,05
	WZ2_mittel		0,35	15,44	1,00	61,24	0,00	0,03
	WZ2/8	27.06.2001	0,66	28,95	0,85	51,99	0,00	0,01
Feuchtgebietablauf	WA1/3	04.10.2000	0,05	2,18	1,58	96,32	0,01	0,41
	WA1/5	01.02.2001	0,05	2,32	1,09	66,78	0,00	0,17
	WA1/6	28.03.2001	0,04	1,91	1,16	70,94	0,00	0,24
	WA1/7	22.05.2001	0,05	1,99	1,30	79,30	0,01	0,31
	WA1/8	27.06.2001	0,13	5,67	1,42	86,59	0,00	0,13
	WA1_mittel		0,06	2,81	1,31	79,99	0,00	0,25
Feuchtgebietwasser	WW1/3	04.10.2000	0,11	4,91	1,13	68,76	0,00	0,09
	WW1/5	01.02.2001	0,10	4,51	0,98	59,57	0,00	0,07
	WW1/6	28.03.2001	0,26	11,44	1,02	62,51	0,00	0,03
	WW1/7	22.05.2001	0,27	11,88	0,98	60,08	0,00	0,03
	WW1_mittel		0,19	8,18	1,03	62,73	0,00	0,06
	WW2/5	01.02.2001	0,17	7,52	0,85	52,09	0,00	0,03
Feuchtgebietwasser	WW2/6	28.03.2001	0,11	4,80	1,08	65,87	0,00	0,08
	WW2/7	22.05.2001	0,07	2,94	1,18	72,02	0,00	0,17
	WW2/8	27.06.2001	0,21	9,17	1,45	88,48	0,00	0,09
	WW2_mittel		0,14	6,11	1,14	69,61	0,00	0,09
	WIE1/5	01.02.2001	0,01	0,32	1,44	87,98	0,04	2,14
	WIE1/6	28.03.2001	0,00	0,08	1,03	62,99	0,07	4,24
Rohrauslass, Wiesenbach	WIE1/7	22.05.2001	0,00	0,05	0,92	56,41	0,10	5,96
	WIE1_mittel		0,00	0,15	1,13	69,13	0,07	4,12
	HS1/3	04.10.2000	0,79	34,73	1,66	101,00	0,00	0,03
	HS1/5	01.02.2001	0,83	36,42	1,73	105,69	0,00	0,03
Hauptschacht- Auslauf	HS1/6	28.03.2001	1,26	55,56	1,64	100,21	0,00	0,02
	HS1/7	22.05.2001	1,11	48,87	1,79	109,17	0,00	0,02
	HS1_mittel		0,91	40,09	1,60	97,84	0,00	0,02

Anhand der Tab. 26, in der die mit Hilfe des p- und m-Wertes errechneten Kohlensäure-Spezies aufgelistet sind, ist ersichtlich, dass das Wasser des Feuchtgebiets sowie des Wiesenbachs hauptsächlich Hydrogenkarbonat und undissozierte Kohlensäure enthält. Die Werte der Alkalinität der einzelnen Feuchtgebietesproben unterscheiden sich gering-füig. Am höchsten ist der m-Wert im Abfluss des Feuchtgebiets, wo er 1,1 bis 1,6 mmol/l beträgt. Die Pufferung gegenüber Basen ist im gesamten Feuchtgebiet niedrig. Mit Ausnahme der Probe WZ1/5, die einen deutlich niedrigeren p-Wert aufweist, liegt die gemessene Azidität im Bereich von -0,02 bis -0,26 mmol/l. Betrachtet man die einzelnen Spezies, ist zu erkennen, dass in den Wässern des Feuchtgebiets Hydrogenkarbonat überwiegt, wobei das Wasser des Abflusses mit Werten von 66,78 bis 96,32 mg/l die höchsten HCO³⁻-Gehalte aufweist. Die CO₃²⁻

-Konzentration ist in allen Wässern des Feuchtgebietes sehr gering. Es wurden mittlere Werte von 0,03 (WZ2) bis 0,25 mg/l ermittelt. Die CO₂-Konzentration liegt im mittel zwischen 2,81 und 15,44 mg/l. Es ist zu erkennen, dass der CO₂-Gehalt innerhalb des Feuchtgebietes abnimmt und im Abfluss am geringsten ist. Eine mögliche Ursache hierfür kann der CO₂-Verbrauch durch Photosynthese sein.

Der Wiesenbach weist eine basischen pH-Wert auf. Daher sind die ermittelten p-Werte positiv und liegen im Bereich von 0,01 bis 0,17 mmol/l. Die gemessene Alkalinität ist mit 0,65 bis 1,28 mmol/l höher als die des Feuchtgebietes. Auch im Wasser des Wiesenbachs ist das Hydrogenkarbonat mit einem Mittelwert von 69,13 mg/l die vorherrschende Spezies. Im Unterschied zum Wasser des Feuchtgebietes ist im Wasser des Wiesenbachs die CO₃²⁻-Konzentration höher als die CO₂ Konzentration. Die Ursache hierfür ist die dem Grubenwasser zugesetzte Kalkmilch.

Im Wasser des Hauptschachtes liegt die Alkalinität zwischen 1,50 und 2,13 mmol/l, die Azidität zwischen -0,44 und -1,4. Die Fähigkeit dieses Wassers, Basen zu neutralisieren, ist demnach geringer. Die HCO³⁻-Gehalte sind mit einem mittleren Wert von 97,84 mg/l sowie die CO₂-Gehalte mit 40,09 mg/l am höchsten. Die CO₃²⁻-Konzentration ist sehr gering.

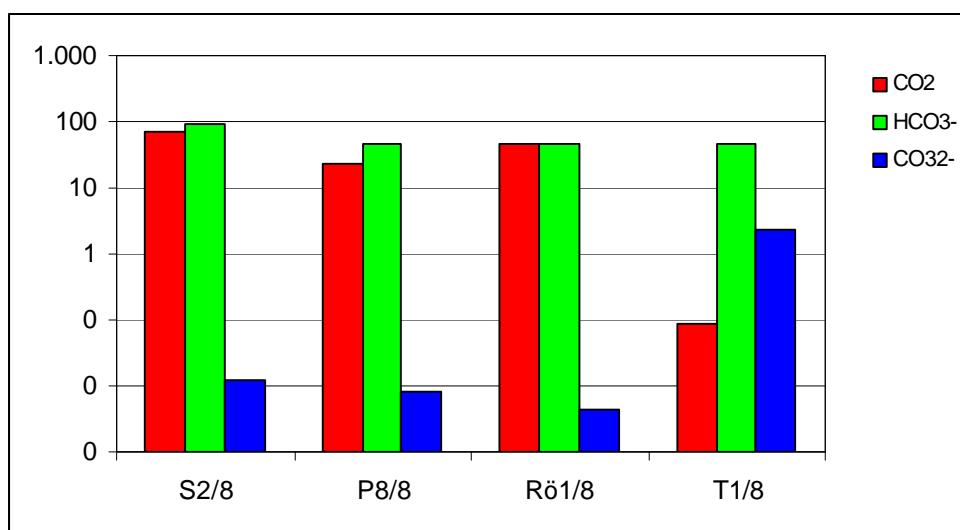


Abb. 40: Nach DEV D8 berechnete Kohlensäure-Spezies

Anhand der Kohlensäure-Spezies der Komplettprobenahme ist erkennbar, dass die Teichwasserprobe (T1/8) einen sehr hohen Anteil an Hydrogencarbonat und einen hoher Anteil an Carbonat besitzt, welches durch die zur Reinigung des Wassers zugesetzte Kalkmilch ins Wasser gelangt. Die Probe Rö1/8 dagegen weist kein Karbonat auf; die CO₂- und HCO³⁻-Konzentration sind annähernd gleich. Demnach erfolgen im Boden Reaktionen, bei denen Carbonat-Ionen aufgebraucht werden. Im Wasser der beiden im Feuchtgebiet befindlichen Pegelproben ist Hydrogencarbonat die Hauptspezies. Auch der CO₂-Gehalt ist hoch. Allerdings sind die HCO³⁻- und CO₂-Konzentrationen der Probe S2/8, die im unteren Teil des Feuchtgebietes liegt, mit Werten von 93,86 bzw. 70,49 mg/l deutlich höher als die der Probe

P8/8, welche sich in der Nähe des Feuchtgebietszufluss befindet und Werte von 45,47 bzw. 23,75 mg/l aufweist. Die CO₂-Gehalte der Pegel sind höher als die der Oberflächenwasserproben. Dies würde dafür sprechen, dass im Boden Reaktionen statt finden, die HCO³⁻-Ionen aufbrauchen. Dagegen spricht, dass der HCO³⁻-Gehalt des Wasser bei Probe S2/8 höher ist, als der des Oberflächenwassers. CO₂ kann aber auch durch die Wurzelatmung und aus der Tätigkeit von Bodenorganismen stammen. Es ist durchaus denkbar, dass durch diese biologische Aktivität eine höhere CO₂-Konzentration in den Wässern der Pegel vorliegt.

5.2.2 Wasserinhaltsstoffe

Die Erfassung der Konzentrationsänderung der gelösten Wasserinhaltsstoffe aller Wasserproben war einer der Schwerpunkte dieser Arbeit. In diesem Zusammenhang war die Veränderung der Schwermetallgehalte sowie Aluminium und Arsen und Lanthanoide innerhalb des Feuchtgebietes von großer Bedeutung, da das Feuchtgebiet zur passiven Grubenwasserreinigung genutzt werden soll.

Die Analysenergebnisse der beprobten Wässer befinden sich in Anlage 7. Aus diesen ist ersichtlich, dass die Komponenten Lithium und Nitrat unterhalb der Bestimmungsgrenze des jeweiligen Verfahrens liegen. Auch die Gehalte einiger Schwermetalle und Lanthanoide liegen unterhalb der Nachweisgrenze des jeweils benutzten Verfahrens oder wurden nicht bestimmt. Die jeweiligen Bestimmungsgrenzen sind in Kapitel 4.8.6.4, Kapitel 4.9.3.1 sowie Kapitel 4.9.3.2 aufgeführt.

5.2.2.1 Haupt- und Nebenkomponenten

Mit den erhaltenen Werten wurde für jede Probe eine Ionenbilanz (Anlage 7/2) erstellt, in welche die Kationen Natrium, Kalium, Calcium, Magnesium, Eisen und Mangan und die Anionen Chlorid, Sulfat, Hydrogencarbonat, Nitrat sowie Fluorid einbezogen wurden. Um den Fehler zu berechnen, wurde folgende Formel verwendet:

$$\text{Fehler in \%} = \frac{\text{Differenz der Summe der Kationen-Anionen } c(\text{eq})}{0,5 * (\text{Summe Kationen-Summe Anionen}) c(\text{eq})} * 100 \quad (9)$$

(HÖLTING, 1996)

Die erstellten Ionenbilanzen weisen z.T. erhebliche Fehler auf, die über dem bei Konzentrationen über 2 mmol(eq)/l zulässigen Fehler von 2% liegen. Dabei ist erkennbar, dass diese hohen Fehler durch einen starken Kationen-Überschuß zustande kommen. Eine mögliche Ursache hierfür könnten Messfehler bei der Bestimmung des p- und m-Wert sein, da diese durch Titration erfolgt. Solche Messfehler können durch die verwendeten Reagenzen oder die pH-Messelektrode verursacht werden.

Natrium (Na)

Natrium ist das am häufigsten vorkommende Alkali-Ion. Es befindet sich primär in magmatischen Gesteinen in Form von Silikaten und wird durch Verwitterung dieser Gesteine freigesetzt. Ein weiterer Eintrag in den Boden und das Sickerwasser erfolgt über das Niederschlagswasser sowie Düngemittelgaben.

Da Na-Salze eine hohe Löslichkeit besitzen und nur eine begrenzte adsorptive Bindung des Natriums an Tonminerale erfolgt, liegt Natrium in allen Wässern vor. WEDEPOHL (1978) ermittelte für 639 Proben in humiden Gebieten eine durchschnittliche Konzentration von 38,6 mg/l (DVWK 110, 1996). Die untersuchten Oberflächenwässer, zu denen die Wasserproben des Feuchtgebietes sowie die des Sedimentationsteiches (T1/8) und des Wiesenbachs (WIE1) zählen, weisen im mittel einen Na-Wert von 17,0 mg/l auf.

Einen Mittelwert von 15,2 mg/l Na wurde für die Hauptschachtproben (HS1) errechnet. Die Na-Gehalte der Grundwasserproben des Feuchtgebietes liegen bei 16,5 mg/l (S2/8) und 19,0 mg/l (P8/8). An der Probe Rö1/8 wurde ein Nat-Wert von 18,1 mg/l ermittelt. Die Werte aller untersuchten Wasserproben liegen unter 20 mg/l Na.

Kalium (K)

In Grund- und Oberflächenwässern ist Kalium trotz etwa gleich großer Verbreitung in geringeren Konzentrationen (1-2 mg/l) als Natrium anzutreffen (HÜTTNER, 1990). Dies ist erklärbar anhand der geringen Löslichkeit der Kalifeldspäte und der hohen Adsorptionsfähigkeit der Böden für Kalium.

Der Eintrag von Kalium erfolgt wie bei Natrium über Verwitterung, Niederschlagswasser sowie Düngemittelgaben. Allerdings wird Kalium in sekundäre Mineralneubildungen eingebaut sowie adsorptiv an Tonminerale gebunden und somit wieder aus der wässrigen Phase entfernt.

Als erhöhte K-Gehalte im Grundwasser werden Konzentrationen ab etwa 5-10 mg/l angesehen, die durch das Auswaschen von Kalidünger verursacht werden können (HÜTTNER, 1990). WEDEPOHL (1978) gibt für 736 Grundwasserproben einen Durchschnittsgehalt von 6,2 mg/l bei einer Bandbreite von 0,1 bis 98,0 mg/l an.

Die Werte der untersuchten Proben des Feuchtgebietes liegen zwischen 0,4 und 2,8 mg/l K. Auch die K-Gehalte des Wiesenbachs (WIE1) sind mit Werten von 1,2 bis 2,2 mg/l K nicht erhöht. Gleiches gilt für die an den Hauptschachtproben (HS1) gemessenen K-Gehalte, die zwischen 1,9 und 3,1 mg/l betragen.

An den Wasserproben der Komplettprobennahme wurden mit Ausnahme von Punkt P8/8 K-Werte von 1,7 bis 2,2 mg/l gemessen. Der K-Gehalt der Probe P8/8 weist mit 8,4 mg/l einen deutlich höheren Wert auf, liegt aber wie bei allen anderen Proben unterhalb des von der Trinkwasserverordnung festgelegten Grenzwertes.

Das Verhältnis zwischen Na- und K-Gehalt, beträgt bei Wässern, bei denen die Summe von Natrium und Kalium 10 mg/l überschreitet, im allgemeinen 2:1 bis 10:1 (DVWK 110, 1996).

Bei den meisten untersuchten Wasserproben liegt das Verhältnis innerhalb der vorgegebenen Werte (Anlage 7/3). Einige Proben überschreiten dieses Verhältnis allerdings sehr stark. Dazu gehören unter anderem Proben des Feuchtgebietsabflusses (WA1) und des Feuchtgebietswassers (WW2), bei denen die K-Werte sehr gering sind ($\leq 1,5 \text{ mg/l}$).

Calcium (Ca)

Calcium wird bei der Verwitterung calciumhaltiger Minerale wie Plagioklas, Pyroxen und Amphibol sowie durch Düngemittelgaben freigesetzt. Außerdem erfolgt eine Lösung von Calcium aus Karbonaten und Sulfaten. Ein weiterer Anteil an Calcium ist an Austauscherplätze von Sorbenten wie Tonminerale gebunden. Der Gehalt an Calcium im Wasser wird meist durch das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht bestimmt, welches von der Temperatur und dem pH-Wert abhängig ist.

In **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** sind der pH-Wert, die Temperatur sowie der Ca-Gehalt der untersuchten Wasserproben gegenübergestellt. Anhand dieser Werte ist erkennbar, dass die Ca-Konzentration der Wasserproben des Feuchtgebietes sowie des Hauptschachtes und des Wiesenbachs vom pH-Wert und von der Temperatur abhängig sind. Mit sinkender Temperatur weisen die Wasserproben einen niedrigeren Ca^{2+} -Gehalt auf; mit steigender einen höheren Ca^{2+} -Gehalt. Anhand der Wasserproben des Feuchtgebietes lässt sich folgende Aussage treffen. Die Werte der ersten drei Probenahmen sind mit Werten zwischen 135 und 147 mg/l niedriger als die der darauffolgenden Probenahmen, bei denen die Ca-Konzentrationen im Bereich von 150 bis 180 mg/l liegen.

Die Ca-Gehalte des Wiesenbachs (WIE1) liegen bei 120 bis 135 mg/l, wobei die Probe vom 28.03.2001 mit einer Ca-Konzentration von 150 mg/l eine Ausnahme bildet. Die Wasserproben des Hauptschachtes weisen Werte zwischen 130 und 170 mg/l Ca auf.

An den Grundwasserproben des Feuchtgebietes wurden Ca-Konzentrationen von 170 mg/l (S2/8) bzw. 175 mg/l (P8/8) bestimmt. Die Probe Rö1/8 weist einen Wert von 145 mg/l Ca auf, die Ca-Konzentration der Probe T1/8 beträgt 120 mg/l.

In allen untersuchten Proben bildet Calcium das Hauptkation.

Magnesium (Mg)

Der Eintrag von Magnesium erfolgt vorwiegend geogen aus der Verwitterung von magnesiumhaltigen Mineralen wie Olivin, Pyroxen u.a. dunklen Mineralen sowie von Sedimentgesteinen wie Chlorit und Dolomit. Auch als Kationenbelag an den Austauscherplätzen von Sorbenten wie Tonmineralen ist Magnesium gebunden. Daneben wird Magnesium über den Niederschlag und möglicherweise über Düngung in das Wasser eingetragen.

In Oberflächengewässern liegt der durchschnittliche Mg-Gehalt bei 4 mg/l bei einer Schwankungsbreite von 0 bis 50 mg/l. Die Ca-Konzentrationen der Wasserproben des Feuchtgebietes schwanken zwischen 18 bis 24 mg/l und bei durchschnittlich 22 mg/l. Mit Werten zwischen 22 und 24 mg/l weisen die Proben des Wiesenbachs ähnlich hohe Konzentrationen wie die

des Feuchtgebietes auf. Die Mg-Konzentrationen des Hauptschachtes liegen zwischen 28 und 30 mg/l und sind somit höher als die der anderen Wasserproben.

Die Wasserproben der Komplettprobenahme besitzen ähnlich hohe Gehalte an Magnesium. So beträgt die Konzentration in den beiden Grundwasserproben des Feuchtgebietes 23 mg/l (S2/8) bzw. 27 mg/l (P8/8) Mg. Die Wasserprobe Rö1/8 enthält 23 mg/l Mg und an der Teichwasserprobe wurden 22 mg/l Mg gemessen.

Sulfat (SO_4^{2-})

Der Eintrag von Sulfat in die ungesättigte sowie in die gesättigte Zone erfolgt aus der Atmosphäre über den Niederschlag, durch Verwitterung schwefelhaltiger Gesteine wie Magmatite, Gipsgesteine und Sulfide, durch Düngung und durch den Abbau von organischer Substanz.

Die SO_4^{2-} -Konzentrationen der Wasserproben des Feuchtgebietes schwanken um Werte von 330 bis 390 mg/l und weisen einen durchschnittlichen Gehalt von 361 mg/l auf. In der Trinkwasserverordnung vom 28.05.01 wird für Sulfat ein Grenzwert von 240 mg/l angegeben, wobei gleichzeitig bemerkt wird, dass geogen bedingte Überschreitungen bis zu einem Grenzwert von 500 mg/l außer Betracht bleiben. Das Feuchtgebiet liegt in der Nähe des Ortes Straßberg, einem Gangrevier, welches von Sulfidvererzungen durchzogen ist. Diese Sulfide können oxidiert werden, wobei unter anderem als Reaktionsprodukt Sulfat entsteht. Diese Oxidation von Sulfiden kann aufgrund bergbaulicher Eingriffe verstärkt stattfinden (Kapitel 4.7). Deshalb kann davon ausgegangen werden, dass es sich bei den hier gemessenen SO_4^{2-} -Gehalten zum einen um geogen bedingte Erhöhungen zum anderen um anthropogen verursachte Erhöhungen handelt.

Die SO_4^{2-} -Gehalte des Wiesenbachs liegen zwischen 285 und 348 mg/l und weisen einen Durchschnittswert von 315 mg/l auf. Somit besitzen die Wasserproben des Wiesenbachs mit Ausnahme der Probe vom 06.12.2000 (348 mg/l) einen geringeren SO_4^{2-} -Gehalt als die Wasserproben des Feuchtgebietes mit SO_4^{2-} -Konzentrationen von 330 bis 380 mg/l, weisen aber trotzdem eine Erhöhung auf.

Die Wasserproben des Hauptschachtes zeigen mit Werten von 390 bis 440 mg/l die höchsten Konzentrationen.

Der geogene bzw. anthropogene Einfluss auf die Wasserproben wird auch an der Komplettprobenahme deutlich. An Probe S2/8 wurde ein SO_4^{2-} -Gehalt von 380 mg/l gemessen und die Probe P8/8 weist eine Konzentration von 330 mg/l auf. Einen Wert von 300mg/l wurde an der Probe Rö1/8 bestimmt. Der niedrigste SO_4^{2-} -Gehalt der Komplettprobenahme beträgt 290 mg/l und wurde an der Teichwasserprobe gemessen.

In allen untersuchten Wasserproben stellt Sulfat das Hauptanion dar. Sulfat kann Komplexe mit zum Beispiel Na zu NaSO_4^{2-} und Ca zu CaSO_4^0 bilden. Diese Komplexe gehören in natürlichen Wässern zu den wichtigsten.

Nitrat (NO_3^-)

Ein Eintrag bzw. eine Zufuhr von Nitrat in das Wasser erfolgt über den Niederschlag, über Düngung und durch die Zersetzung von Pflanzenresten. Der geogene Eintrag durch Verwitterung von im Gestein gebundenem Stickstoff liegt meist unter 1 mg/l und ist somit sehr gering (DvWK 110, 1996). Nach der Trinkwasserverordnung vom 28.05.2001 liegt der Grenzwert für Nitrat bei 50 mg/l. Die NO_3^- -Gehalte der bundesweit genutzten Grundwässer liegen im allgemeinen unter 20 mg/l (MATTHESS, 1994).

Alle Wasserproben (Feuchtgebiet, Hauptschacht, Wiesenbach) weisen mit Ausnahme von Probe WZ2/6 (28.03.01) sowie Probe WW1/6 (28.03.01) NO_3^- -Gehalte auf, die unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,5 mg/l bzw. 0,25 mg/l. An Probe WZ2/6 wurde ein NO_3^- -Wert von 1,7 mg/l gemessen. Probe WW1/6 weist eine Konzentration von 0,7 mg/l auf.

Auch die NO_3^- -Konzentrationen der Komplettprobenahme (S2/8, P8/8, Rö1/8, T1/8) liegen alle unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,25 mg/l.

Keines der untersuchten Wässer überschreitet den von der Trinkwasserverordnung vorgeschriebenen Grenzwert.

Chlorid (Cl^-)

Chlor in Form von Chlorid ist ein Hauptbestandteil von Süß- und Salzwässern (DvWK110, 1996). Der Eintrag von Chlorid in die ungesättigte Zone erfolgt über chloridhaltige Dünger und Niederschläge (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Chlor besitzt eine mangelnde Bereitschaft zur mineralischen sowie adsorptiven Bindung. Eine Adsorption von Chlorid erfolgt in oxidreichen Böden ab einem pH-Wert <5 (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998).

Grundwässer aus chloridarmen Magmatiten und Sedimenten weisen meist einen Cl^- -Gehalt von unter 30 mg/l auf (DvWK110, 1996). Höhere Gehalte treten bei Zumischung stärker mineralisierter Wässer oder anthropogener Verunreinigungen auf (DvWK110, 1996).

Die Cl^- -Konzentrationen der verschiedenen Wasserproben unterscheiden sich geringfügig. An den Wasserproben des Feuchtgebietes wurden mittlere Werte von 20,1 mg/l (WA1), 20,5 mg/l (WW2) und 20,9 mg/l (WZ2, WW1) Chlorid ermittelt. Die Schwankungsbreite im Zufluss des Feuchtgebietes beträgt bei der Probe WZ2 3,8 mg/l. Im Feuchtgebiet selbst liegt die Schwankungsbreite der Cl^- -Konzentrationen bei 4,5 mg/l (WW1) bzw. 3,7 mg/l (WW2). Bei Probe WA1 schwanken die Cl^- -Gehalte von 18,2 bis 21,9 mg/l.

An den Wasserproben des Wiesenbachs wurden Cl^- -Gehalte von 19,1 bis 23,1 mg/l gemessen. Geringere Cl^- -Werte weist das Wasser des Hauptschachtes auf. Die ermittelten Gehalte liegen zwischen 18,0 bis 18,7 mg/l.

Die Proben der Komplettprobenahme weisen mit Ausnahme der Probe P8/8 Cl^- -Gehalte von 22,4 (S2/8, Grundwasser), 22,9 mg/l (Rö1/8) bzw. 23,0 mg/l (T1/8) auf. Probe P8/8 besitzt mit 30 mg/l Cl^- den höchsten Wert aller Wasserproben.

Keiner der ermittelten Cl^- -Gehalte weist auf eine anthropogene Verunreinigung hin.

Fluorid (F)

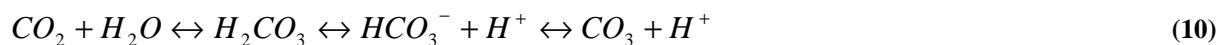
Fluor gelangt durch Lösungsvorgänge in der ungesättigten Zone und im Grundwasserleiter sowie durch anthropogene Verunreinigungen in die Hydrosphäre (DVWK 110, 1996). Im allgemeinen weisen Süßwässer eine F⁻-Konzentration von unter 1 mg/l auf (MATTHESS, 1994). Die F⁻-Gehalte aller analysierten Wasserproben liegen höher als die von MATTHESS (1994) angegebene Konzentration. Die durchschnittlichen Gehalte der Feuchtgebietsproben betragen 4,5 bis 5,0 mg/l F⁻. Im Zulaufbereich (WZ2) liegen die Werte zwischen 4,6 bis 5,4 mg/l F⁻. Innerhalb des Feuchtgebiets treten F⁻-Konzentrationen von 4,2 bis 5,3 mg/l auf. Am Abfluss des Feuchtgebiets wurden Werte von 4,1 bis 5,3 mg/l gemessen. Eine Probe des Abflusses (WA1/4) weist einen niedrigeren Wert von 2,3 mg/l auf. Die F⁻-Werte des Wiesenbachs und des Hauptschachtes sind höher als die des Feuchtgebiets. Am Wiesenbach wurden F⁻-Konzentrationen von 5,6 bis 7,1 mg/l gemessen, am Hauptschacht 7,3 bis 9,0 mg/l. Ein Teil des im Wasser gelösten Fluorid wird bei der Reinigung des Wassers ausgefällt, da Kalkmilch zugesetzt wird und somit CaF₂ gebildet werden kann. Daher weisen der Wiesenbach und die Probe T1/8 (6,2 mg/l) niedrigere Werte als der Hauptschacht auf. Es ist anzunehmen, dass die niedrigeren F⁻-Konzentrationen der Wasserproben des Feuchtgebiets ebenfalls durch Ausfällung aber auch durch Verdünnung zustande kommen.

Die Probe Rö1/8 weist einen F⁻-Gehalt von 6,4 mg/l auf. An den beiden Grundwasserproben des Feuchtgebiets wurden unterschiedliche Werte gemessen. Die F⁻-Konzentration der Probe S2/8 liegt bei 8,3 mg/l, die der Probe P8/8 bei 5,0 mg/l. Somit weist die Probe P8/8 einen genau so hohen Wert wie die Oberflächenwässer des Feuchtgebiets (Probe WW1, WW2) auf. Der F⁻-Gehalt der Probe S2/8 liegt so hoch wie der des Hauptschachtes.

Das Feuchtgebiet liegt, wie bereits in Kapitel 4 erwähnt, auf dem Gelände eines ehemaligen Flussspatbergwerkes. Die stark erhöhten F⁻-Konzentrationen sind somit geogen bedingt. Fluorid gelangt durch Verwitterung und Lösung von Flussspat in das Wasser.

Hydrogencarbonat (HCO₃⁻)

Hydrogencarbonat wird zum einen durch die Lösung von CO₂ in Wasser



(MATTHESS, 1994)

zum anderen durch die Reaktion von Kohlensäure mit Carbonaten



(HÖLTING, 1996)

gebildet.

Es tritt in einem pH-Bereich von 4,3 bis 8,2 auf und liegt hauptsächlich in einem pH-Bereich von 6 bis 8 mit undissoziierter Kohlensäure vor. Die pH-Werte der untersuchten Wasserproben liegen mit Ausnahme der Proben vom Wiesenbach und der des Teiches, welche basische pH-Werte besitzen, alle innerhalb des pH-Bereiches von 6 bis 8. Somit ist anzunehmen, dass Hydrogenkarbonat und undissozierte Kohlensäure die vorherrschende Spezies in diesen Wasserproben ist.

Die Wasserproben des Feuchtgebiets weisen HCO_3^- -Gehalte von 60 bis 97 mg/l auf. Allerdings wurden bei einigen Probenahmen deutlich niedrigere Werte von 5 bis 13 mg/l gemessen. Bei Probenahme 8 (06.12.2000) wurden an einigen Wasserproben (WW1/8, WIE1/8, HS1/8, S2/8, P1/8, Rö1/8, T1/8) sehr niedrige HCO_3^- -Gehalte gemessen, die einen Messfehler darstellen, da zum Titrieren keine 0,1N HCl verwendet wurde. Daher werden diese Daten nicht in die Auswertung einbezogen.

Die Wasserproben des Wiesenbachs weisen stark schwankende HCO_3^- -Konzentrationen auf. Es wurden Werte von 40 bis 93 mg/l gemessen. Auch bei den Wasserproben des Hauptschachtes treten Schwankungen von 58 bis 130 mg/l HCO_3^- auf.

Die Teichprobe der Komplettprobennahme weist einen HCO_3^- -Gehalt von 49 mg/l auf. An Probe Rö1/8 wurde ein Wert von 101 mg/l festgestellt. Die beiden Grundwasserproben des Feuchtgebiets besitzen sehr unterschiedliche HCO_3^- -Gehalte von 174 mg/l (S2/8) bzw. 70 mg/l (P8/8).

5.2.2.2 Schwermetalle sowie Aluminium, Arsen und Lanthanoide

Aluminium (Al)

Aluminium besitzt eine geringe geochemische Beweglichkeit. Die Löslichkeit von Aluminium ist vom pH-Wert abhängig und steigt mit abnehmendem pH-Werten an. Ab einem pH-Wert kleiner 4 sind größere Mengen Aluminium gelöst. Daher besitzen saure Grubenwässer hohe Al-Gehalte. In Süßwässern findet man im neutralen pH-Bereich Al-Konzentrationen von Hunderstel bis wenige Zehntel mg/l (DVWK 110, 1996). Nach der DVWK 110 (1996) spielt Aluminium im Grundwasser mit Gehalten von wenigen Hunderstel bis Zehntel mg/l nur eine unbedeutende Rolle. Bei erhöhten Al-Gehalten (<1 mg/l) kann Aluminium in Form sehr kleiner Al-Hydroxid-Parikel vorliegen, die mit einem 0,45 µm Filter nicht abgefiltert werden können (MATTHESS, 1994). Nach der Trinkwasserverordnung vom 28.05.2001 liegt der Grenzwert für Aluminium bei 200 µg/l.

In Abb. 41 ist der zeitliche Verlauf der Al-Gehalte der verschiedenen Wasserproben dargestellt. Anhand der Grafik wird deutlich, dass die Al-Gehalte der Wässer des Feuchtgebiets deutliche Unterschiede aufweisen. Im Zulauf des Feuchtgebiets wurden Werte von 100 bis 180 µg/l Al gemessen. Der Zulauf weist somit mit Ausnahme der Probe vom 22.05.2001 die im Feuchtgebiet höchsten Werte auf. Die Al-Konzentrationen der beiden Feuchtgebietswas-

serproben sind sehr unterschiedlich. Die Werte der Probe WW1 liegen zwischen 88,1 bis 142,0 µg/l, die der Probe WW2 zwischen 26,7 bis 55,1 µg/l. Der Abfluss des Feuchtgebietes weist mit Al-Konzentrationen von 18,9 bis 43,8 µg/l die niedrigsten Werte auf. Anhand dieser Werte wird deutlich, dass es innerhalb des Feuchtgebietes zur Ausfällung von Aluminium kommt. Es können sich Al-Hydroxid-Komplexe, Al-Sulfat- Komplexe und Al-Fluorid-Komplexe bilden, da Fluorid im Wasser anwesend ist. Des weiteren ist es möglich, dass gelöstes Aluminium durch Chelatbildung komplexiert wird.

An den Hauptschachtproben ist erkennbar, dass die filtrierten Proben deutlich niedrigere Al-Gehalte aufweisen als die unfiltrierten, was darauf schließen lässt, dass sich in den Wasserproben partikuläre Al-Spezies befinden. Die Werte der filtrierten Proben liegen zwischen 1,53 und 2,31 mg/l Al. Die Wasserproben des Wiesenbachs weisen Al-Gehalte von 0,06 bis 0,11 mg/l auf und besitzen somit niedrigere Werte als z.B. der Feuchtgebietszufluss. Dies ist bedingt durch die hohen pH-Werte des Wiesenbachs, der dazu führt, dass Aluminium durch Bildung von Hydroxiden ausgefällt wird.

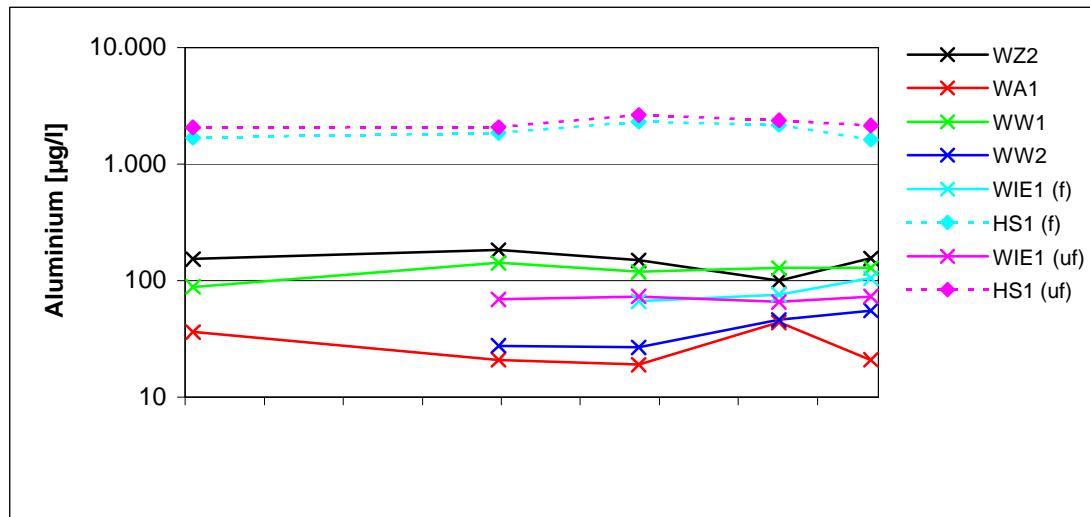


Abb. 41: Zeitlicher Verlauf der Al-Gehalte der Wasserproben

Die Teichwasserprobe der Komplettprobenahme, welche einen ähnlich hohen pH-Wert wie das Wasser des Wiesenbachs besitzt, weist mit 0,11 mg/l die gleiche Al-Konzentration auf. An der Probe Rö1/8 wurde ein Al-Gehalt von 0,03mg/l gemessen. Dieser niedrige Wert ist dadurch bedingt, dass durch Tonminerale der Einbau von Aluminium und die Adsorption an deren Oberfläche erfolgt und somit das Aluminium aus dem Wasser entfernt wird. Die Al-Konzentrationen der Proben S2/8 und P8/8 liegen bei 0,10 bzw. 0,15 mg/l.

Alle Wasserproben mit Ausnahme der des Hauptschachtes überschreiten die oben angegebenen Grenzwert nicht.

Arsen (As)

Arsen tritt in wässrigen Lösungen bei einem pH- Wert zwischen 7 und 11 vorwiegend als HAsO_4^{2-} -Ion und zwischen 3 und 7 vorwiegend als H_2AsO_4^- -Ion auf. Unter mäßig reduzierenden Bedingungen ist die Spezies $\text{HAsO}_2(\text{aq})$ zu finden. Arsen kann in Form von Fe(II)-Arsenat oder Mn(II)-Arsenat ausgefällt werden. Des weiteren ist eine Adsorption von Arsen an $\text{MnO}_2(\text{aq})$, Fe(OH)_3 oder anderen Substanzen mit aktiven Oberflächen sowie Mitfällung mit diesen Substanzen möglich (MATTHESS, 1994).

MATTHESS (1994) gibt für Grundwasser einen As-Gehalt von unter 0,1 mg/l (100 µg/l) an. Örtlich höhere Gehalte sind geogen oder anthropogen bedingt. Laut Trinkwasserverordnung vom 28.05.2001 liegt der Grenzwert für Arsen bei 10 µg/l.

Die Wasserproben des Feuchtgebietes weisen As-Konzentrationen auf, die unterhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenze liegen. Ausnahmen bilden drei Wasserproben des Feuchtgebietszuflusses, sowie die Wasserproben der Probenahme vom 06.12.2000, welche wie in Kapitel 4.9.3.2 bereits erwähnt in einem anderen Labor analysiert wurden. Die Werte des Feuchtgebietszuflusses liegen bei <1 bis 1,9 µg/l.

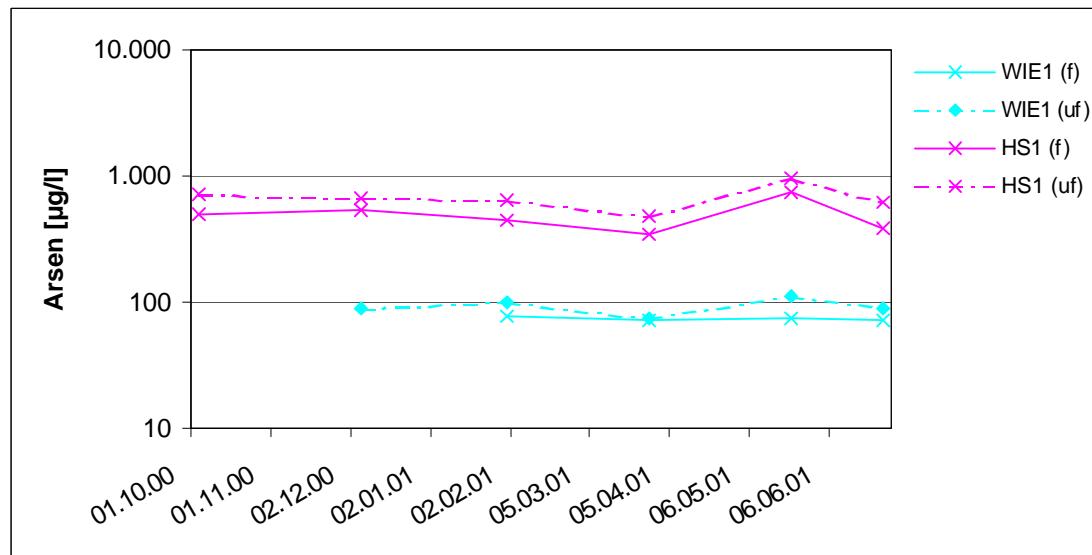


Abb. 42: Zeitlicher Verlauf der As-Gehalte des Hauptschachtes sowie des Wiesenbachs

In Abb. 42 sind die zeitlichen Verläufe der As-Gehalte des Wiesenbachs und des Hauptschachtes dargestellt. Der Wiesenbach weist in der filtrierten Probe As-Konzentrationen von 0,07 bis 0,09 mg/l auf. Am Wasser (filtriert) des Hauptschachtes wurden 0,35 bis 0,75 mg/l Arsen gemessen. Die As-Gehalte der unfiltrierten Proben lagen bei beiden Probenahmepunkten höher, was darauf schließen lässt, dass Arsen wie bereits oben erwähnt an Substanzen adsorbiert und mitfällt wird.

Die von MATTHESS (1994) angenommenen As-Gehalte werden von den Hauptschachtproben stark überschritten. Allerdings sind die erhöhten As-Konzentrationen geogen bedingt, da sich unter anderem auch arsenhaltige Erze in den Mineralgängen befinden. Sowie die Wasserpro-

ben des Wiesenbachs als auch die des Hauptschachtes überschreiten den von der Trinkwasserordnung vorgeschriebenen Grenzwert. Alle Wasserproben des Feuchtgebietes liegen unterhalb dieses Grenzwertes.

Cadmium (Cd)

Cadmium ist ein leicht verlagerbares und verfügbares Schwermetall. Es tritt bei pH-Werten <8 als Cd²⁺-Ion auf. Bei höheren pH-Werten befindet sich Cd(OH)₂(aq) und Cd(OH)₃⁻ in wässriger Lösung. Mit Cl⁻ und SO₄²⁻-Ionen kann Cadmium Komplexe bilden. Des weiteren kann Cadmium mit Mn-Oxiden mitgefällt sowie an Mineraloberflächen sorbiert werden (MATTHESS, 1994).

In nicht besonders belasteten Gebieten treten in Flüssen und Binnenseen Cd-Konzentrationen <0,1 µg/l auf (DvWK 117, 1998). Für Grundwasser geben SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998) Cd-Gehalte von 0,5 bis 1 µg/l an. In Grubenwässern findet man gelegentlich erhöhte Cd-Konzentrationen (MATTHESS, 1994). Der Grenzwert für Trinkwasser beträgt 5 µg/l (TRINKWV, 2001).

Die Cd-Gehalte aller analysierten Wasserproben mit Ausnahme einiger Proben des Hauptschachtes liegen unterhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenze (Kapitel 4.9.3.2).

An den unfiltrierten Wasserproben des Hauptschachtes wurden Cd-Gehalte von 1,59 bis 2,64 µg/l gemessen. Die filtrierten Proben wiesen Cd-Konzentrationen von 1,63 bis 1,97 µg/l auf. Unterhalb der Bestimmungsgrenzen lagen die Cd-Gehalte der Proben HS1/7 und HS1/8. An Probe HS1/3 wurde Cadmium nicht bestimmt.

Die ermittelten Werte des Hauptschachtes liegen höher als die oben angegebenen Konzentrationen. Allerdings liegen sie unterhalb des für Trinkwasser zulässigen Grenzwertes.

Auch alle anderen Wasserproben überschreiten den für Trinkwasser vorgeschriebenen Grenzwert nicht.

Kupfer (Cu)

Kupfer ist in aquatischen Systemen in der Regel als Spurenelement vorhanden (0,1 mg/l). Die Mobilität von Kupfer nimmt mit sinkendem pH-Wert (ab 5,5) zu. Aber auch zum alkalischen Bereich hin nehmen die Cu-Gehalte wieder zu, da eine zunehmende Mobilisierung durch lösliche organische Komplexbildner erfolgt (DvWK 117, 1996). Die Lösungskonzentration von Kupfer wird durch Ad- und Desorptionsvorgänge sowie Komplexbildung beeinflusst. So wird Kupfer z.B. an Tonminerale, Fe- und Al-Oxide und -hydroxide sowie an organische Partikel gebunden.

Unbelastete Gewässer weisen Cu-Konzentrationen von <10 mg/l auf (DvWK 117, 1996). In Grubenwässern und Abläufen von Halden können höhere Cu-Gehalte auftreten (MATTHESS, 1994). Der Grenzwert für Trinkwasser liegt laut TRINKWV (2001) bei 2000 µg/l Kupfer.

In Abb. 43 ist der zeitliche Verlauf der Cu-Gehalte dargestellt. Der Verlauf der Cu-Konzentrationen ist bei allen Proben mit Ausnahme der Probe WZ2/6 annähernd gleich. Auch

die Konzentrationen der Wasserproben des Feuchtgebiets unterscheiden sich nur geringfügig. Probe WZ2/6 weist als einzige filtrierte Probe einen höheren Wert ($11,4 \mu\text{g/l}$) auf. Die höchsten Cu-Konzentrationen wurden bei der Probenahme vom 06.12.2000 gemessen und betragen 6,8 bis $8,1 \mu\text{g/l}$. Die niedrigsten Cu-Gehalte liegen unterhalb der Bestimmungsgrenze von $1 \mu\text{g/l}$.

Die Cu-Konzentrationen des Wiesenbachs betragen bei den filtrierten Proben 1,30 bis $3,05 \mu\text{g/l}$, bei den unfiltrierten Proben 3,5 bis $10,5 \mu\text{g/l}$. Diese Werte zeigen, dass ein Teil des Kupfers an Partikeln gebunden ist.

An den Hauptschachtproben wurden die höchsten Cu-Gehalte gemessen. Auch hier sind die Cu-Konzentrationen im filtrierten Wasser niedriger als im unfiltrierten. Die im filtrierten Wasser gemessenen Gehalte liegen bei 13,1 bis $54,0 \mu\text{g/l}$, im unfiltrierten Wasser bei 61,0 bis $115,0 \mu\text{g/l}$.

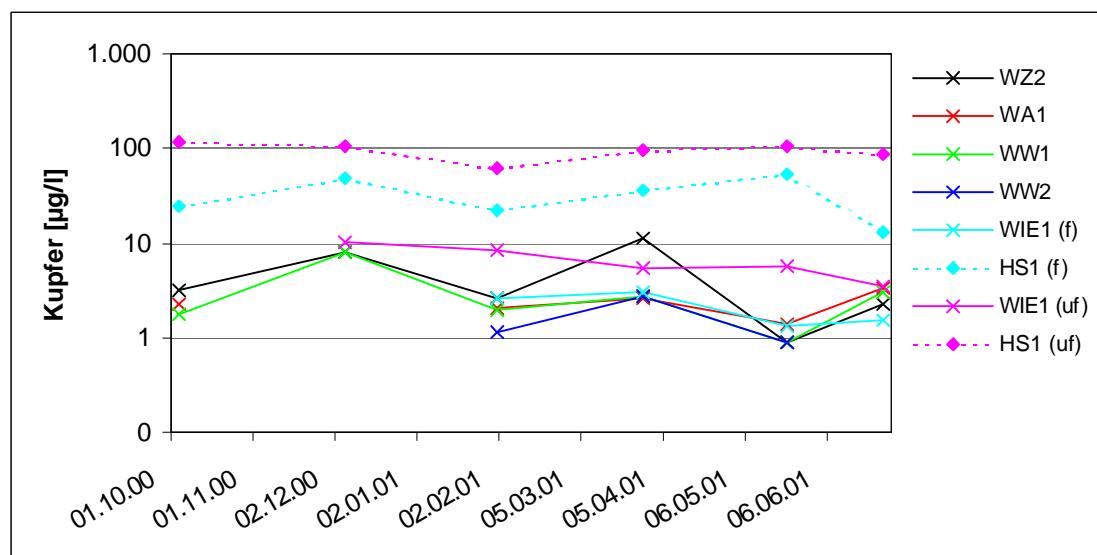


Abb. 43: Zeitlicher Verlauf der Cu-Gehalte der Wasserproben

Die Probe T1/8 weist einen Cu-Gehalt von $1,8 \mu\text{g/l}$ auf. Derselben Wert wurde an Probe Rö1/8 gemessen. Die Werte der Proben des Feuchtgebiets liegen bei $4,5 \mu\text{g/l}$ (S2/8) bzw. $2,0 \mu\text{g/l}$ (P8/8).

Die Cu-Gehalte aller Wasserproben liegen unterhalb des für Trinkwasser festgesetzten Grenzwertes.

Nickel (Ni)

Im Wasser kommt Nickel als Ni^{2+} -Ion vor. Es wird vorwiegend durch Mn- und Fe-Hydroxide sorbiert (MATTHESS, 1994). Der Grenzwert für Trinkwasser wird mit $50 \mu\text{g/l}$ angegeben (TRINKWV, 2001).

In Abb. 44 ist der zeitliche Verlauf der Ni-Konzentrationen in den Wasserproben dargestellt. Innerhalb des Feuchtgebietes unterscheiden sich die Ni-Konzentrationen der einzelnen Wasserproben nur geringfügig. Es wurden Werte von 1,1 bis 10,1 µg/l Ni gemessen.

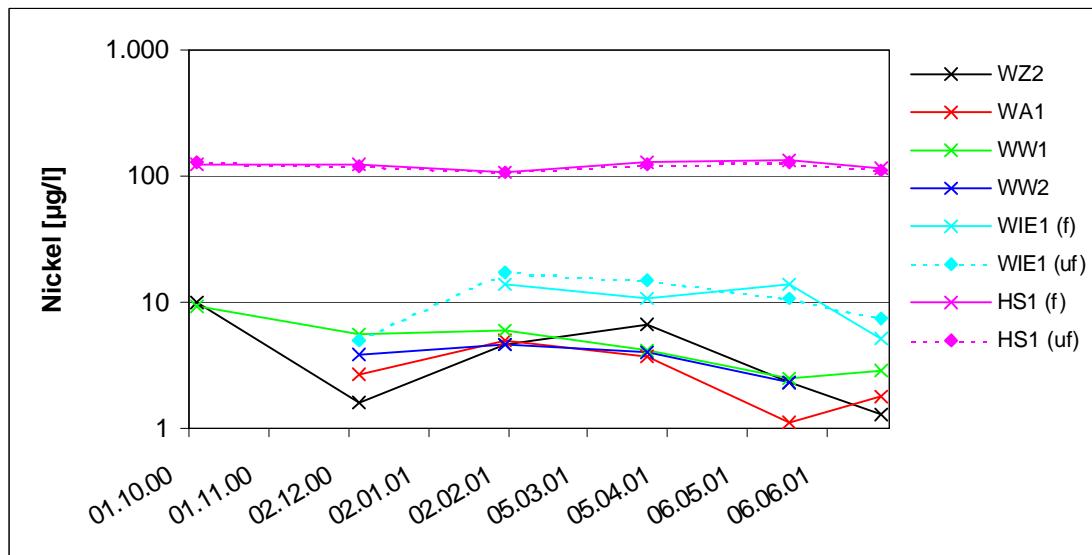


Abb. 44: Zeitlicher Verlauf der Ni-Gehalte der Wasserproben

Die Ni-Konzentrationen des Wiesenbachs liegen höher. Alle Wasserproben mit Ausnahme der Probe WIE1/7 weisen in der unfiltrierten Probe höhere Ni-Gehalte als in der filtrierten Probe auf. In den unfiltrierten Wasserproben schwanken die Ni-Konzentrationen zwischen 7,6 und 17,4 µg/l, in den filtrierten Proben zwischen 5,1 und 14,1 µg/l. Ein Teil des im Wasser vorhandenen Nickels liegt somit gebunden vor.

Die höchsten Ni-Konzentrationen weist der Hauptschacht auf. Konzentrationsunterschiede zwischen filtrierten und unfiltrierten Proben sind vernachlässigbar klein (1 bis 3 µg/l). Allerdings liegen die Werte der filtrierten Proben höher als die der unfiltrierten. An den unfiltrierten Proben wurden Ni-Gehalte von 106,0 bis 130,0 µg/l, an den filtrierten Proben 109,0 bis 133,0 µg/l gemessen.

Die Ni-Konzentrationen der Komplettprobenahme sind unterschiedlich. An Probe T1/8 wurde ein Gehalt von 6,1 µg/l gemessen. Mit einem Wert von 5,8 µg/l weist Probe Rö1/8 eine geringere Ni-Konzentration auf, welche auf eine teilweise Festlegung des Nickels im Boden schließen lässt. An den im Feuchtgebiet entnommenen Pegelproben wurden Ni-Gehalte von 3,1 µg/l (S2/8) bzw. 2,3 µg/l (P8/8) gemessen.

Mit Ausnahme der Wasserproben des Hauptschachtes liegen alle analysierten Proben unterhalb des von der Trinkwasserverordnung angegebenen Grenzwertes.

Blei (Pb)

Blei ist ein Element mit geringer Mobilität. Es wird vorwiegend an organische Substanzen aber auch an Tonminerale sorbiert. Außerdem kann eine Mitfällung mit Mn-Oxiden erfolgen.

In Oberflächenwässern ist Blei vorwiegend an Kolloide gebunden, zum Teil aber auch gelöst. Grundwässer weisen aufgrund der geringen Mobilität von Blei geringe Konzentrationen auf. Höhere Pb-Konzentrationen treten im Bereich von Erzlagerstätten auf.(MATTHESS, 1994) In der Trinkwasserverordnung (2001) wird eine Pb-Konzentration von 10 µg/l als Grenzwert ausgewiesen.

Die Pb-Konzentrationen wurden nur bei Probenahme 4, 7 und 8 bestimmt. An den Wasserproben der Probenahmen 7 und 8 wurden Pb-Gehalte ermittelt, die mit Ausnahme der unfiltrierten Proben HS1/7, HS1/8 und WIE1/8 unterhalb der Bestimmungsgrenze von 1,0 µg/l liegen. An den Proben der Probenahme 4 wurden höhere Pb-Konzentrationen gemessen. In Tab. 27 sind diese Werte zusammengefasst.

Tab. 27: Übersicht der oberhalb der Bestimmungsgrenze liegenden Blei- Gehalte

Probenpunkt	Probenbezeichnung	Datum	Pb [µg/l]
Feuchtgebietzulauf	WZ2/4	06.12.2000	4,6
Feuchtgebietablauf	WA1/4 (unfiltriert)	06.12.2000	4,7
Feuchtgebietswasser 1	WW1/4	06.12.2000	3,0
Feuchtgebietswasser 2	WW2/4 (unfiltriert)	06.12.2000	3,0
Rohrauslass, Wiesenbach	WIE1/4 (unfiltriert)	06.12.2000	2,9
	WIE1/8 (unfiltriert)	06.12.2000	2,6
Hauptschacht-Auslauf	HS1/4 (0,2µm)	06.12.2000	2,9
	HS1/4 (unfiltriert)	06.12.2000	7,2
	HS1/7 (unfiltriert)	06.12.2000	4,8
	HS1/8 (unfiltriert)	06.12.2000	5,5

Die Pb-Gehalte des Feuchtgebietes betragen bei Probenahmen 4 zwischen 3 und 4,7 µg/l.

An den unfiltrierten Proben des Wiesenbachs wurden Werte von 1 bis 2,9 µg/l gemessen. Im unfiltrierten Hauptschacht-Wasser liegen die Pb-Konzentrationen zwischen 4,8 und 7,2 µg/l. Die Wasserproben des Wiesenbachs weisen niedrigere Werte als der Hauptschacht auf. Dies spricht dafür, dass ein Teil des Bleis sorbiert wird oder eine Mitfällung mit Mn-Oxiden erfolgt.

An den Wasserproben der Komplettprobenahme wurden ebenfalls unterhalb der Bestimmungsgrenze liegende Werte gemessen.

Die Pb-Konzentrationen aller analysierten Wasserproben überschreiten den für Trinkwasser zulässigen Grenzwert nicht.

Zink (Zn)

Zink kommt bei pH-Werten ≤ 7 in wässriger Lösung als Zn²⁺-Ion vor. Es wird vorwiegend an Partikel gebunden. Eine Sorption von Zink erfolgt an Tonmineralen sowie an Mn- oder Fe-Oxiden und- Hydroxiden (MATTHESS, 1994).

In Grundwässern liegt die Zn-Konzentration in der Regel unter 10 µg/l (MATTHESS, 1994). Die maximale Konzentration für Trinkwasser liegt bei 5000 µg/l Zn (TRINKWV, 2001).

Wie aus Abb. 45 ersichtlich ist, weisen die Proben innerhalb des Feuchtgebietes unterschiedliche Zn-Gehalte auf. Im Zufluss liegen die Zn-Konzentrationen im Bereich von 5,2 bis 29,2 µg/l. Die Wasserproben des Feuchtgebietes weisen Gehalte von <2 bis 20,9 µg/l Zn auf. Unterhalb der Bestimmungsgrenze von 10 µg/l bzw. 2 µg/l liegen die Zn-Konzentrationen des Feuchtgebietsabflusses. Aufgrund dieser Werte lässt sich vermuten, dass eine Sorption von Zink erfolgt. An den Proben des Wiesenbachs ist ersichtlich, dass die unfiltrierten Proben höhere Werte aufweisen als die filtrierten, welche alle mit Ausnahme der Probenahme vom 28.03.2001 (18 µg/l) unterhalb der Nachweisgrenze von <10 µg/l liegen. Es wurden an den unfiltrierten Proben Werte von 13,1 bis 37,0 µg/l. Eine Sorption an Partikeln ist aufgrund dieser Werte sehr wahrscheinlich.

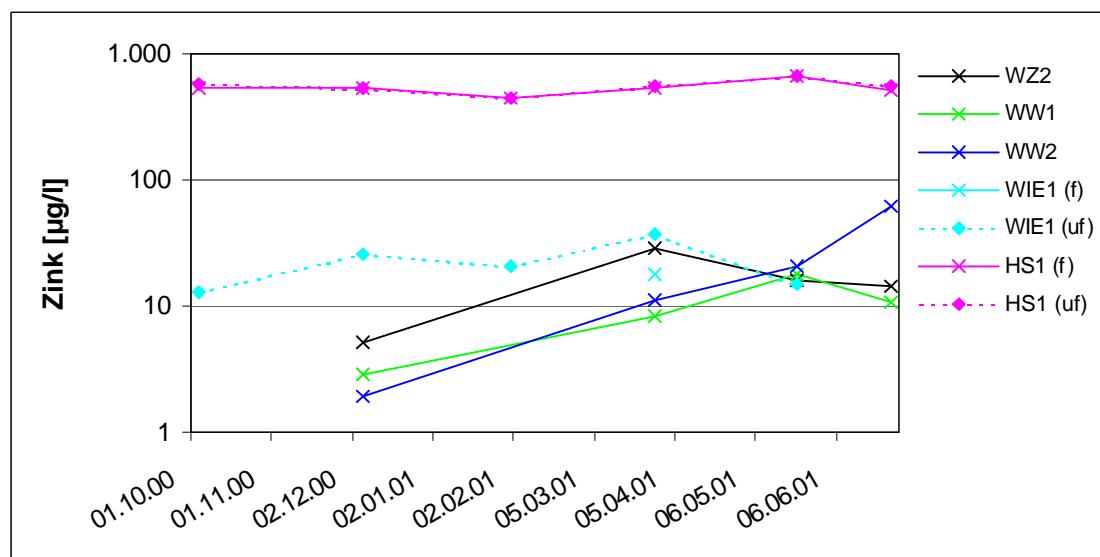


Abb. 45: Zeitlicher Verlauf der Zn-Gehalte aller Wasserproben

In den Hauptschachtproben sind sehr geringe Konzentrationsunterschiede zwischen unfiltrierten und filtrierten sichtbar. Hier erfolgt demnach keine bzw. nur ein geringe Sorption, was möglicherweise auf fehlende Mn- oder Fe-Oxide und –Hydroxide zurückzuführen ist. An den unfiltrierten Proben wurden Zn-Gehalte von 452 bis 660 µg/l gemessen, an den filtrierten Proben 449 bis 665 µg/l.

Die Probe T1/8 weist einen Zn-Gehalt von 12,8 µg/l auf. An der Wasserprobe Rö1/8 wurde ein Wert von 17,3 µg/l Zn gemessen. Die Zn-Konzentrationen der beiden dem Feuchtgebiet entnommenen Pegelproben liegen bei 11,4 µg/l (S2/8) bzw. 17,4 µg/l (P8/8).

Alle analysierten Wässer weisen Zn-Gehalte auf, die unterhalb des für Trinkwasser vorgeschriebenen Grenzwertes liegen.

Kobalt (Co)

Kobalt tritt zusammen mit Nickel auf. Im Oberflächenwasser (Fluss) befinden sich verschwindend geringe Mengen (DVK 117, 1996)

Eine Mitfällung bzw. Sorption von Kobalt erfolgt an Fe- und Mn-Oxiden. Durch Ionenaustausch kann Kobalt fixiert werden. Im Grundwasser treten aufgrund der geringen Löslichkeit nur wenige µg/l auf.

SCHRAUZER (1994) gibt für Trinkwasser Co-Konzentrationen von 0,1 bis 10 µg/l an. In der Trinkwasserverordnung sind keine Grenzwerte enthalten (DVK 117, 1996)

Die Wasserproben des Feuchtgebietes weisen mit Ausnahme der Probenahme 4 Co-Konzentrationen auf, die unterhalb der Bestimmungsgrenze von 1 µg/l liegen. Es wurde daher auf eine graphische Darstellung verzichtet. An den filtrierten Wasserproben der Probenahme 4 wurden Co-Gehalte von 0,43 bis 0,65 µg/l gemessen.

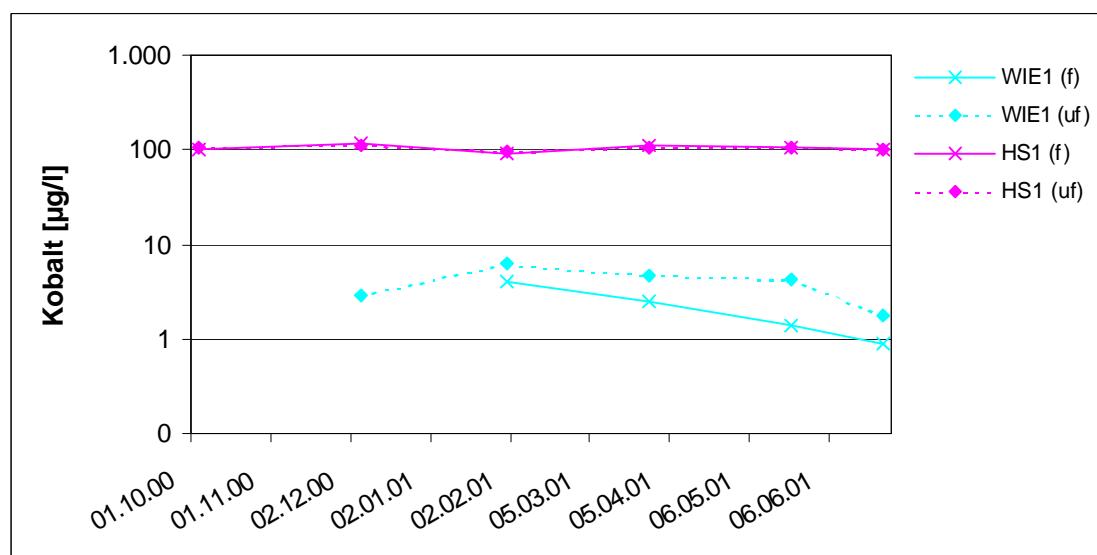


Abb. 46: Zeitlicher Verlauf der Co-Gehalte des Wiesenbachs und des Hauptschachtes

In Abb. 46 ist erkennbar, dass die unfiltrierten Wasserproben des Wiesenbachs höhere Co-Gehalte als die filtrierten aufweisen. Bei den unfiltrierten Proben liegen die Co-Konzentrationen zwischen 1,8 bis 6,4 µg/l, bei den filtrierten Proben zwischen <1,0 bis 4,0 µg/l. Ein Teil des Kobalts liegt demnach an Fe- und Mn-Oxide sorbiert vor.

Am Hauptschacht sind die Co-Konzentrationen von unfiltrierten und filtrierten Proben unterschiedlich. Die unfiltrierten Proben weisen nicht immer höhere Werte als die filtrierten Proben auf. Die Co-Gehalte schwanken zwischen 93,9 und 116,0 µg/l.

Die Co-Konzentrationen der Komplettprobenahme liegen alle unterhalb der Bestimmungsgrenze von 1,0 µg/l.

Alle analysierten Wasserproben mit Ausnahme der des Hauptschachtes weisen Co-Gehalte auf, die innerhalb der von SCHRAUZER (1994) angegebenen Grenze liegen.

Eisen (Fe)

MATTHESS (1994) gibt an, dass die Konzentration an gelöstem Eisen in sauerstoffhaltigen Oberflächenwasser durch das Ausfällen von schwerlöslichen Oxiden und Hydroxiden bestimmt wird und somit Eisen in diesen Wässern nicht oder nur in Spuren nachweisbar ist (DVWK 110, 1996).

Im Grundwasser ist die am häufigsten vorkommende Fe-Spezies das Fe^{2+} -Ion. Die Löslichkeit und der Gehalt von Eisen sind abhängig vom Eh- und pH-Wert sowie vom Gehalt an organischen Substanzen und der mikrobiellen Aktivität. Unter oxidischen Bedingungen wird im Wasser gelöstes Eisen als Fe(III)-Oxide und -Hydroxide ausgefällt. Bei etwa neutralen pH-Werten erfolgt die Ausfällung als Fe(III)-Hydroxid schnell (MATTHESS, 1994). Eisen kann aber auch kolloidal gelöst oder in organischer Bindung vorliegen.

Hohe Fe-Gehalte treten zum Beispiel auf, wenn eine Oxidation von reduzierten Eisenmineralen wie Fe-Sulfid im Grenzbereich von reduzierendem und oxidierendem Milieu erfolgt (MATTHESS, 1994). In den meisten sauerstoffhaltigen Grundwässern kommt Eisen nicht oder nur in Spuren vor (DVWK 110, 1996). „Reduzierte“ Grundwässer weisen häufig Fe-Konzentrationen von 1 bis 10 mg/l auf (MATTHESS, 1994). Auch in sauren Grubenwässern wurden höhere Werte nachgewiesen (MATTHESS, 1994). Von der Trinkwasserverordnung (2000) wird ein Grenzwert von 0,2 mg/l vorgeschrieben.

Die Fe-Konzentrationen, wurden wie in Kapitel 4.9.2 und 4.9.3.2 bereits beschrieben, zum einen photometrisch (an unfiltrierten Proben) zum anderen mit Hilfe der AES (an filtrierten und z.T. unfiltrierten Proben) bestimmt.

In Abb. 47 sind die Ergebnisse der photometrischen Fe-Analyse dargestellt. Die Proben des Feuchtgebietes weisen mit Ausnahme der Probe WW1/6 (28.03.2001) Fe_{ges} -Gehalte von 0,0 bis 0,4 mg/l auf. Weitaus geringer ist die Konzentration an Eisen(II) in den Wasserproben des Feuchtgebietes. Sie beträgt 0,00 bis 0,07 mg/l. Erklärbar sind diese geringen Fe(II)-Gehalte durch die im Feuchtgebiet vorherrschenden Redoxprozesse, die durch das Redoxpotential gesteuert werden. Innerhalb des Feuchtgebietes herrscht ein oxidiertes Milieu (siehe auch Kapitel 5.2.1.5). Neben Oxidationsprozessen kann auch NO_3^- - und Mn-Reduktion erfolgen. Fe^{2+} wird demnach mit Hilfe von Sauerstoff oder Nitrat und unter Mitwirkung von Mikroorganismen zu Fe^{3+} oxidiert und als Fe(III)-Oxid und -Hydroxid ausgefällt. Die Fe-Gehalte des Feuchtgebietszuflusses sind etwas höher als die des Abflusses. Eine Ausfällung von Eisen innerhalb des Feuchtgebietes ist folglich sehr wahrscheinlich. Innerhalb des Feuchtgebietes wurden höhere Fe_{ges} -Konzentrationen gemessen, die auf im Wasser vorhandene Fe-Kolloide und -Komplexe sowie an Tonminerale sorbiertes Eisen beruhen können.

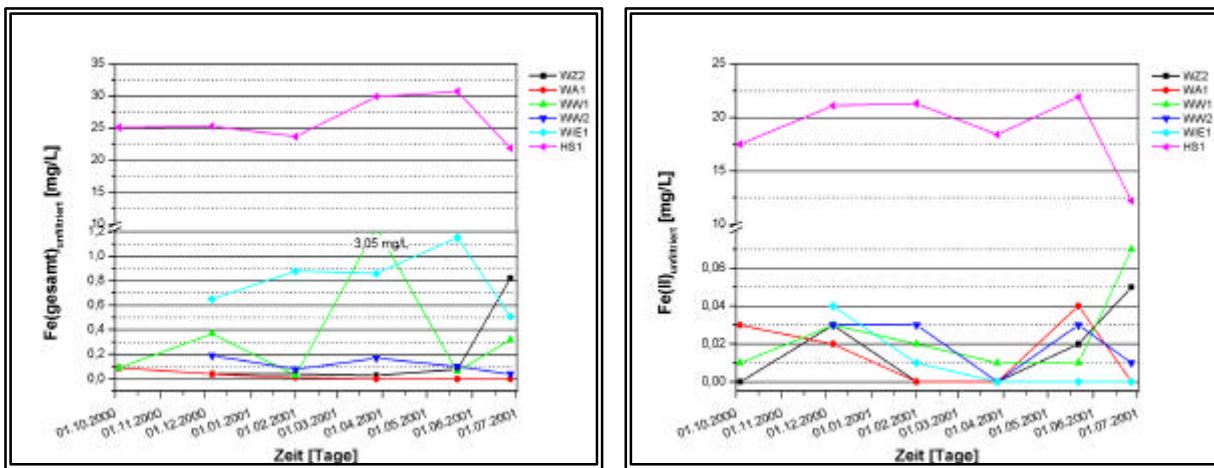


Abb. 47: Zeitlicher Verlauf der Eisen(Gesamt)- und Eisen(II)- Gehalte der Wasserproben

Die Fe_{ges} -Konzentrationen des Wiesenbachs liegen zwischen 0,51 und 1,15 mg/l, die $\text{Fe}(\text{II})$ -Gehalte zwischen 0,0 und 0,04 mg/l. Der Gehalt an $\text{Fe}(\text{III})$ -Verbindungen im Wiesenbach ist somit hoch. Hervorgerufen wird dies durch die basischen pH-Werte des Wiesenbachs, welche zur Ausfällung von Fe-Oxiden und –Hydroxiden führen. Außerdem kann Eisen wie bereits erwähnt an Tonminerale sorbiert und als Fe-Kolloide und –Komplexe im Wasser vorliegen.

Der Hauptschacht weist mit 21,9 bis 30,7 mg/l die höchsten Fe_{ges} -Konzentrationen auf. Wie aus Abb. 47 ersichtlich, ist Eisen(II) mit Gehalten von 12,2 bis 21,9 mg/l die im Hauptschacht vorherrschende Spezies, was auf die niedrigen pH- und Eh-Werte und die damit verbundenen eisenreduzierenden Prozesse zurückzuführen ist. Bei Betrachtung der Eh-Werte (Kapitel 5.2.1.5, Abb. 38) und der Fe_{ges} -Konzentrationen (Abb. 47) ist leicht zu erkennen, dass der zeitliche Verlauf beider Parameter gleich ist und somit die im Wasser enthaltenen Fe-Konzentrationen Eh-Wert-abhängig sind.

In Abb. 48 sind die Ergebnisse der Fe-Bestimmung mit Hilfe der AES dargestellt. An den Wasserproben der Probenahme 4 (06.12.2000) wurden die Fe-Gehalte nicht bestimmt. Bei den Probenahmen 5 und 6 lagen die Fe-Konzentrationen des Feuchtgebietes sowie des Wiesenbachs unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,05 mg/l. Die Fe-Konzentrationen innerhalb des Feuchtgebietes unterscheiden sich nur geringfügig. Die Werte der filtrierten Proben des Feuchtgebietes liegen mit Ausnahme der Probe WA1/7 und WA1/8 sowie WW2/8 bei Werten von 0,00 bis 0,03 mg/l (WA1/8 0,14 mg/l) und somit niedriger als die der unfiltrierten Proben. Die Fe-Konzentrationen der filtrierten Wiesenbach-Proben sind mit Werten von 0,03 bis 0,05 mg/l weitaus geringer als die der unfiltrierten Proben.

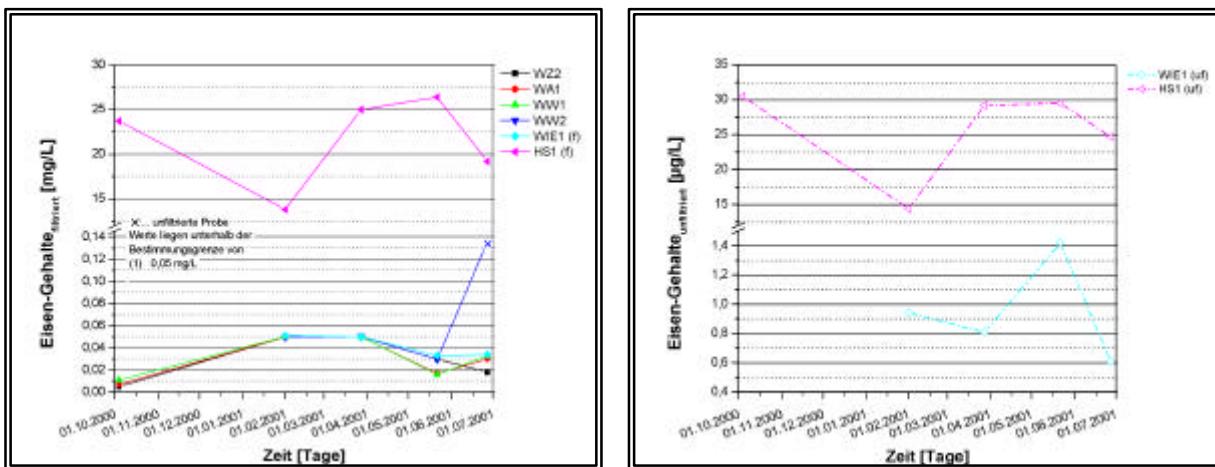


Abb. 48: Zeitlicher Verlauf der mit AES bestimmten Fe-Gehalte der Wasserproben

An den Wasserproben des Hauptschachtes ist erkennbar, dass sowohl die unfiltrierten und die filtrierten Proben der AES als auch der Fe_{ges}-Gehalt der photometrischen Bestimmung den gleichen zeitlichen Verlauf aufweisen. Die mit der AES gemessenen Fe-Konzentrationen liegen in den filtrierten Proben mit Werten von 13,8 bis 26,4 mg/l niedriger als in den unfiltrierten Proben (14,4 bis 30,5 mg/l).

Bei allen analysierten Proben sind die Fe-Konzentrationen der unfiltrierten Proben höher als die der filtrierten Proben, was darauf schließen lässt, dass ein Teil des im Wasser enthaltenen Eisens an Partikel sorbiert und als Oxide sowie Hydroxide vorliegt.

In Tab. 28 sind die Fe-Analysen der Komplettprobennahme zusammengefasst. Es ist leicht zu erkennen, dass die Wasserprobe des Sedimentationsteiches kein Eisen(II) enthält und somit der Fe_{ges}-Gehalt der Konzentration an Eisen(III) entspricht. Diese Verteilung der Eisenspezies im Teich beruht auf dem basischen pH-Wert des Wassers, welcher zur Oxidation von Eisen(II) zu Eisen(III) führt. An Probe Rö1/8 wurde photometrisch kein Eisen nachgewiesen. Mit Hilfe der AES wurde ein Fe-Gehalt von 0,03 mg/l analysiert. Das Eisen wird demnach im Boden festgelegt und somit aus dem Wasser entfernt.

Tab. 28: Eisen-Gehalte der Komplettprobennahme

Probenpunkt	Probenbezeichnung	Datum	Fe(II) unfiltriert [mg/l]	Fe(gesamt) unfiltriert [mg/l]	Fe (AES) filtriert [mg/l]
S2/8	Feuchtgebiet, Beobachtungsrohr	28.06.2001	0,43	1,41	0,07
P8/8	Feuchtgebiet, Pegel 8	28.06.2001	0,1	2,67	0,05
Rö1/8	Draineröhrchen vom Damm	28.06.2001	0	0	0,03
T1/8	Sedimentationsteich	28.06.2001	0	0,42	0,13

Die beiden Pegelproben des Feuchtgebiets weisen höhere Fe-Konzentrationen als die anderen Feuchtgebietsproben auf. Der Boden des Feuchtgebiets ist, wie in Kapitel 5.1.1 näher erläutert, ein Stagnogley mit eisenreduzierende und –oxidierende Horizonten. Durch anaerobe

Bedingungen im Boden können Fe-III-Oxide reduziert werden und somit Fe^{2+} -Komplexe entstehen (DVWK 110, 1996). Dies erklärt die Fe(II)-Konzentrationen der Proben. Des weiteren wurden in den mit AES bestimmten filtrierten Proben niedrige Fe-Gehalte von 0,05 bzw. 0,07 mg/l gemessen. Der überwiegende Teil liegt demzufolge an Partikeln sorbiert oder als Fe-Oxide und -Hydroxide vor.

Die photometrisch bestimmten Fe-Konzentrationen liegen im Feuchtgebiet mit wenigen Ausnahmen unterhalb des von der Trinkwasserverordnung vorgeschriebenen Grenzwertes. Im Wasser des Wiesenbaches sowie in den Pegeln des Feuchtgebietes sind die Fe-Gehalte leicht erhöht. Die Gehalte des Hauptschachtes überschreiten den Grenzwert extrem.

In den mit AES bestimmten filtrierten Wasserproben liegen mit Ausnahme des Hauptschachtes alle Fe-Konzentrationen unterhalb des zulässigen Grenzwertes von 0,2 mg/l.

Lithium (Li)

Lithium ist ein seltenes Element. Beim Ionenaustausch wird es verhältnismäßig schwach gebunden. Das bedeutet, dass es nach der Freisetzung durch Verwitterung hauptsächlich in Lösung bleibt (MATTHESS, 1994). Nach DVWK 117 (1998) wird Lithium an organischem Material allerdings besser gebunden als Natrium und Kalium.

Im Flusswasser können nach WEDEPOHL (1978) Li-Konzentrationen von 0,1 bis 400 µg/l mit einem Mittelwert von 23 µg/l auftreten (DVWK 117, 1998). Im Grundwasser betragen die Konzentrationen meist zwischen 0,001 und 0,5 mg/l. Weder von der Trinkwasserverordnung noch einer anderen Empfehlung werden Li-Grenzwerte angegeben.

In Abb. 49 sind die Ergebnisse der Analyse dargestellt. Die Li-Gehalte innerhalb des Feuchtgebietes unterscheiden sich nur geringfügig. Während der Zufluss des Feuchtgebietes Werte von 9,1 bis 14,3 µg/l aufweist, liegen die Li-Gehalte im Abfluss des Feuchtgebietes 0,5 bis 2,2 µg/l niedriger. Eine mögliche Festlegung von einem Teil des in der wässrigen Lösung vorhandenen Lithiums ist demnach nicht auszuschließen.

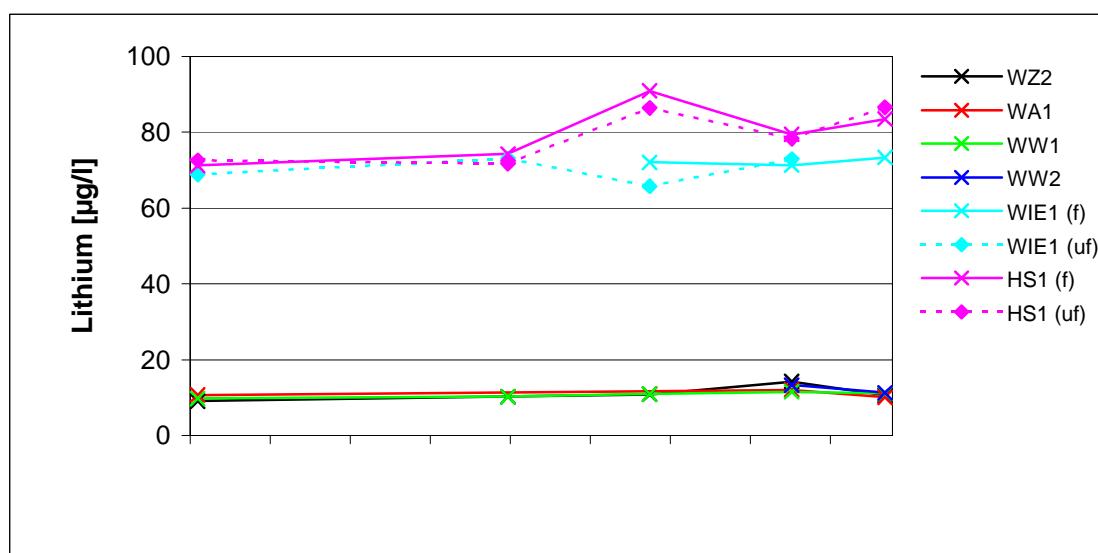


Abb. 49: Zeitlicher Verlauf der Li-Gehalte der Wasserproben

An den Wasserproben des Hauptschachtes und des Wiesenbachs wurden sowohl unfiltrierte als auch filtrierte Proben untersucht. Es fällt auf, dass bei beiden Probenahmepunkten in den filtrierten Proben teilweise höhere Li-Gehalte gemessen wurden als in den unfiltrierten. Die Li-Konzentrationen der unfiltrierten Hauptschacht-Proben liegen bei 71,7 bis 86,6 µg/l, die der filtrierten bei 71,2 bis 90,9 µg/l. An den unfiltrierten Proben des Wiesenbachs wurden 65,7 bis 73,3 µg/l Li, an den filtrierten Proben 65,7 bis 72,9 µg/l Li gemessen.

Die Wasserproben der Komplettprobenahme weisen folgende Li-Konzentrationen auf:

Tab. 29: Lithium- Gehalte der KomplettProbenahme

Probenpunkt	Probenbezeichnung	Datum	Li [µg/l]
S2/8	Feuchtgebiet, Beobachtungsrohr S2	28.06.2001	nn
P8/8	Feuchtgebiet, Pegel 8	28.06.2001	nn
Rö1/8	Draineröhrchen vom Damm	28.06.2001	79
T1/8	Sedimentationsteich	28.06.2001	72

Die beiden Proben des Feuchtgebietes weisen Li-Gehalte unterhalb der Bestimmungsgrenze von 10 µg/l auf. Die Gehalte des Teiches sowie des Draineröhrchens liegen im selben Konzentrationsbereich wie die Hauptschacht- und Wiesenbachproben.

Silber (Ag)

Silber ist ein geochemisch seltenes Element. Es besitzt eine geringe Löslichkeit in Wasser (MATTHESS, 1994). Der von der Trinkwasserverordnung (1990) vorgeschriebene Grenzwert liegt bei 10 µg/l.

Die an allen Wasserproben bestimmten Ag-Konzentrationen, mit Ausnahme der in Tharandt analysierten Probenahme 3, liegen unterhalb der Bestimmungsgrenze von 1 µg/l und liegen somit unterhalb des von der Trinkwasserverordnung vorgeschriebenen Grenzwertes.

Strontium (Sr)

Inaktives Strontium begleitet Calcium in kleinen Mengen (HÜTTER, 1990). Es wird an der Oberfläche von Tonmineralen und Huminstoffen gebunden, kann allerdings von anderen Metallen wie z.B Calcium und Magnesium sehr leicht verdrängt werden (DVK 117, 1998). Die Sr-Gehalte im Grundwasser liegen nach MATTHESS (1998) in der Größenordnung von 0,01 bis 1,0 mg/l. Grenzwerte für Sr-Konzentrationen sind weder in der Trinkwasserverordnung der Bundesrepublik Deutschland noch in den Trinkwasserrichtlinie der EU festgelegt.

In Abb. 50 sind die gemessenen Sr-Konzentrationen der beprobten Wässer dargestellt. Es ist erkennbar, dass sich die Sr-Gehalte der einzelnen Probenahmepunkte des Feuchtgebietes mit

Ausnahme der Probenahme 7 vom 27.06.2001 nur geringfügig unterscheiden. Die im Feuchtgebiet gemessenen Sr-Konzentrationen betragen 207 bis 235 µg/l.

An den unfiltrierten Proben des Wiesenbachs wurden mit Ausnahme der Proben WIE1/6 und WIE1/7 höhere Sr-Gehalte als an den filtrierten Proben gemessen.

Am Hauptschacht weisen die unfiltrierten Proben mit Ausnahme der Probe HS1/4 (06.12.2000) höhere Sr-Gehalte als die filtrierten Proben auf. Es ist also nicht auszuschließen, dass ein Teil des Strontiums gebunden vorliegt.

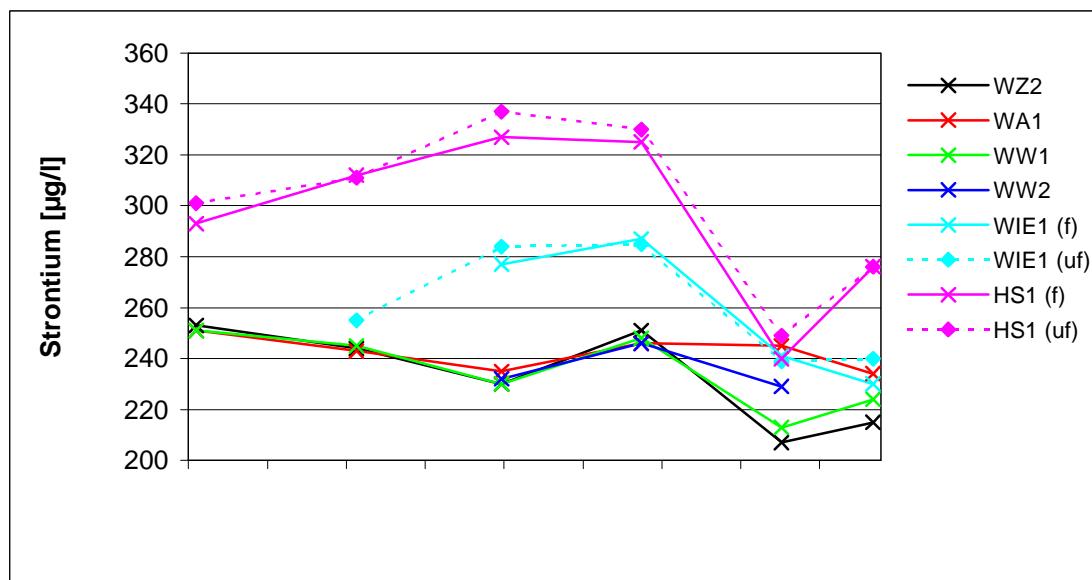


Abb. 50: Zeitlicher Verlauf der Strontium- Gehalte der Wasserproben

Die Sr-Konzentrationen der Komplettprobenahme sind in Tab. 30 dargestellt.

Tab. 30: Strontium- Gehalte der Komplettprobenahme

Probenpunkt	Probenbezeichnung	Datum	Sr [µg/l]
S2/8	Feuchtgebiet, Beobachtungsrohr S2	28.06.2001	279
P8/8	Feuchtgebiet, Pegel 8	28.06.2001	210
Rö1/8	Draineröhrchen vom Damm	28.06.2001	273
T1/8	Sedimentationsteich	28.06.2001	225

Barium (Ba)

Barium ist i.d.R. als Spurenelement mit Konzentrationen <0,1 mg/l im Wasser vorhanden. Es wird durch Tonminerale, Hydroxide und organisches Material sorbiert. In Flüssen liegen die Ba-Gehalte bei wenigen µg/l bis ca. 200 µg/l (DwWK 117, 1998). In der Trinkwasserverordnung (1990) ist ein Grenzwert von 1,0 mg/l Ba festgelegt.

Mit Ausnahme der zwei Proben WW1/7 und WW2/7 weisen die Wasserproben der einzelnen Probenahmepunkte nur sehr geringe Konzentrationsunterschiede auf. Die Ba-Gehalte betragen 4,4 bis 48,2 µg/l.

Die Proben des Wiesenbachs weisen mit Ausnahme eines extrem hohen Peaks bei der unfiltrierten Probe WIE1/7 ($115 \mu\text{g/l}$) Werte von 7,0 bis $28,8 \mu\text{g/l}$ in den unfiltrierten und 11,5 bis $27,6 \mu\text{g/l}$ in den filtrierten Proben auf. Eine Sorption durch Partikel ist aufgrund der höheren Konzentrationen der unfiltrierten Proben nicht auszuschließen.

An den Wasserproben des Hauptschachtes wurden Ba-Konzentrationen von 14,0 bis $41,7 \mu\text{g/l}$ in den unfiltrierten und 13,7 bis $39,3 \mu\text{g/l}$ in den filtrierten Proben gemessen. Auch hier ist eine Sorption von Barium nicht auszuschließen.

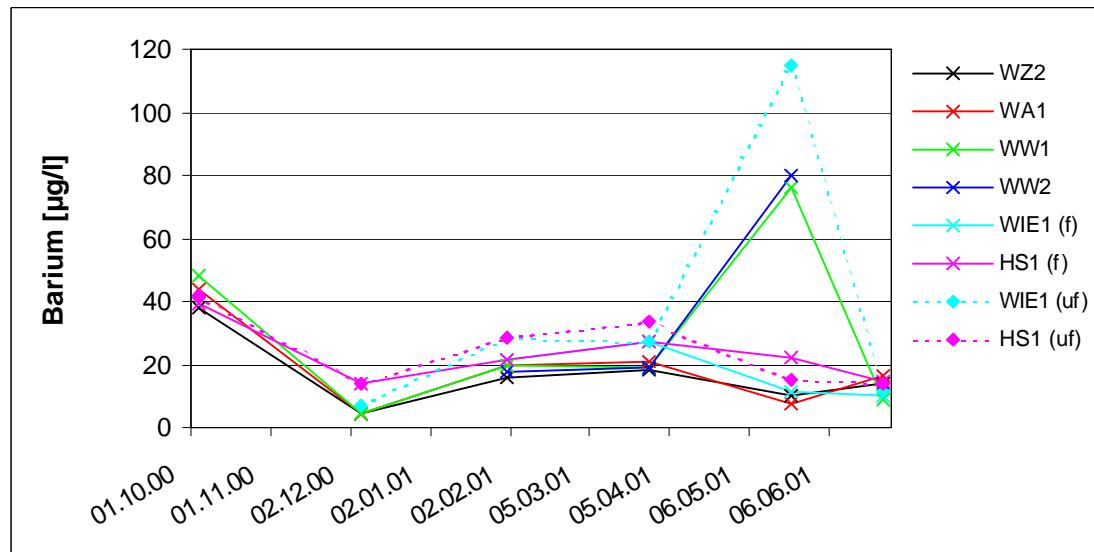


Abb. 51: Zeitlicher Verlauf der Ba-Gehalte der Wasserproben

Die Teichprobe weist einen Ba-Gehalt von $9,1 \mu\text{g/l}$ auf. An der Wasserprobe Rö1/8 wurde ein Wert von $23,9 \mu\text{g/l}$ gemessen. Der Ba-Gehalt dieser Wasserprobe wird dadurch beeinflusst, dass im Boden festgelegtes Barium durch das Sickerwasser gelöst und abgeführt wird. Die beiden dem Feuchtgebiet entnommenen Pegelproben weisen Ba-Konzentrationen von $11,4 \mu\text{g/l}$ (S2/8) bzw. $8,5 \mu\text{g/l}$ (P8/8) auf.

Keine der analysierten Wasserproben überschreitet den von der Trinkwasserverordnung festgelegten Grenzwert.

Mangan (Mn)

Mangan ist in Oberflächenwässern nur in sehr geringer Konzentration vorhanden, da Mn(II)- und Mn(IV)-Verbindungen eine geringe Löslichkeit besitzen. In den meisten Grundwässern ist es ebenfalls nur in Spuren nachweisbar. Selbst im reduzierten Milieu sind selten Mn-Gehalte über 1 mg/l zu finden (DVK 117, 1998).

Die Löslichkeit von Mangan wird durch den Eh- und pH-Wert sowie durch den Gehalt an organischer Substanz bestimmt. Bei einem pH-Wert ≤ 7 ist Mn^{2+} das vorherrschende Ion. Mit einem pH-Wert-Anstieg erfolgen Oxidation und Fällung in Form von Oxiden und Hydroxi-

den. Von der Trinkwasserverordnung (2001) wird eine Mn-Konzentration von 0,05 mg/l als Grenzwert vorgeschrieben.

In Abb. 52 sind die Mn-Konzentrationen aller Wasserproben dargestellt. An den Wasserproben des Feuchtgebietes ist sichtbar, dass die Konzentrationen des Zuflusses etwas höher liegen als die des Abflusses. Die Mn-Gehalte des Zuflusses liegen mit Ausnahme eines sehr hohen Peaks von 275,0 µg/l bei 0,5 bis 19,0 µg/l. An den Wasserproben des Abflusses wurden mit Ausnahme der unfiltrierten Probe WA1/4 Werte von 1,5 bis 11,9 µg/l Mn gemessen. Die Mn-Konzentrationen innerhalb des Feuchtgebietes liegen deutlich höher. Bei dem Probenahmepunkt WW2 schwanken die Mn-Gehalte mit Ausnahme eines Peaks von 419 µg/l zwischen 58,3 und 124,0 µg/l. Die Konzentrationen des Punktes WW2 liegen bei 31,3 und 82,9 µg/l.

Die Wasserproben des Wiesenbachs weisen höhere Werte als die des Feuchtgebietes auf. An den unfiltrierten Proben wurden Mn-Konzentrationen von 330,0 bis 794,0 µg/l gemessen. Die filtrierten Proben des Wiesenbachs weisen mit Werten von 224,0 bis 689,0 µg/l niedrigere Mn-Gehalte auf. Das lässt darauf schließen, dass ein Teil des Mangans nicht in Lösung vorliegt und somit in filtrierten Proben niedrigere Werte gemessen werden.

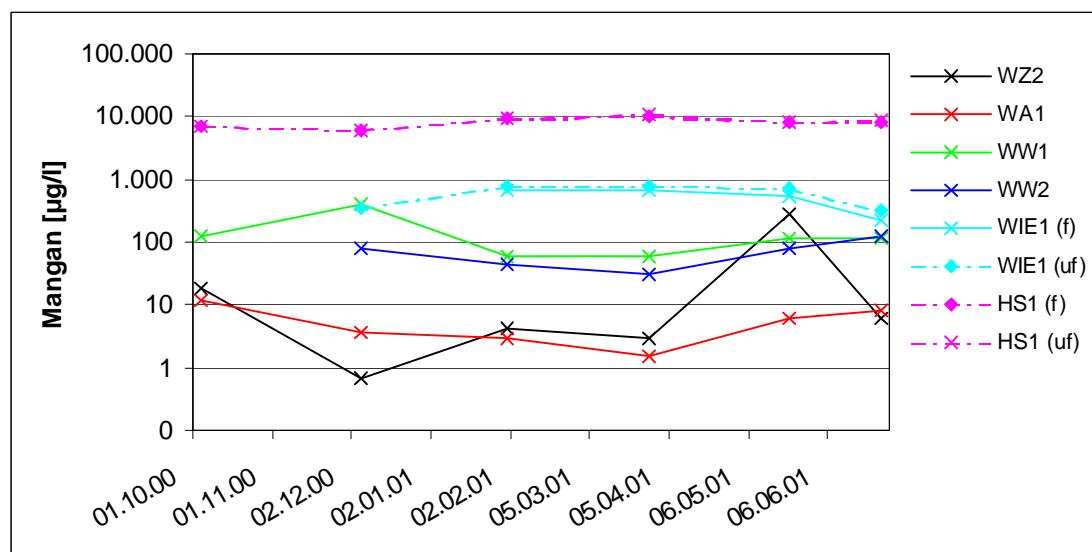


Abb. 52: Zeitlicher Verlauf der Mangan- Gehalte der Wasserproben

Die höchsten Mn-Konzentrationen wurden an den Wasserproben des Hauptschachtes gemessen. Da das Wasser des Hauptschachtes saures Grubenwasser ist, sind die hohen Mn-Gehalte nicht ungewöhnlich. Zwischen unfiltrierten und filtrierten Proben treten kaum Konzentrationsunterschiede auf, was darauf hinweist, dass das im Wasser vorkommende Mangan fast ausschließlich in Lösung vorliegt. Die Gehalte liegen zwischen 5,9 und 11,0 mg/l.

Die an den Proben der Komplettrobenahme gemessenen Mn-Konzentrationen sind in Tab. 31 dargestellt.

Tab. 31: Mn-Gehalte der Komplettprobenahme

Probenpunkt	Probenbezeichnung	Datum	Mn [µg/l]
S2/8	Feuchtgebiet, Beobachtungsrohr S2	28.06.2001	247
P8/8	Feuchtgebiet, Pegel 8	28.06.2001	16,5
Rö1/8	Draineröhrchen vom Damm	28.06.2001	46,8
T1/8	Sedimentationsteich	28.06.2001	288

Es ist erkennbar, dass die Mn-Konzentration des Teichs mit 288 µg/l deutlich höher ist als die des Drainageröhrchens mit 46,8 µg/l. Die Ursache hierfür ist die Festlegung und Ausfällung von Mangan im Boden.

Die dem Feuchtgebiet entnommenen Pegelproben weisen wie in Tab. 31 ersichtlich erhebliche Unterschiede auf. Der Mn-Gehalt der Probe S2/8 liegt 15fach so hoch wie der Gehalt der Probe P8/8 (16,5 µg/l).

Die Wasserproben des Feuchtgebietes (WW1, WW2), des Wiesenbachs sowie des Hauptschaches weisen alle Mn-Konzentrationen auf, die den von der Trinkwasserverordnung festgelegten Grenzwert deutlich überschreiten.

Lanthanoide

Im Rahmen dieser Arbeit wurden an allen Wasserproben auch die Lanthanoide Lanthan (La), Cer (Ce), Praseodym (Pr), Neodym (Nd), Samarium (Sm), Gadolinium (Gd), Dysprosium (Dy) sowie Yttrium (Y) analysiert.

Die Lanthanoide gehören zur Gruppe der seltenen Erden. Über diese Stoffe ist wenig bekannt. Einige Lanthanoide bilden schwer lösliche Verbindungen (BLIEFERT, 1997).

Cer ist das am häufigsten vorkommende Lanthanoid. MATTHESS (1994) gibt an, dass Cer in aquatischen Systemen relativ unbeweglich ist, da seine Phosphate und Hydroxide eine geringe Löslichkeit aufweisen und an Untergrund-Materialien adsorbiert werden. Ein Transport von Cer kann auch in Form von Ionen, Karbonat-Komplexen und eventuell organischen Komplexen oder Kolloiden erfolgen (MATTHESS, 1994).

TRICCA et al. (1999) analysierten an Wässern von Flüssen der Vogesen und der Rheinebene und Grundwasser unter anderem REE's. Bei der Probenahme wurden diese Wässer über einen 0,45 µm Filter filtriert. Die Analysen zeigten, dass unterschiedliche physiko-chemische Parameter die LREE-Anreicherung in den Flüssen der Vogesen, welche niedrigere pH-Werte aufweisen als die Rhein-Flüsse, und den Flüssen der Rheinebene steuern. Des weiteren wurde festgestellt, dass die Flüsse der Rheinebene und des Grundwassers eine durch den pH-Wert gesteuerte REE-Anreicherung aufweisen, welche der der Hauptflüsse der Erde ähnelt. Ein zusätzlicher Parameter, der die HREE/LREE-Fraktionierung steuert, ist die DOC (Dissolved Organic Carbon)-Konzentration in der Lösung.

An den Wasserproben des Feuchtgebietes konnte nur Lanthan nachgewiesen werden. Außerdem wurde im Zufluss des Feuchtgebietes das Element Nd analysiert. Alle anderen oben be-

reits erwähnten Lanthanoide liegen unterhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenze von 0,1 bzw. 1,0 µg/l (Ce).

In Anlage 7/5 befinden sich die La-Gehalte des Feuchtgebietes. Mit Ausnahme der Probe WZ2/4 (06.12.2000) liegen alle ermittelten Werte unterhalb von 1,0 µg/l. Da die La-Gehalte zweier Probenahmen unterhalb der Bestimmungsgrenze liegen, gestaltet sich die Analyse des zeitlichen Verlaufs schwierig. Am Zufluss des Feuchtgebietes wurden mit Ausnahme der Probenahme vom 22.05.2001 die höchsten La-Konzentrationen gemessen. Sie liegen bei 0,5 bis 1,3 µg/l. Der Abfluss des Feuchtgebietes weist mit ≤0,2 µg/l die niedrigsten Werte auf. Innerhalb des Feuchtgebietes liegen die La-Konzentrationen bei 0,4 bis 0,81 µg/l (WW1) bzw. bei <0,1 bis 0,9 µg/l (WW2). Eine Korrelation zwischen physiko-chemischen Parametern und den La-Gehalten konnte nicht festgestellt werden.

Im Feuchtgebietszufluss wurde außerdem Nd-Konzentrationen gemessen, die über der Bestimmungsgrenze von 0,1 µg/l lagen. Die Werte liegen bei <0,1 bis 0,52 µg/l.

Die La-Werte des Feuchtgebietes liegen bei <0,1 bis 0,6 µg/l in den unfiltrierten und bei <0,1 bis 0,3 µg/l in den filtrierten Proben. Es ist demnach nicht auszuschließen, dass ein Teil des Lanthans an Partikeln sorbiert ist. Des Weiteren wurde in einigen unfiltrierten Proben die Elemente Ce, Pr und Nd nachgewiesen. In den filtrierten Proben lagen die Gehalte dieser Elemente unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,1 bzw. 1,0 µg/l. Die Elemente Sm, Gd und Dy konnten an keiner der Wiesenbachproben nachgewiesen werden, d.h. die Konzentrationen liegen unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,1 µg/l.

Im Wasser des Hauptschachtes wurden die oben bereits erwähnten Lanthanoide alle nachgewiesen, wobei die Elemente La und Ce die höchsten Konzentrationen aufweisen. Zwischen allen unfiltrierten und filtrierten Proben ist ein deutlicher Konzentrationsunterschied erkennbar, der darauf schließen lässt, dass ein Teil der im Wasser befindlichen Lanthanoide an Partikeln sorbiert ist.

Die La-Konzentrationen der unfiltrierten Proben liegen bei 6,3 bis 12,3 µg/l, die der filtrierten Proben bei 0,5 bis 5,2 µg/l. Die Ce-Gehalte liegen mit Werten von 10,7 bis 18,9 µg/l in den unfiltrierten Proben höher als der La-Gehalt. In den filtrierten Proben sind die Ce-Gehalte mit Werten von 0,1 bis 4,7 µg/l niedriger als die La-Gehalte.

Die Elemente Pr, Sm, Gd und Dy sind in geringerer Konzentration im Wasser des Hauptschachtes vorhanden. Des Weiteren weisen die filtrierten Wasserproben z.T. Gehalte auf, die unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,1 µg/l liegen. Das Element Sm konnte in den filtrierten Proben nicht nachgewiesen werden. In den unfiltrierten Proben sind die Konzentrationen der vier Elemente etwa 7 bis 10 mal höher als in den filtrierten Proben.

In Tab. 32 sind die Y-Gehalte des Hauptschachtes dargestellt. An den Wasserproben HS1/5 und HS1/6 wurde dieses Element nicht bestimmt. In der filtrierten Probe HS1/8 lag die Konzentration unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,1 µg/l. Auch hier besitzen die unfiltrierten Proben deutlich höhere Werte als die filtrierten Proben.

Tab. 32: Yttrium- Gehalte des Hauptschachts

Probe P-Nummer	Datum	Y [µg/l] unfiltriert	Y [µg/l] 0,2 µm
HS1/3	04.10.2000	9,7	1,2
HS1/4	06.12.2000	10,4	4
HS1/5	01.02.2001	nb	nb
HS1/6	28.03.2001	nb	nb
HS1/7	22.05.2001	11,3	5,9
HS1/8	27.06.2001	9,7	nn

Molybdän (Mo)

Molybdän wird an Fe-, Al- und Mn-Oxiden sorbiert und kann mit diesen zusammen ausgefällt werden (DVWK117, 1998). Im Grundwasser betragen die Mo-Konzentrationen im allgemeinen wenige µg/l (MATTHESS, 1994). Nach WEDEPOHL kann für Oberflächenwasser ein mittlerer Wert von 0,5 µg/l angesetzt werden (DVWK 117, 1998). In der Trinkwasserverordnung sind keine Grenzwerte festgesetzt.

Molybdän wurde an allen Wasserproben bestimmt. Allerdings lagen die Konzentrationen bis auf wenige Ausnahmen unterhalb der Bestimmungsgrenze von 1,0 µg/l. An der Probe HS1/5 wurde in der unfiltrierten Probe ein Gehalt von 1,65 µg/l und in der filtrierten Probe 1,54 µg/l Molybdän gemessen.

Zinn (Sn)

Zinn wurde an den Wasserproben ebenfalls bestimmt. Allerdings lagen die Konzentrationen aller Wasserproben unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,1 mg/l, 1,0 mg/l, 2,0 mg/l bzw. 10,0 mg/l, so dass auf nähere Ausführungen verzichtet wird.

6 Interpretation der Messergebnisse, Schlussfolgerungen

6.1 Bodenanalysen

Der Boden ist ein wichtiges Bindeglied bei der Betrachtung der vertikalen Elementmigration. Durch den Boden werden Prozesse wie Ionenaustausch und –adsorption beeinflusst. Das Niederschlagswasser sowie Haldenwasser und Sickerwasser aus den höher gelegenen Dämmen der Absetzdeiche gelangen in das Feuchtgebiet und somit in dessen Boden. Ein Teil dieser Wässer wird als Sickerwasser bzw. mit dem Sickerwasser in die Tiefe geführt. Demzufolge wird auch ein Teil der im Wasser gelösten Elemente aus dem Boden in darunter liegende Schichten transportiert oder aber im Boden festgelegt. Wie groß diese Mengen sind, hängt unter anderem vom Rückhaltevermögen des Bodens gegenüber Metallen, aber auch von der Sickerwassermenge oder der Verweilzeit des Wassers im Boden ab.

Der Boden des Feuchtgebietes ist sehr tonig und besteht zu einem großen Anteil aus Dreischichtmineralen. Aufgrund der sehr schwachen bis schwachen Durchlässigkeit des Bodens kann das Wasser nur sehr langsam in den Boden sickern, weshalb die Verweildauer des Sickerwasser im Boden sehr hoch ist. Demzufolge kommt es zu langen Reaktionszeiten zwischen Wasser und Boden innerhalb des Feuchtgebietes.

Die Metallkonzentrationen des Bodens sind zum Teil stark erhöht. Nach BLUME (1992) sind im Gebiet des Harzes im Bereich von Vererzungen und Lagerstätten erhöhte Gehalte an Cadmium, Kupfer, Nickel, Blei, Zink und eventuell Cr zu erwarten. In einigen Bodenhorizonten wurden erhöhte Konzentrationen an Arsen, Cadmium, Kupfer, Eisen, Mangan, Nickel sowie Blei festgestellt. Dabei heben sich besonders die Horizonte B7/2, B7/5 und B8/3 sowie der unterhalb des Oberbodenhorizontes folgende Horizont B4/1, B5/1, B7/1 und B8/1 hervor. Eine Sorption von Arsen, Cadmium, Kupfer, Nickel und Blei erfolgt vermutlich hauptsächlich durch die im Boden und verstärkt in den genannten Horizonten vorhandenen Fe- und Mn-Verbindungen. Eisen und Mangan selbst werden durch die im Boden des Feuchtgebietes stattfindende Redoximorphose als Oxide ausgefällt. Mangan kann außerdem an Fe-Oxide gebunden werden.

Eine Abhängigkeit der Schwermetalle von der Korngröße, die sich darin ausdrückt, dass ein Horizont mit hohem Tongehalt gleichzeitig hohe Schwermetallgehalte aufweist, konnte nicht festgestellt werden. Als Beispiel sei hier der Horizont B4/1 genannt, der zwar den höchsten Tongehalte aller Horizonte, jedoch nicht die höchsten Schwermetallgehalte aufweist. Allerdings muss darauf hingewiesen werden, dass von der Korngröße nicht direkt auf den Mineralbestand geschlossen werden kann. So kann Quarz z.B. auch in der Fraktion <2µm enthalten sein.

Innerhalb des Feuchtgebietes wurden zwei Pegelwasserproben entnommen, um die Schwermetallgehalte dieser Proben mit denen der Oberflächenwasserproben zu vergleichen. Nach GEYER (2001) fungiert die Zersatzzzone sowie die Bereiche mit erhöhtem Kiesanteil als Grundwasserleiter. Es ist daher sehr wahrscheinlich, dass die bis in die Zersatzzzone reichen-

den Pegel Grundwasser enthalten und diese Wasserproben demnach Grundwasserproben sind. Sickerwasserproben innerhalb des Feuchtgebietes wurden nicht entnommen. Daher kann über den Metallaustausch aus dem Boden durch Sickerwasser keine Aussage getroffen werden. Es ist allerdings zu bemerken, dass die Fe-, Cu-, Mn-, Ni- und Zn-Konzentrationen der Pegel etwas höher sind als die der dem Feuchtgebiet entnommenen Oberflächenwasserproben und daher ein geringerer Austausch der genannten Metalle aus dem Boden in das Grundwasser nicht auszuschließen ist. Des Weiteren liegen die As- und Cd-Gehalte der Pegelproben ebenso wie die der Oberflächenwasserproben unterhalb der Bestimmungsgrenze. Daher lässt sich vermuten, dass im Untersuchungsgebiet trotz erhöhter As- sowie Cd-Gehalte im Boden der Austausch dieser Metalle als gering einzustufen ist. Aufgrund dieser Erkenntnisse, ist nicht auszuschließen, dass im Untersuchungsgebiet trotz z.T. erhöhter Metallgehalte im Boden der Metallaustausch aus dem Boden in das Grundwasser als gering einzustufen ist. Die Metalle liegen so fest gebunden im Boden vor, dass nur ein geringer Teil mit dem Sickerwasser weggeführt wird. Es ist wahrscheinlich, dass ein großer Teil der Schwermetalle sowie Arsen und Aluminium durch die im Boden enthaltenen Fe-Oxide sorbiert wird.

6.2 Wasseranalysen

Bei der Betrachtung der Elementgehalte der verschiedenen Wässer ist vor allem die Änderung der Elementgehalte des Wassers innerhalb des Feuchtgebietes von Bedeutung. Mit Hilfe der Wasseranalysen ist somit eine Charakterisierung der im Feuchtgebiet ablaufenden geochemischen Prozesse möglich.

Das Feuchtgebiet wird von Haldenwasser, Sickerwasser aus den Absetzbecken der aktiven Wasserreinigungsanlage sowie Niederschlagswasser gespeist. Nach GEYER (2001) befinden sich innerhalb des Feuchtgebietes zwei Zuflusszonen, die für den oberirdischen Abfluss erfasst wurden. Des Weiteren stellte GEYER (2001) fest, dass der hydraulische Gradient im unteren schmäler werdenden Bereich des Feuchtgebietes (Abb. 7) größer wird. In den unterirdischen Abfluss gelangt sehr wahrscheinlich Sickerwasser aus den Absetzbecken (GEYER, 2001).

Innerhalb des Feuchtgebietes weisen die Hauptionen der Wasserproben sehr geringe Konzentrationsunterschiede auf. Im Wasser des Wiesenbachs sind die Konzentrationen der Hauptionen in der Regel höher als im Feuchtgebiet. Eine Ausnahme bildet das Hauptkation Calcium und das Hauptanion Sulfat. Die Konzentrationen dieser Ionen sind im Wiesenbach geringer als im Wasser des Feuchtgebietes. Da Calcium in basischen Wässern z.B. als CaCO_3 ausfällt, befindet sich im Wasser des Wiesenbachs, welches basischere pH-Werte als das Wasser des Feuchtgebietes aufweist, eine geringere Konzentration an gelöstem Calcium.

Der Hauptschacht weist von allen Wässern die höchsten Ionen-Konzentrationen auf. Besonders hoch sind die Fe-Gehalte des Hauptschacht-Wassers. Des Weiteren fällt bei Betrachtung der Messwerte auf, dass die Ca-Gehalte des Hauptschachtes höher sind als die des Wiesenbachs jedoch geringer als die des Feuchtgebietes. Dies ist zurückzuführen auf die unterschied-

lichen pH-Werte der Wässer. Ein weiterer Grund ist die Zugabe von Kalkmilch (Ca(OH)_2) und eine damit verbundene Erhöhung der Ca-Konzentration. Die Na-Konzentrationen des Hauptschachtes sind geringer als die des Wiesenbachs und des Feuchtgebietes. Gleches gilt für die Cl-Konzentration des Hauptschacht-Wassers. Innerhalb des Feuchtgebietes weisen die Ionen-Konzentrationen mit Ausnahme des Anions Hydrogencarbonat nur geringfügige Unterschiede auf. Dabei sind die Gehalte der Ionen Calcium, Kalium, Eisen(III), Chlorid, Nitrat und Fluorit im Feuchtgebietszufluss höher als im Abfluss. Die Konzentrationen der Ionen Natrium, Sulfat sowie Hydrogencarbonat sind im Zufluss niedriger als im Abfluss. Innerhalb des Feuchtgebietes sind die Ionen-Konzentrationen des Wassers im allgemeinen kleiner oder gleich den Gehalten des Zuflusses.

In allen analysierten Wässern stellt Hydrogenkarbonat die Hauptkohlensäurespezies dar und die Pufferung gegenüber Säuren demnach hoch. Daher kann auch die bei der Fe-, Mn- und Al-Ausfällung entstehende Azidität innerhalb des Feuchtgebietes neutralisiert werden. Es wurde festgestellt, dass alle Hauptionen mit Ausnahme von Sulfat und Fluorit unterhalb der von der Trinkwasserverordnung festgelegten Grenzwerte liegen. Die SO_4^{2-} -Konzentrationen aller Wässer überschreiten den von der Trinkwasserverordnung festgelegten Grenzwert von 240 mg/l deutlich und liegen im Wiesenbach zwischen 285 und 348 mg/l, innerhalb des Feuchtgebietes zwischen 330 bis 380 mg/l und im Hauptschacht zwischen 390 bis 440 mg/l. Die erhöhten Sulfat-Konzentrationen im Hauptschacht sind die Folge der stattfindende Sulfidoxidation und der damit verbundene Freisetzung von Schwefelsäure. Innerhalb des Feuchtgebietes ist es denkbar, dass die erhöhten SO_4^{2-} -Gehalte zum einen durch die Verwitterung von schwefelhaltigen Gesteinen (Halden oberhalb des Feuchtgebietes) zum anderen durch den Abbau organischer Substanz auftreten. Die erhöhten Fluorit-Gehalte sind ebenfalls geogen bedingt.

Die Metallgehalte sind im Wasser des Hauptschachtes um ein Vielfaches höher als in den Wasserproben des Wiesenbachs sowie des Feuchtgebietes. Die Metalle Eisen, Mangan und Nickel sowie Aluminium und Arsen weisen im Hauptschacht Konzentrationen auf, die stark über den von der Trinkwasserverordnung vorgeschriebenen Grenzwerten liegen.

Zu einem sehr großen Teil werden die oben bereits erwähnten Elemente durch die Aufbereitung des Grubenwassers mittels einer aktiven Wassereinigungsanlage aus dem Wasser entfernt. Zu erkennen ist dies an den deutlich niedrigeren Elementkonzentrationen im Wasser des Sedimentationsteiches sowie des Wiesenbachs (Anlage 7/4). In den unfiltrierten Wasserproben des Wiesenbachs liegen die Fe-Konzentrationen etwa 15- bis 40-fach, die Mn-Konzentrationen etwa 10- bis 15-fach niedriger als in den Hauptschachtproben. Des Weiteren ist erkennbar, dass das Drainagewasser der Sedimentationsteiche veränderte Elementgehalte aufweist. Ein Teil der im Sickerwasser gelösten Elemente werden im Boden festgelegt. Dazu gehören Aluminium, Arsen, Eisen, Kobalt, Nickel sowie Mangan, deren Konzentrationen im Wasser des Drainageröhrchen geringer sind als im Wasser des Sedimentationsteiches. Im Gegensatz dazu werden die Elemente Barium, Lithium, Strontium und Zink mit dem Sickerwas-

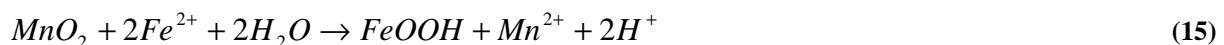
ser aus dem Boden entfernt. In den Pegeln des Feuchtgebietes sind die Konzentrationen von Eisen, Mangan und Nickel höher als die des Feuchtgebietwassers. Auch hier erfolgt ein Austrag der genannten Elemente mit dem Sickerwasser.

Die Metallgehalte des Wassers, welches dem Feuchtgebiet zufließt, sind sehr viel niedriger als die des Hauptschachtes und des Wiesenbachs. Ein Grund dafür, ist der Zufluss verschiedener Wässer (Niederschlagswasser, Sickerwasser, Haldewasser, Wasser des Wiesenbachs) zum Feuchtgebiet, durch welche eine Verdünnung und somit die Erniedrigung der Metallgehalte verursacht werden kann. Aber auch durch chemische und biologische Prozesse innerhalb des Feuchtgebietes, durch welche Elemente fixiert oder auch umgewandelt und ausgefällt werden, ändern sich die Elementkonzentrationen des Wassers. Von Bedeutung sind dabei vor allem Prozesse, die zur Entfernung von Eisen, Mangan, Aluminium und Arsen beitragen, da diese Elemente im Grubenwasser des Hauptschachtes stark erhöhte Konzentrationen aufweisen und mit Hilfe des aeroben Feuchtgebietes aus dem Wasser entfernt bzw. auf ein Minimum reduziert werden sollen. Das Feuchtgebiet ist ein oxidierendes Milieu, was durch die gemessenen Eh-Werte (>400 mV) bestätigt wurde. Aufgrund dieser Tatsache kann davon ausgegangen werden, dass innerhalb des Feuchtgebietes eine Oxidation von Eisen- und Mangan-Verbindungen stattfindet.



HEDIN (1994)

Einen weiteren Hinweis auf ausgefällte Eisenverbindungen geben die im Feuchtgebiet sichtbaren rotbraunen Sedimente. Anhand der photometrischen Fe-Bestimmung und der Mn-Bestimmung ist ebenfalls sichtbar, dass die Fe^{2+} - und Fe_{ges} -Gehalte sowie die Mn-Gehalte des Feuchtgebietszuflusses in der Regel höher sind als die des Abflusses und somit eine Ausfällung von Eisen und Mangan stattfindet. Des Weiteren ist anzunehmen, dass aufgrund der pH-Werte des dem Feuchtgebiet zulaufenden Wassers (pH 7-8) die abiotische Fe-Oxidation dominiert. Neben der Oxidation von Elementen kann bei Eh-Werten über 400 mV auch eine Reduktion von Mangan und Nitrat stattfinden. Nach HEDIN (1994) sind Mn-Oxide bei Anwesenheit von Fe^{2+} instabil und werden reduziert.



HEDIN (1994)

Aufgrund dieser stattfindenden Reaktionen fällt Mangan langsamer aus dem Wasser aus.

Die Ausfällung von Fe- und Mn-Oxiden innerhalb des Feuchtgebietes ist von besonderer Bedeutung, da sie die Mitfällung vieler Metalle wie z.B. Blei, Kupfer und Zink sowie Arsen und somit eine feste Bindung an ihrer Oberfläche bewirken. Aus Anlage 7/4 ist ersichtlich, dass die Arsen-Gehalte des Feuchtgebietszuflusses z.T. höher liegen als die des Abflusses und daher eine As-Entfernung aus dem Wasser stattfindet.

Die Al-Gehalte innerhalb des Feuchtgebietes sind im Zufluss um das 3- bis 9-fache höher als im Abfluss. Diese Konzentrationsänderungen weisen auf die Ausfällung von Aluminium hin.



HEDIN (1994)

Neben der Ausfällung von Eisen, Mangan und Aluminium als Hydroxide und Oxihydrate stellt die Sorption von Metallen an Tone, Huminstoffe und Kolloide eine weitere wichtige Bindungsform dar. Im Boden des Feuchtgebietes wurde eine Anreicherung von Eisen und Mangan in Form von Oxiden sowie Arsen festgestellt. Dies bestätigt, dass ein Teil dieser im Wasser gelösten Elemente im Boden fixiert werden. Ein Vergleich von unfiltrierten und filtrierten Wasserproben gibt Auskunft über die am Schweb gebunden Metall-Ionen. Allerdings wurden derartige Proben nur bei dem Wasser des Hauptschachtes sowie des Wiesenbachs genommen. Hier wurde festgestellt, dass im Hauptschacht die Elemente Aluminium, Arsen, Cadmium, Kupfer sowie Lanthanoide in unfiltrierten Proben in höheren Konzentrationen vorkommen. Im unfiltrierten Wasser des Wiesenbachs sind die Gehalte der Elemente Arsen, Kupfer, Nickel, Zink, Kobalt, Eisen und Mangan höher.

Ein weiterer Faktor bei der Entfernung von Schwermetallen aus dem Feuchtgebiet, ist der Pflanzenbewuchs. Dabei können verschiedene Pflanzen verschiedene Schadstoffe unterschiedlich stark anreichern. Allerdings wurden die Pflanzen im Rahmen dieser Arbeit nicht untersucht.

6.3 Schlussfolgerungen

Da die Ausfällung von Eisen und Mangan begrenzt wird durch die im Wasser vorhandene Konzentration an gelöstem Sauerstoff, ist es wichtig, dass Wasser ausreichend zu belüften. Daher sollte das Feuchtgebiet aus mehreren einzelnen Zellen aufgebaut sein, zwischen denen Höhenunterschiede bestehen. Des Weiteren wird durch diesen Aufbau die Fließgeschwindigkeit verringert und Erosionen vermieden. Durch die geringen Fließgeschwindigkeiten ist die Verweildauer des Wasser im Feuchtgebiet ausreichend groß, um eine vollständige Ausfällung der Metalle zu gewährleisten. Um Mangan als Oxid auszufällen, muss die Konzentration von Fe^{2+} -Ionen stark erniedrigt sein (Kapitel 6.2). Es ist daher sinnvoll, Mangan im hinteren Ablauf des Feuchtgebietes zu entfernen, da im Abfluss die Konzentration an Fe^{2+} -Ionen aufgrund

der vorher stattfindenden Fe-Oxidation sehr gering ist. Um Arsen aus dem Grubenwasser zu entfernen, ist eine Mitfällung bzw. Sorption bei der Ausfällung von Fe-, Mn- und Aluminium-Hydroxiden sowie Oxihydraten sinnvoll.

Da bei der Ausfällung von Eisen, Mangan und Aluminium H⁺-Ionen freigesetzt werden, ist eine ausreichende Konzentration an HCO₃⁻-Ionen im Wasser zur Neutralisation der Azidität notwendig. Die Neutralisation der Azidität erfolgt durch das Einbringen von Calcit und/oder organisches Material in das Feuchtgebiet. Gleichzeitig wird durch diese Neutralisationsreaktionen vermieden, dass die ausgefallenen Elemente wieder in Lösung gehen.

Die Pflanzen innerhalb des Feuchtgebiets bewirken eine Durchlüftung des Sedimentes und des Wassers, allerdings erfolgt die O₂-Zufuhr durch physikalische Prozesse schneller (Hedin, 1994). Es sollten sehr schnellwüchsige Pflanzen, die eine möglichst hohe Schadstoffmenge anreichern können, verwendet werden. Gut geeignet ist z.B. Schilfrohr.

7 Literaturverzeichnis

- AG BODEN** (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Auflage, Schweizerbart Stuttgart
- ALTERMANN, M.** (1995): Böden, Landnutzung, Natur- und Gewässerschutz im östlichen Harz. – Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, **77**: 155-206; Göttingen
- BARTELS, C. & LORENZ, E.** (1993): Die Grube Glasebach - ein Denkmal des Erz- und Fluoritbergbaus im Osthartz. – Der Anschnitt, **45** (4): 144-158; Bochum
- BLIEFERT, C.** (1997): Umweltchemie. 2. Auflage, Wiley-VCH Weinheim [u.a.]
- BLUME, H.-P.** (1990): Handbuch des Bodenschutzes. 2. Auflage, ecomed: 284-286; Landsberg/Lech
- BRÄUNIG, A** (1999): Anleitung zum Bodenkundlichen Praktikum I. unveröffentlicht
- DAHLGRÜN, F.** (1926): Geologische Karte von Preußen und benachbarten deutschen Ländern - Blatt Harzgerode Nr. 2454 (Maßstab 1:25 000). Preußische Geologische Landesanstalt
- DIN 18 130. TEIL1** (1998): Bestimmung des Durchlässigkeitsbeiwerts.
- DIN 19 683. TEIL2.** (1973): Physikalische Laboruntersuchungen. – Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung nach Vorbehandlung mit Natriumpyrophosphat.
- DIN 4022. TEIL1** (1987): Baugrund und Grundwasser – Benennen und Beschreiben von Böden und Fels.
- DIN 4023** (1984): Baugrund- und Wasserbohrungen – Zeichnerische Darstellung.
- DIN ISO 10 390.** (1997): Bodenbeschaffenheit - Bestimmung des pH-Wertes.
- DIN ISO 10 694.** (1996): Bodenbeschaffenheit - Bestimmung von organischem Kohlenstoff und Gesamtkohlenstoff nach trockener Verbrennung (Elementaranalyse).
- DMT-GESELLSCHAFT FÜR FORSCHUNG UND PRÜFUNG MBH** (2000): Hydraulische und hydrochemische Situation BW Straßberg. Unveröffentlicht
- DWK-MERKBLATT 212** (1988): Filtereigenschaften des Bodens gegenüber Schadstoffen.
- DWK-REGEL 128** (1993): Entnahme und Untersuchungsumfang von Grundwasserproben. Parey Hamburg
- DWK-SCHRIFTEN 110** (1996): Hydrogeochemische Stoffsysteme Teil1. Kommissionsvertrieb Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH Bonn
- DWK-SCHRIFTEN 117** (1998): Hydrogeochemische Stoffsysteme Teil1. Kommissionsvertrieb Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH Bonn
- FACHGRUPPE WASSERCHEMIE IN DER GESELLSCHAFT DEUTSCHE CHEMIKER (1981):** Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung – Physikalische, chemische und bakteriologische Verfahren: D8 Die Berechnung des gelösten Kohlendioxid. Weinheim

- FRANZKE, H. J. & ZERJADTKE, W.** (1999): Übersicht über die Bildung der hydrothermalen Gänge des östlichen Harzes – ein Fortschrittsbericht. Der Aufschluss (Sonderband zur VFMG-Sommertagung): 39-63; Heidelberg
- GEOLOGISCHES LANDESAMT SACHSEN-ANHALT** (1995): Übersichtskarte der Böden von Sachsen-Anhalt 1:400 000. 1. Auflage, Halle/S.
- GEYER, T.** (2000): unveröffentlichte Diplomkartierung, Friedrich-Schiller-Universität Jena
- HEDIN, R.S. et al.** (1994): Passive Treatment of Coal Mine Drainage.- U.S. Bureau of Mines, Information Circular 9389, Washington
- HELMS, W.** (1995): Sauerwasser im Erzbergbau – Entstehung, Vermeidung und Behandlung. – Bergbau, 46 (2): 65-71
- HINTERMAIER-ERHARD, G.** (1997): Wörterbuch der Bodenkunde. Ferdinand Enke Verlag Stuttgart
- HÖLL, K.** (1986): Wasser. de Gruyter Berlin [u.a.]
- HÖLTING, B.** (1996): Hydrogeologie. 5. Auflage, Ferdinand Enke Verlag Stuttgart
- HÜTTER, L.** (1990): Wasser und Wasseruntersuchung. 4. Auflage, Salle & Sauerländer Frankfurt am Main Aarau
- JORDAN, H. & WEDER, H.-J.** (1995): Hydrogeologie – Grundlagen und Methoden. 2. Auflage, Ferdinand Enke Verlag Stuttgart
- KAUBISCH, M.** (1986): Zur indirekten Ermittlung hydrogeologischer Kennwerte von Kippenkomplexen, dargestellt am Beispiel des Braunkohlenbergbaus. Unveröffentlichte Dissertation, TU Bergakademie Freiberg
- KÖLLE, W.** (2001): Wasseranalysen – richtig beurteilt. Wiley-VCH Weinheim [u.a.]
- KUNTZE, H. et al.** (1994) : Bodenkunde. 5. Auflage, Verlag Eugen Ulmer Stuttgart
- LAGA** (1994): Mitteilung der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA), Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen - Technische Regeln. Erich Schmidt Verlag
- LANGGUTH, H.-R. & VOIGT, R.** (1980): Hydrogeologische Methoden. Springer-Verlag Berlin [u.a.]
- MATTHESS, G.** (1994): Die Beschaffenheit des Grundwassers. 3. Auflage, Gebrüder Borntraeger Berlin Stuttgart
- MUNSELL COLOR,** (1992): Munsell soil color charts. Macbeth Div. of Kollmorgen Instruments Corporation Newsburgh, NY
- NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG** (2002): Böden in Niedersachsen – Abschnitt 6.6: Bodenregion des Mittelgebirges (Harz). [<http://www.bgr.de/N2/TEXT/BODNDS/NLFBOOK/HTML/nds_main.htm>](http://www.bgr.de/N2/TEXT/BODNDS/NLFBOOK/HTML/nds_main.htm).
- PRINZ, H.** (1997): Abriss der Ingenieurgeologie. 3. Auflage: S.81, Ferdinand Enke Verlag Stuttgart

- RABITZSCH, K.** (1964): Die tektonische Situation im Bereich des Straßberg-Neudorfer Gangzuges westlich Straßberg (Harz). - Hallesches Jahrbuch für Mitteldeutsche Erdgeschichte, 6: 25-32, 2 Abb.; Halle
- ROWELL, D.L.** (1997): Bodenkunde. Springer-Verlag Berlin [u.a.]
- RÜDIGER, E.** (2001): mündliche Auskünfte
- SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P** (1998): Lehrbuch der Bodenkunde. 14. Auflage, Ferdinand Enke Verlag Stuttgart
- SCHLICHTING, E. et al.** (1995): Bodenkundliches Praktikum. Blackwell-Wissenschafts-Verlag Berlin [u.a.]
- SCHWAB, M** (1999): Beiträge zur Mineralogie und Geologie von Sachsen-Anhalt. – Der Aufschluss (Sonderband zur VFMG-Sommertagung): 1-38; Heidelberg
- TRICCA, A. et al.** (1999): Rare earth elements and Sr and Nd isotopic compositions of dissolved and suspended loads from small river systems in the Vosges mountains (France), the River Rhine and groundwater. – Chemical Geology, 160: 139-158; Amsterdam [u.a.]
- TRINKWV** (1990): Verordnung über Trinkwasser und Wasser für Lebensmittelbetriebe (Trinkwasserverordnung – TrinkwV) vom 5. Dezember 1990. - BGB1. I; Berlin
- TRINKWV** (2001): Verordnung zur Novellierung der Trinkwasserverordnung (Trinkwasserverordnung – TrinkwV) vom 28. Mai 2001. - BGB1. I; Berlin
- WINKLER, C.** (1998): unveröffentlichte Diplomarbeit, Institut für Geologie der TU Bergakademie Freiberg
- WINKLER, C.** (2001): mündliche Auskünfte
- WOLKERSDORFER, CH. & YOUNGER, P. L.** (2002): Passive Grubenwasserreinigung als alternative zu aktiven Systemen. - Grundwasser, 7 (2): 67-77, 7 Abb., 2 Tab.; Heidelberg.

8 Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Darstellung des zu charakterisierenden Stoffkreislaufes.	7
Abb. 2: Geographische Lage des Untersuchungsgebietes (Koordinaten: Gauss-Krüger).	8
Abb. 3: Geologische Übersichtskarte aus PREUSSISCHE GEOLOGISCHE LANDESANSTALT, Blatt Harzgerode Nr. 2454; bearbeitet von DAHLGRÜN, 1926.	9
Abb. 4: Lagerstättenreviere des Harzes: Nr.3 Biwender Gangstruktur (aus FRANZKE & ZERJADTKE, 1999).	10
Abb. 5: Ausschnitt aus der Übersichtskarte der Böden von Sachsen-Anhalt (GEOLOGISCHES LANDESAMT SACHSEN-ANHALT, 1995).	12
Abb. 6: Übersicht über die Lage der Schachtanlagen (aus RABITZSCH, 1964).	14
Abb. 7: Lage der Probennahmepunkte.	17
Abb. 8: Versuchsanordnung der KÖHN-Pipettierung.	21
Abb. 9: Bestückte Triaxialzelle.	23
Abb. 10: Sedimentationsteich mit Probennahmepunkten.	26
Abb. 11: Probennahmepunkt WIE1.	27
Abb. 12: Blick von Südwesten auf das Feuchtgebiet mit Probennahmepunkt S2/8.	28
Abb. 13: Photographische Dokumentation der Bohrung 4.	32
Abb. 14: Diffraktogramm der Probe 5/1 (Fraktion <63 µm).	34
Abb. 15: Vertikaler Verlauf des Boden-pH (CaCl ₂).	37
Abb. 16: Vertikale Verteilung der N-Gehalte.	40
Abb. 17: Vertikale Verteilung der S-Gehalte.	41
Abb. 18: Abhängigkeit des Durchlässigkeitsbeiwertes von der Korngrößenverteilung nach KRAPP (aus PRINZ, 1997).	48
Abb. 19: Säurelöslicher Anteil an Al in Abhängigkeit von der Tiefe.	52
Abb. 20: Säurelöslicher Anteil an As in Abhängigkeit von der Tiefe.	53
Abb. 21: Säurelöslicher Anteil an Cd in Abhängigkeit von der Tiefe.	54
Abb. 22: Zn/Cd-Verhältnis aller Bodenhorizonte.	55
Abb. 23: Säurelöslicher Anteil an Cr in Abhängigkeit von der Tiefe.	56
Abb. 24: Säurelöslicher Anteil an Zn in Abhängigkeit von der Tiefe.	57
Abb. 25: Säurelöslicher Anteil an Co in Abhängigkeit von der Tiefe.	57
Abb. 26: Säurelöslicher Anteil an Mn in Abhängigkeit von der Tiefe.	58
Abb. 27: Säurelöslicher Anteil an Pb in Abhängigkeit von der Tiefe.	60
Abb. 28: Säurelöslicher Anteil an Ni in Abhängigkeit von der Tiefe.	61
Abb. 29: Säurelöslicher Anteil an Cu in Abhängigkeit von der Tiefe	62

Abb. 30: Säurelöslicher Anteil an Fe in Abhängigkeit von der Tiefe.....	63
Abb. 31: Zeitlicher Verlauf des pH-Wertes der Wasserproben.....	64
Abb. 32: pH-Wert der Wasserproben der Komplettprobenahme (27.06.01)	66
Abb. 33: Zeitlicher Verlauf der Temperatur der Wasserproben.....	67
Abb. 34: Temperatur der Wasserproben der Komplettprobenahme (27.06.01)	67
Abb. 35: Zeitlicher Verlauf der Leitfähigkeit der Wasserproben.....	69
Abb. 36: Leitfähigkeit der Wasserproben der Komplettprobenahme (27.06.01)	69
Abb. 37: Zeitlicher Verlauf der Sauerstoffgehalte der Wasserproben	71
Abb. 38: Zeitlicher Verlauf des Redoxpotential der Wasserproben	73
Abb. 39: Redoxpotential der Wasserproben der Komplettprobenahme (27.06.01)	74
Abb. 40: Nach DEV D8 berechnete Kohlensäure-Spezies.....	77
Abb. 41: Zeitlicher Verlauf der Al-Gehalte der Wasserproben.....	85
Abb. 42: Zeitlicher Verlauf der As-Gehalte des Hauptschachtes sowie des Wiesenbachs.....	86
Abb. 43: Zeitlicher Verlauf der Cu-Gehalte der Wasserproben	88
Abb. 44: Zeitlicher Verlauf der Ni-Gehalte der Wasserproben.....	89
Abb. 45: Zeitlicher Verlauf der Zn-Gehalte aller Wasserproben	91
Abb. 46: Zeitlicher Verlauf der Co-Gehalte des Wiesenbachs und des Hauptschachtes.....	92
Abb. 47: Zeitlicher Verlauf der Eisen(Gesamt)- und Eisen(II)- Gehalte der Wasserproben ...	94
Abb. 48: Zeitlicher Verlauf der mit AES bestimmten Fe-Gehalte der Wasserproben.....	95
Abb. 49: Zeitlicher Verlauf der Li-Gehalte der Wasserproben	97
Abb. 50: Zeitlicher Verlauf der Strontium- Gehalte der Wasserproben	98
Abb. 51: Zeitlicher Verlauf der Ba-Gehalte der Wasserproben	99
Abb. 52: Zeitlicher Verlauf der Mangan- Gehalte der Wasserproben	100

9 Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Mittlere Gehalte in mg/kg einiger ausgewählter Schwermetalle und Halbmetalle in Grauwacken (aus BLUME, 1992), tonigen Gesteinen und Böden (aus KUNTZE, 1994)....	14
Tab. 2: Ursachen, die z.T. erhöhte Schwermetallgehalte erwarten lassen (aus BLUME, 1992).	14
.....	
Tab. 3: Probenbezeichnung sowie Entnahmetiefe in m uGOK.	18
Tab. 4: Bestimmungsgrenzen in mg/kg und Analysemethoden.	26
Tab. 5: Vor-Ort-Parameter.....	28
Tab. 6: Bestimmungsgrenzen Ionenchromatographie. Mengenangaben in mg/L (VOLKE 2000).....	29
Tab. 7: Bestimmungsgrenzen ICP-MS. Mengenangaben in µg/L.	30
Tab. 8: Bestimmungsgrenzen ICP-AES und ICP-AES. Mengenangaben in µg/L.	30
Tab. 9: Untersuchungsergebnisse der Röntgenanalyse in Massen-%.....	34
Tab. 10: Ermittelter Boden-pH; n.b.=nicht bestimmt.	36
Tab. 11: Einstufung der Böden nach dem pH-Wert, gemessen in 0,01 M CaCl ₂	37
Tab. 12: Gehalte an TC, TOC und TIC in Massen-%. nn: nicht nachweisbar (< 0,025); nb: nicht bestimmt.....	39
.....	
Tab. 13: Korngrößenverteilung des Grobbodens in Masse-%; Teufe in m uGOK.....	42
Tab. 14: Korngrößenverteilung des Feinbodens in Masse-%; Teufe in m uGOK.....	43
Tab. 15: Ermittelte Bodenarten des Feinbodens.	44
Tab. 16: Ungleichförmigkeitsgrad. d ₁₀ und d ₆₀ in µm, U=[d ₆₀ /d ₁₀], n.b.=Bestimmung nicht möglich.	45
Tab. 17: Durchlässigkeitsbeiwert (aus DIN 18130, Teil 1); K in m/s.	46
Tab. 18: Ton-, Schluff- Gehalte und sich daraus ergebende Pelitgehalte (Σ U+T) in Masse-%.	49
.....	
Tab. 19: Aus der Körngrößenverteilung und experimentell ermittelte k _f -Werte in m/s.....	50
Tab. 20: Häufig auftretende Metallgehalte, Extremwerte und Grenzwerte von Böden. Mengenangaben in mg/kg; Ø: Durchschnitt.....	51
.....	
Tab. 21: Leitfähigkeiten verschiedener Wässer.....	68
Tab. 22: Sauerstoffgehalte der untersuchten Proben.....	70
Tab. 23: Sauerstoffgehalte der untersuchten Proben der Komplettprobenahme (27.06.2001)	72
Tab. 24: Eh- Korrekturwerte.....	72
Tab. 25: Reihenfolge der einsetzenden Redoxprozesse (HÖLTING 1996).....	73
Tab. 26: Nach DEV D8 berechnete Kohlensäure- Spezies	76

Tab. 27: Übersicht der oberhalb der Bestimmungsgrenze liegenden Blei- Gehalte	90
Tab. 28: Eisen-Gehalte der Komplettprobenahme.....	95
Tab. 29: Lithium- Gehalte der KomplettProbenahme.....	97
Tab. 30: Strontium- Gehalte der Komplettprobenahme	98
Tab. 31: Mn-Gehalte der Komplettprobenahme	101
Tab. 32: Yttrium- Gehalte des Hauptschachts.....	103

10 Abkürzungsverzeichnis

Ah-Horizont	A-Horizont mit bis zu 30 MASSEN-% akkumulierter Humus
A-Horizont	Mineralischer Oberbodenhorizont mit Akkumulation organischer Substanz
Ap-Horizont	A-Horizont, durch regelmäßige Bodenbearbeitung geprägt
C-Horizont	Mineralischer Untergrundhorizont
CNS	Kohlenstoff, Stickstoff, Schwefel
Cv-Horizont	C-Horizont, angewittert bis verwittert
Eh-Wert	Redoxpotential einer Lösung (mV)
fG	Feinkies
fS	Feinsand
fU	Feinschluff
gG	Grobkies
G-Horizont	grundwasserbeeinflusste Unterbodenhorizont
gS	Grobsand
gU	Grobschluff
Höhe über HN	Höhenabgabe bezogen auf Kronstädter Pegel (m)
HREE	High Rare Earth Elements
ICP	Induktiv gekoppeltes Plasma
ICP-AAS	Atomabsorptionsspektrometrie mit ICP
ICP-AES	Atomemissionsspektrometrie mit ICP
ICP-MS	Massenspektrometrie mit ICP
k _f -Wert	Durchlässigkeitsteilwert
LDS	low density sludge
LREE	Light Rare Earth Elements
lutto	lufttrocken
MASSEN-%	Masseprozent
mG	Mittelkies
mS	Mittelsand
mU	Mittelschluff
m-Wert	Azidität
nb	Nicht bestimmt
nn	Nicht nachgewiesen
O-Horizont	Organischer Horizont
p-Wert	Alkalinität
Re	REYNOLDS-Zahl
REE	Rare Earth Elements – Seltene Erden Elemente
Sd-Horizont	S-Horizont, wasserstauend
S-Horizont	Unterbodenhorizont mit Stauwassereinfluss
Sw-Horizont	S-Horizont, wasserleitend
T	Ton
uGOK	Tiefe unter Geländeoberkante (m)

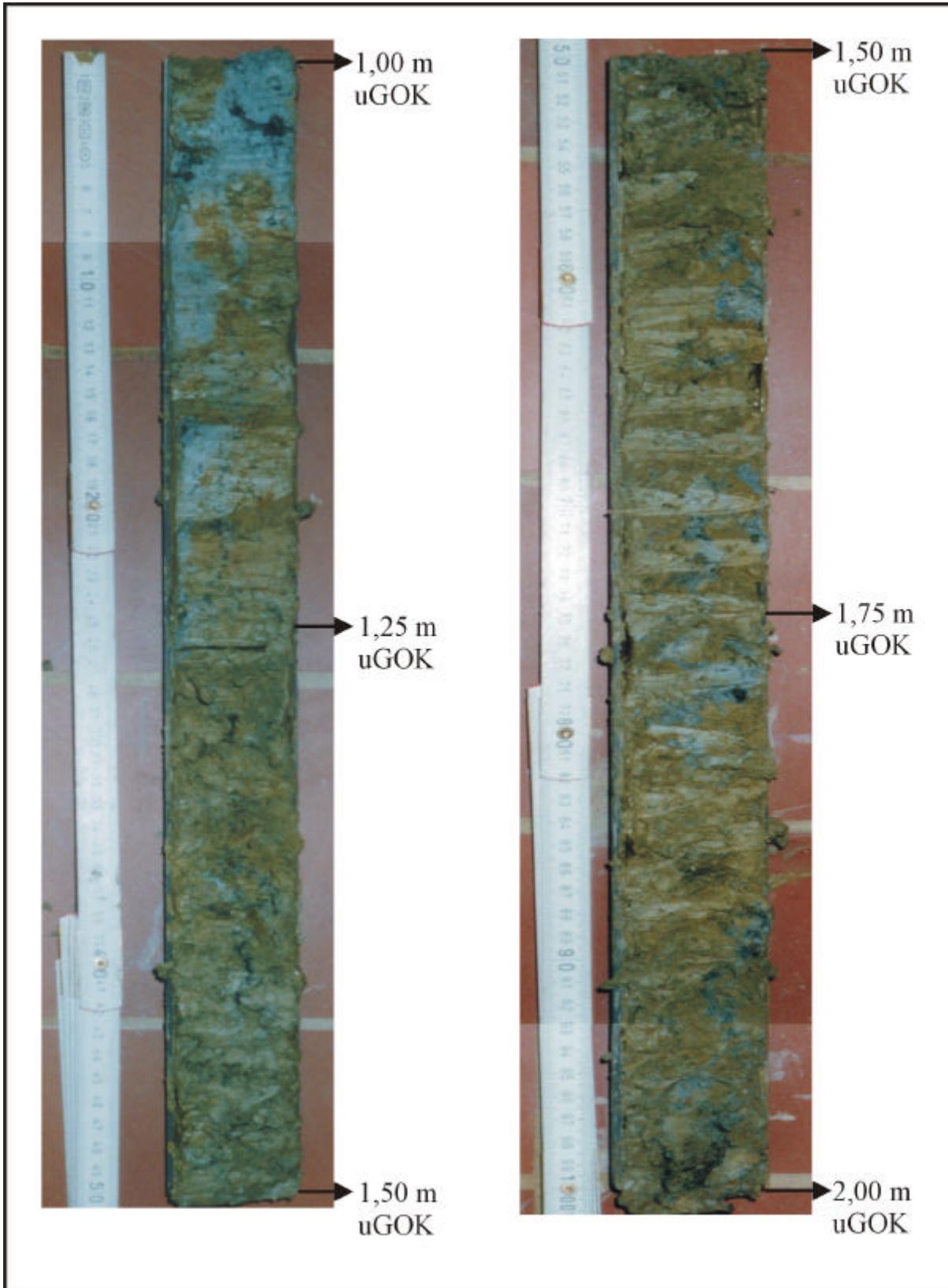
Anlagen

Anlagen

Anlage 1
Dokumentation der Bohrprofile

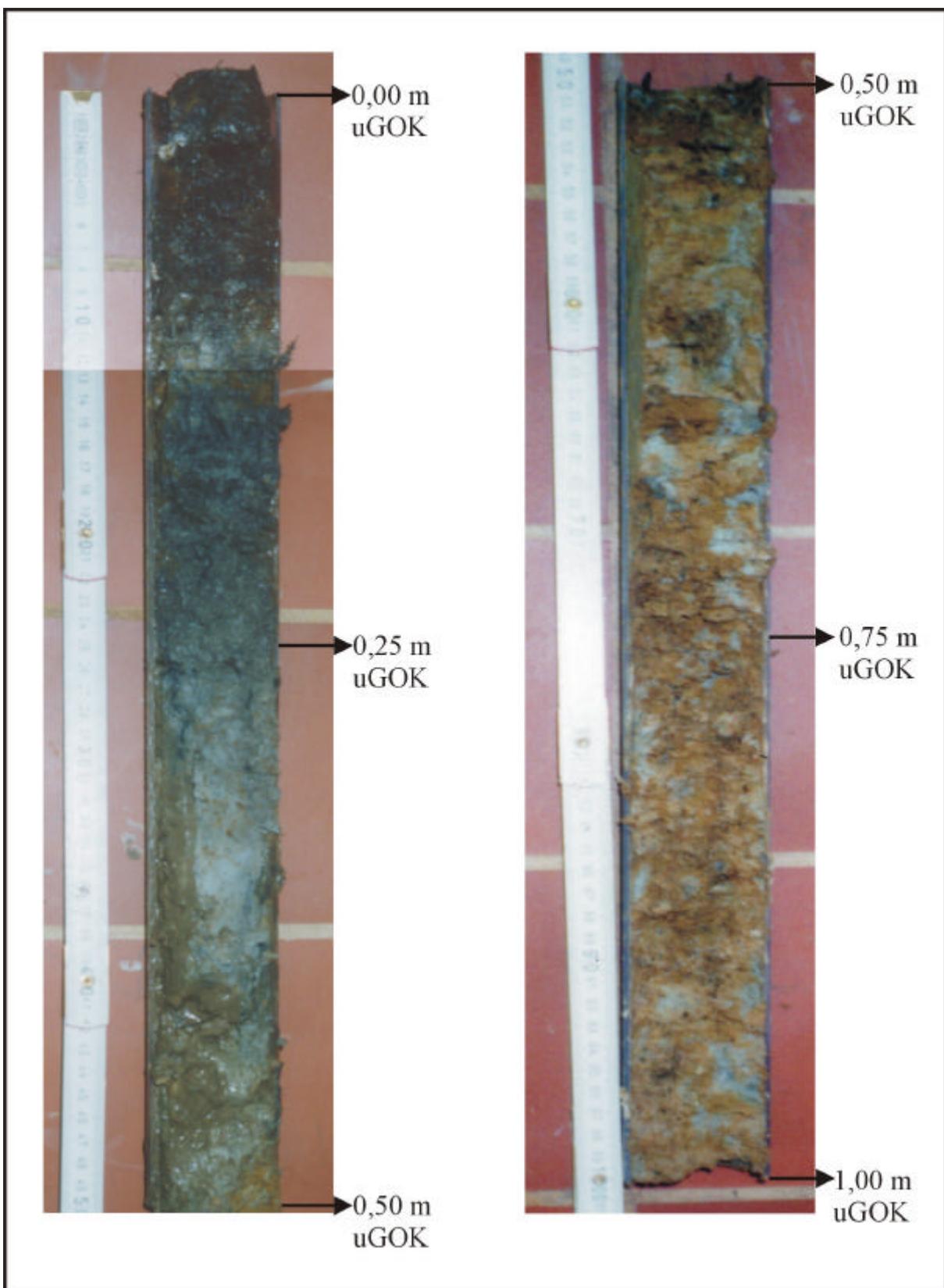
Anlage 1/2: Photographische Dokumentation der Bohrungen

Bohrung B5, Teufe 1,00 bis 2,00 m uGOK



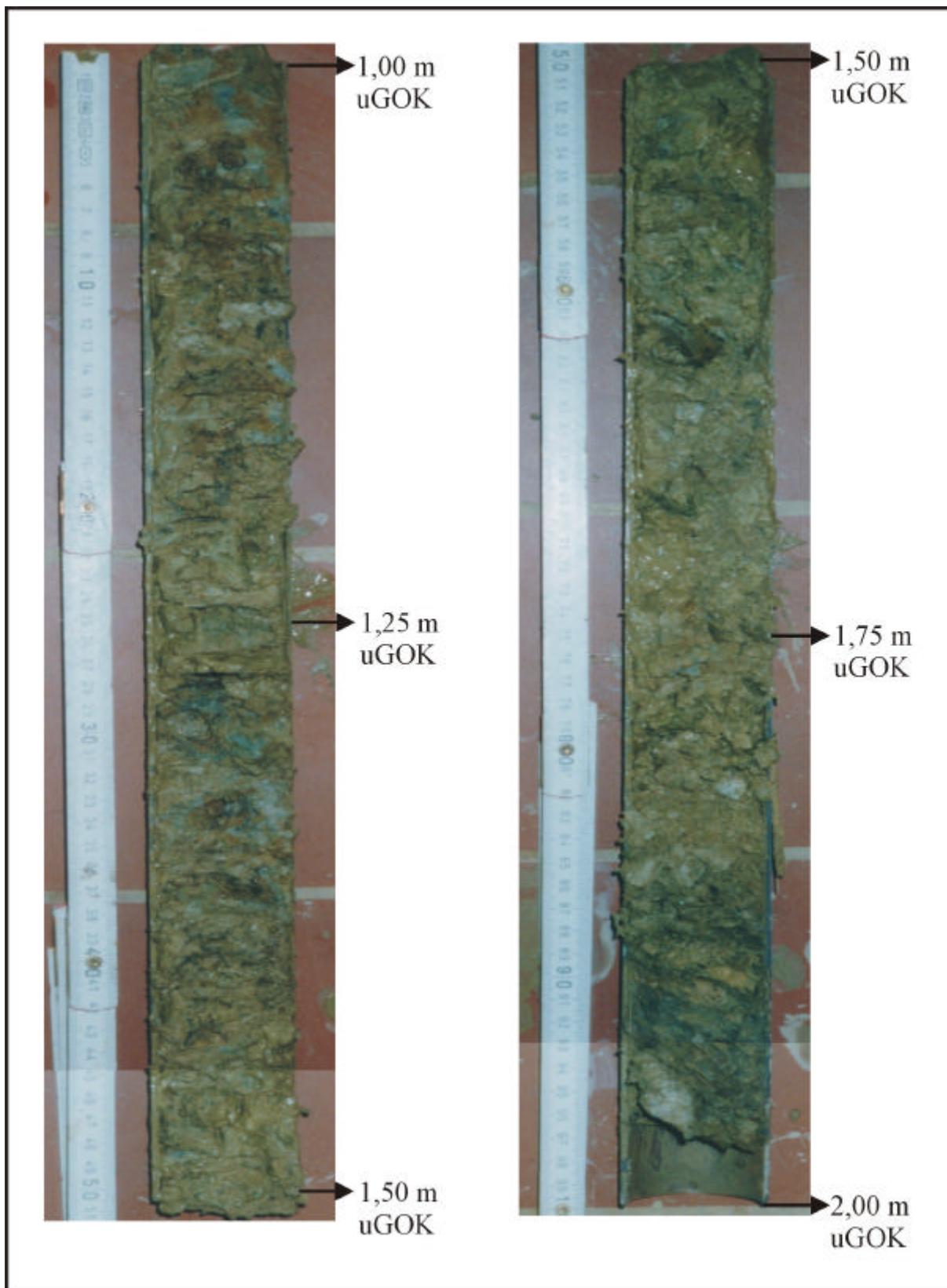
Anlagen

Bohrung B7, Teufe 0,00 bis 1,00 m uGOK



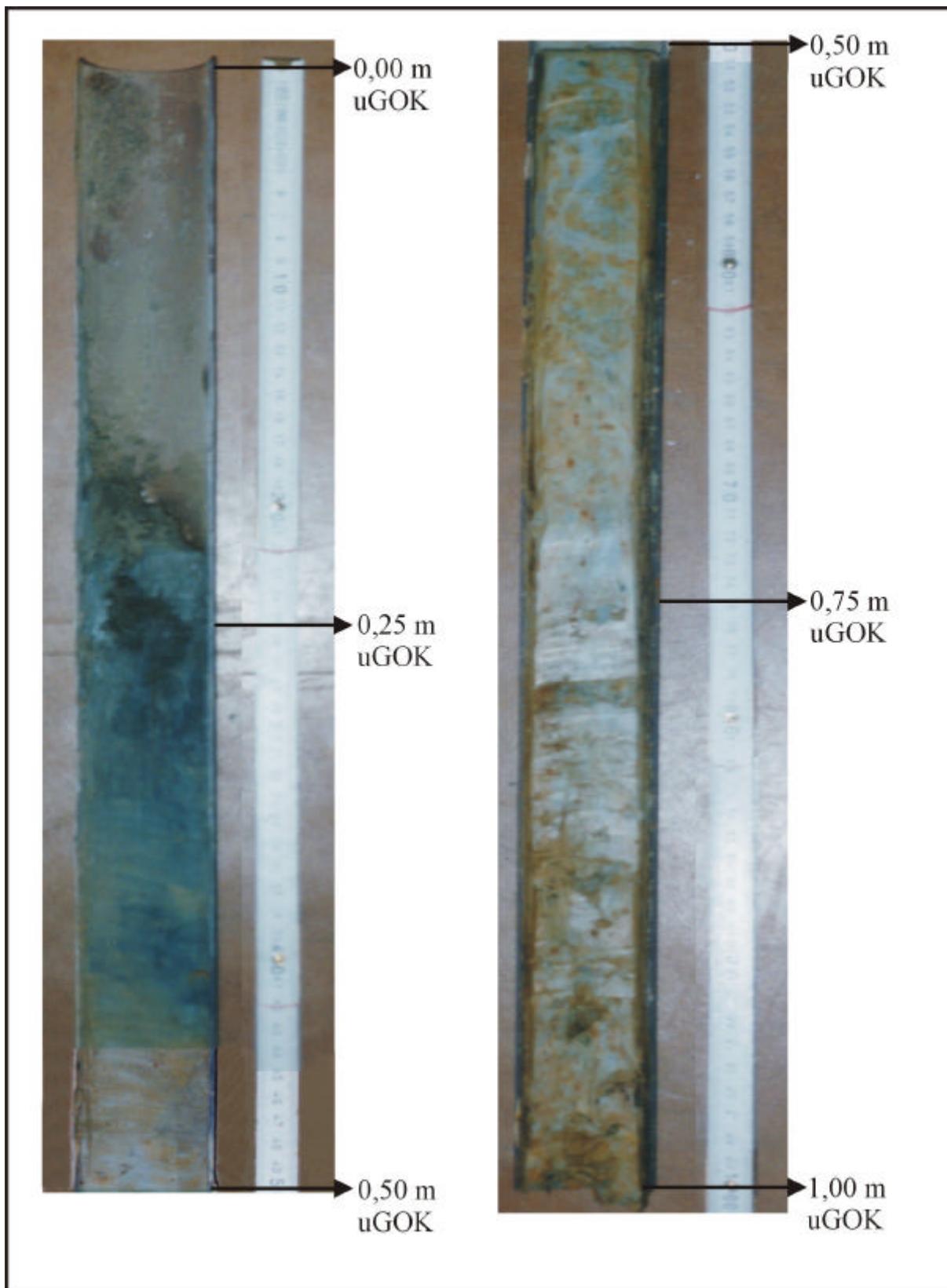
Anlagen

Bohrung B7, Teufe 1,00 bis 2,00 m uGOK



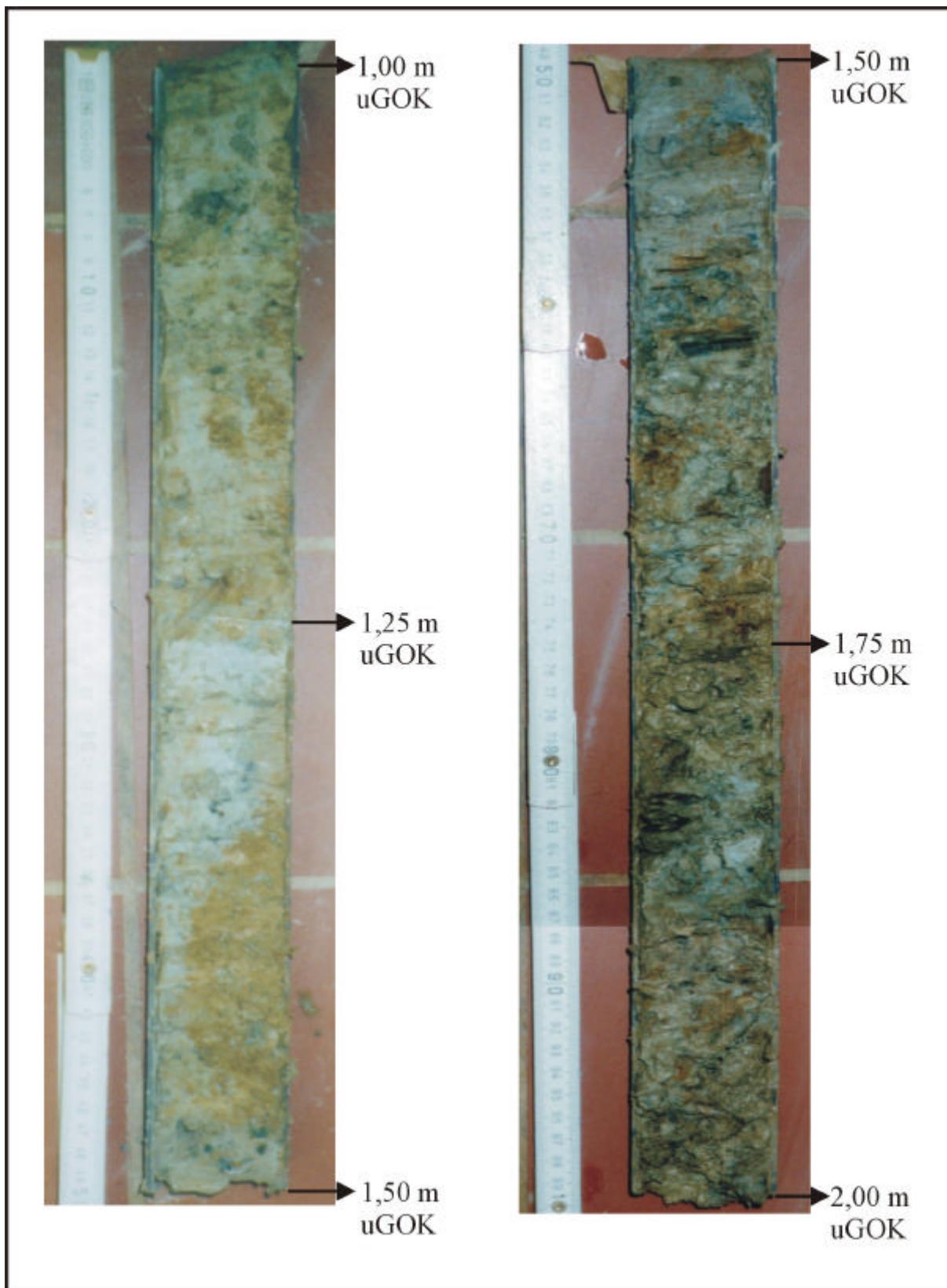
Anlagen

Bohrung B8, Teufe 0,00 bis 1,00 m uGOK



Anlagen

Bohrung B8, Teufe 1,00 bis 2,00 m uGOK



Anlage 2
Kohlenstoff, Stickstoff, Schwefel

Anlagen

Anlage 2/1: Tabelle der Messwerte der CNS-Messung

Bohrpunkt	Probe	Stickstoff	Kohlenstoff	Schwefel
		[Massen-%]	[MASSEN-%]	[MASSEN-%]
Bohrung 4	4/1	0,378	3,410	0,197
	4/2	0,140	0,847	0,033
	4/2	0,142	0,874	0,031
	4/2 _{mittel}	0,141	0,861	0,032
	4/3	0,084	0,332	0,033
Bohrung 5	5a/1	0,314	3,090	0,107
	5a/2	0,119	0,732	0,037
	5a/2	0,117	0,722	0,032
	5a/2 _{mittel}	0,118	0,727	0,035
	5a/3	0,090	0,315	0,028
	5a/4	0,152	0,211	0,035
Bohrung 7	7/1	0,302	3,510	0,322
	7/2	0,225	1,840	0,055
	7/3	0,110	0,793	0,040
	7/3	0,110	0,801	0,037
	7/3 _{mittel}	0,110	0,797	0,039
	7/4	0,065	0,147	nn
	7/5	0,182	0,244	0,025
	7/6	0,196	0,272	0,025
Bohrung 8	8/1	0,282	2,630	0,143
	8/2a	0,101	0,706	0,026
	8/2b	0,058	0,217	0,025
	8/3	0,098	0,200	0,025
Best.-Gr.		nn < 0,025		

Anlagen

Anlage 2/2: Tabelle der Messwerte der C_{org}-Gehalte

Bohrpunkt	Probe	Einwaage E	Auswaage A	Faktor	C _{org}	C _{org} korr
		[g]	[g]	E/A	[MASSEN- %]	[MASSEN- %]
Bohrung 4	4/1	2,61960	2,15052	0,82093	3,410	2,799
	4/2	3,72810	3,17450	0,85151	0,817	0,696
	4/2	3,72810	3,17450	0,85151	0,827	0,704
	4/2 _{mittel}				0,822	0,700
	4/3	3,12870	2,91270	0,93096	0,307	0,286
Bohrung 5a	5a/1	2,35210	1,80171	0,76600	3,220	2,467
	5a/2	2,72270	2,31910	0,85176	0,593	0,505
	5a/2	2,72270	2,31910	0,85176	0,604	0,514
	5a/2 _{mittel}				0,599	0,510
	5/3	2,60486	2,26097	0,86798	0,301	0,261
	5/4	2,21404	2,05120	0,92645	0,217	0,201
Bohrung 7	7/1	2,48110	1,68750	0,68014	3,740	2,544
	7/2	3,14030	2,48810	0,79231	1,740	1,379
	7/3	3,18870	2,73000	0,85615	0,672	0,575
	7/3	3,18870	2,73000	0,85615	0,663	0,568
	7/3 _{mittel}				0,668	0,571
	7/4	3,13670	2,88330	0,91921	nn	nn
	7/5	3,17480	2,89890	0,91310	0,233	0,213
	7/6	3,06640	2,85800	0,93204	0,241	0,225
Bohrung 8	8/1	2,78850	2,35920	0,84605	2,830	2,394
	8/2a	3,28190	2,99606	0,91290	0,649	0,592
	8/2b	3,70080	3,41514	0,92281	0,178	0,164
	8/3	2,95970	2,56500	0,86664	0,189	0,164
Best.-Gr.					nn < 0,025	

Anlagen

Anlage 2/3: Graphische Darstellung des TC, TOC und TIC

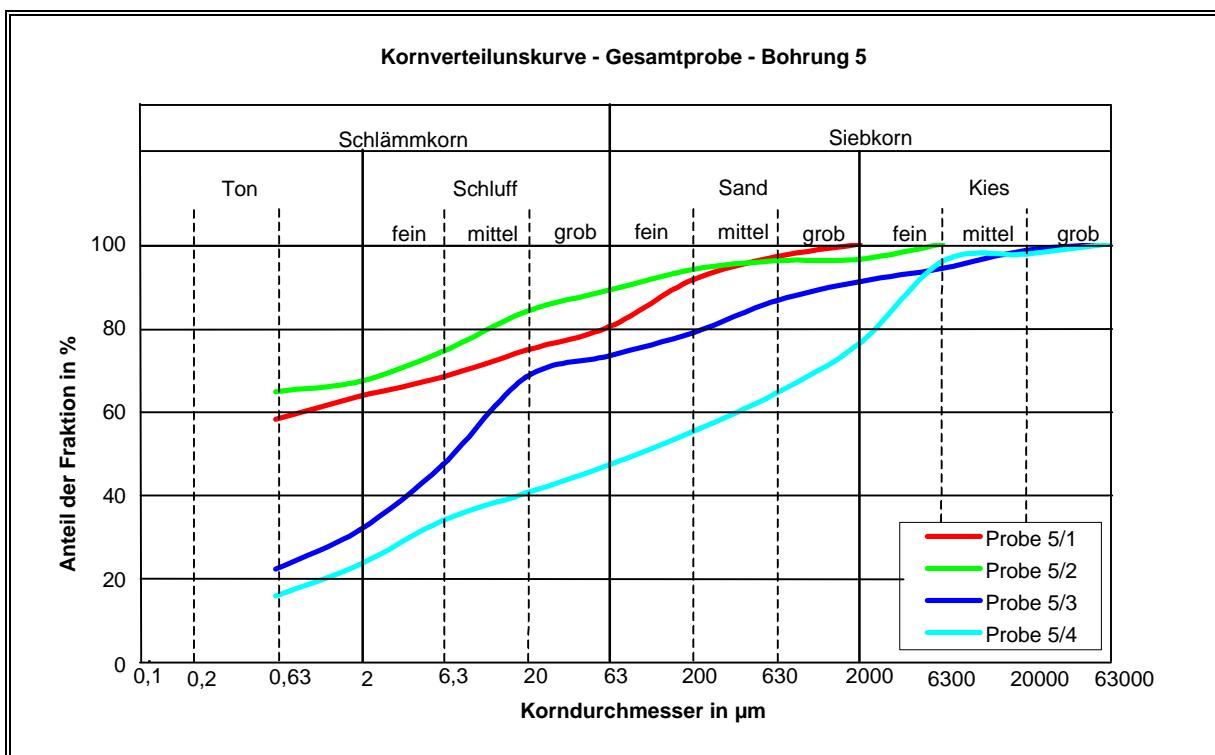
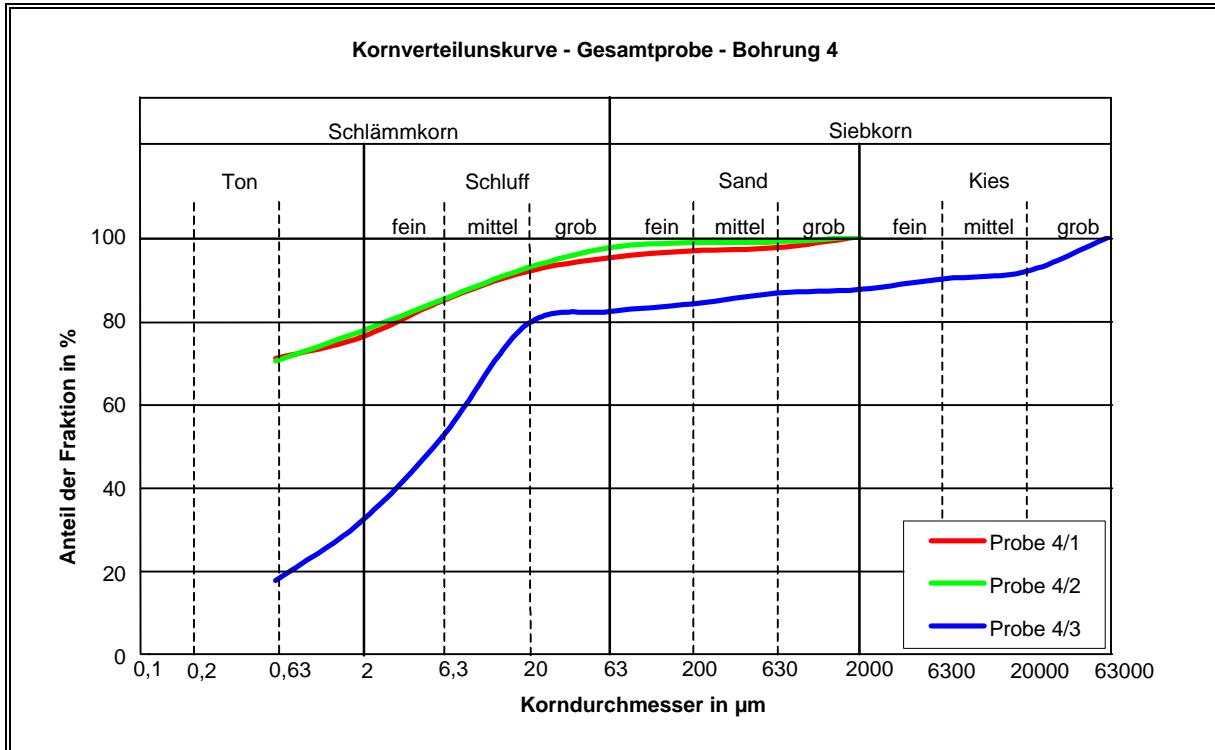
Anlagen

Anlage 2/4: Tabelle der C/N-Verhältnisse

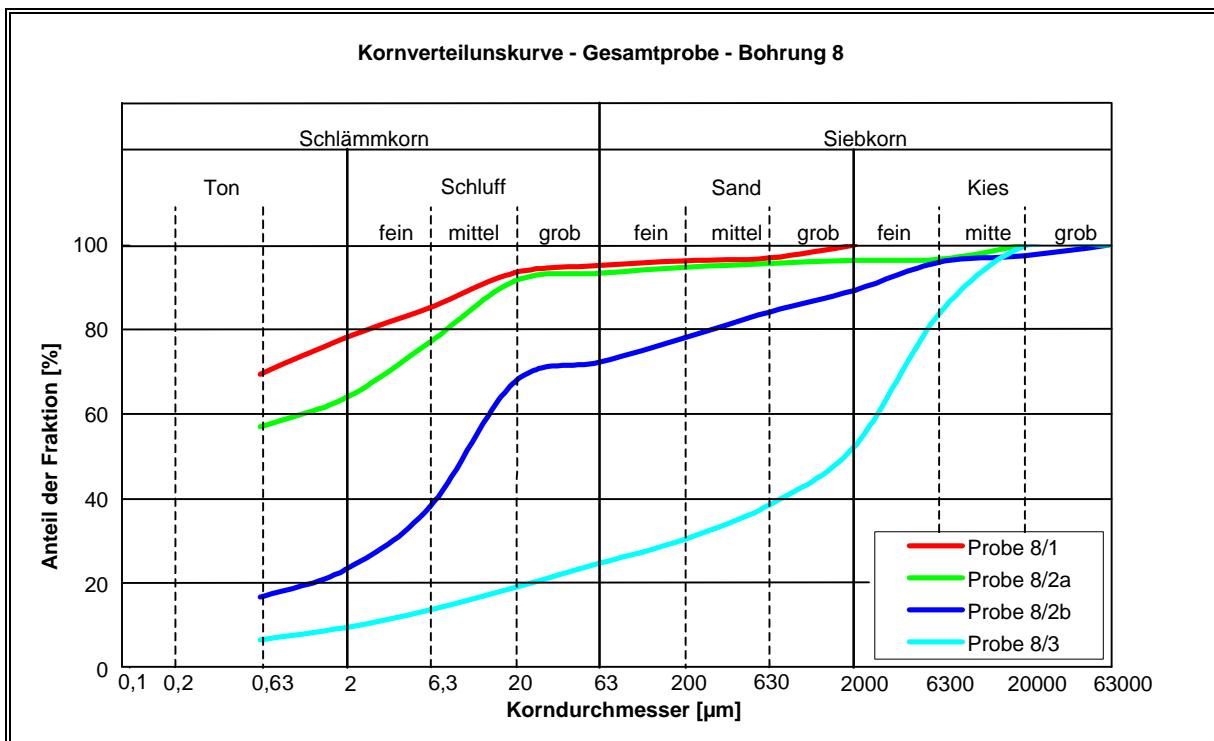
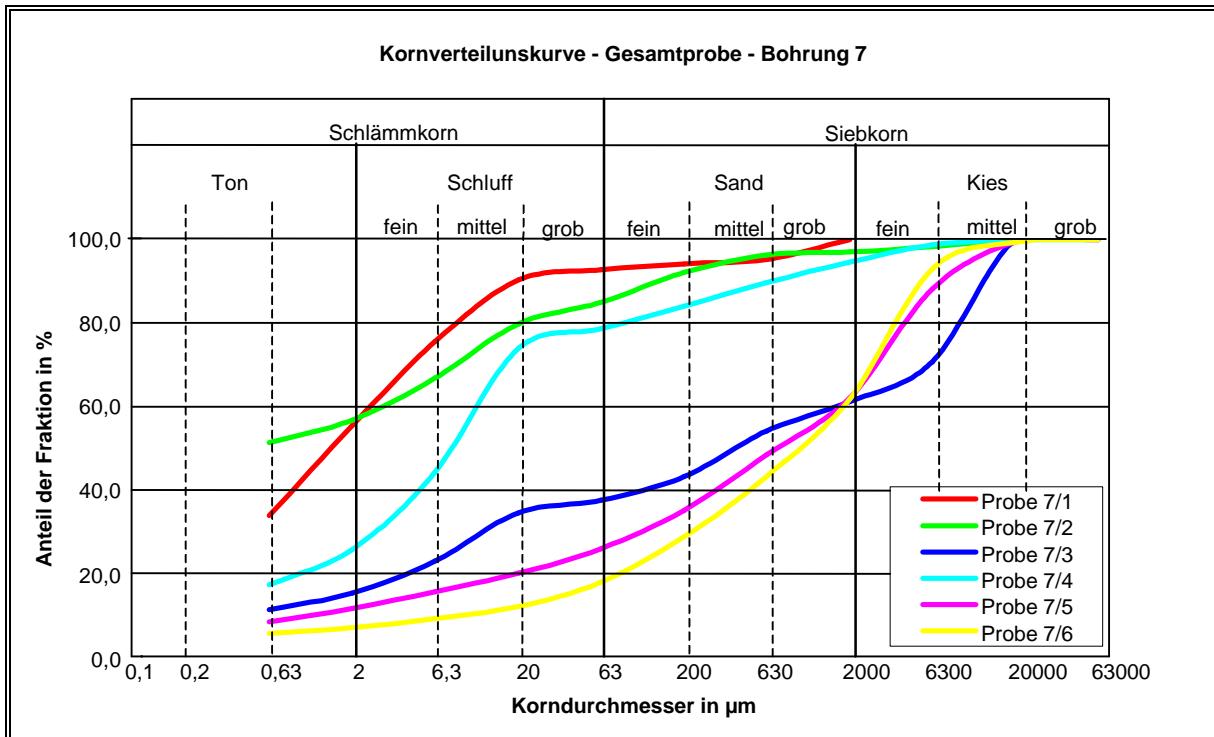
Bohrpunkt	Probe	C/N-Verhältnis
Bohrung 4	4/1	9
	4/2	6
	4/2	6
	4/2 _{mittel}	6
	4/3	4
Bohrung 5a	5a/1	10
	5a/2	6
	5a/2	6
	5a/2 _{mittel}	6
	5/3	4
	5/4	1
Bohrung 7	7/1	12
	7/2	8
	7/3	7
	7/3	7
	7/3 _{mittel}	7
	7/4	2
	7/5	1
	7/6	1
Bohrung 8	8/1	9
	8/2a	7
	8/2b	4
	8/3	2

Anlage 3
Kornverteilungskurven

Anlagen



Anlagen



Anlage 4
Durchlässigkeitsbeiwert

Anlagen

Anlage 4/1: Probenparameter

Probe	5b/1.1	5b/1.2
Probenvolumen [cm ³]	166,19	166,19
Einbaudichte [g/cm ³]	2,06	2,09
Trockendichte [g/cm ³]	1,69	1,73
Lagerungsdichte [g/cm ³]	2,65	2,65
Porosität [%]	36,2	34,7
Feuchtmasse [g]	343,10	347,30
Trockenmasse [g]	280,82	287,62
Wassergehalt [%]	19,78	20,32

Anlagen

Anlage 4/2: Tabelle der Messwerte

Probe B5b/1.1

Datum:	11.12.2000	Probenlänge:	10,0 cm
Entnahmestelle:	Bohrung 5b	Probendurchmesser:	4,6 cm
Tiefe:	0,00-0,10 m uGOK	Durchströmungsdruck:	0,3 bar
Bodenart:	Lehm		
Art der Entnahme:	RKS (Inliner)		
Entnahme am:	25.10.2000		

Zeit (t) [s]	Zimmer- temperatur (T _Z) [C°]	Gefälle (i)	Durchström- ungsdruck (p _d) [bar]	Außendruck (p _m) [bar]	Q (input) [ml]	Q (output) [ml]	Q (output) [ml/min]
86400	21,0	30,0	0,300	0,360	6,7	6,900	0,0048
97200	21,0	30,0	0,299	0,360	n.b.	7,732	0,0048
85800	21,0	30,0	0,300	0,360	n.b.	6,648	0,0046
73980	21,5	30,0	0,299	0,360	n.b.	5,700	0,0046
253020	21,0	30,0	0,299	0,360	n.b.	18,447	0,0044
91200	21,0	30,0	0,298	0,360	n.b.	6,913	0,0045
81420	21,0	30,0	0,299	0,360	n.b.	6,160	0,0045
91380	21,5	30,0	0,298	0,360	n.b.	6,951	0,0046
79200	22,0	30,0	0,298	0,360	n.b.	6,020	0,0046
265800	22,0	30,0	0,298	0,360	n.b.	18,816	0,0042
94200	22,0	30,0	0,297	0,360	n.b.	6,915	0,0044
79500	22,0	30,0	0,299	0,360	n.b.	5,858	0,0044
85800	22,0	30,0	0,299	0,360	n.b.	6,334	0,0044
86400	22,0	30,0	0,299	0,360	n.b.	6,345	0,0044
258180	22,0	30,0	0,300	0,360	n.b.	18,800	0,0044
85200	22,0	30,0	0,297	0,360	n.b.	6,278	0,0044
80100	21,0	30,0	0,299	0,360	n.b.	5,900	0,0044
91800	21,0	30,0	0,299	0,360	n.b.	6,706	0,0044
96300	21,0	30,0	0,298	0,360	n.b.	6,902	0,0043
248700	21,0	30,0	0,299	0,360	n.b.	16,910	0,0041
86400	21,0	30,0	0,296	0,360	n.b.	5,914	0,0041
85500	21,0	30,0	0,299	0,360	n.b.	6,007	0,0042
163680	21,0	30,0	0,299	0,360	n.b.	11,483	0,0042
266160	21,5	30,0	0,300	0,360	n.b.	17,400	0,0039
	21,0	30,0	0,299	0,360	n.b.	5,852	0,0041

Anlagen

Zeit (t) [s]	Zimmer- temperatur (T _Z) [C°]	Gefälle (i)	Durchström- ungsdruck (p _d) [bar]	Außendruck (p _m) [bar]	Q		
					[ml]	[ml]	[ml/min]
173400	21,0	30,0	0,300	0,360	n.b.	11,200	0,0039
78000	21,0	30,0	0,298	0,360	n.b.	5,193	0,0040
259920	21,0	30,0	0,300	0,360	n.b.	16,631	0,0038
178200	21,0	30,0	0,300	0,360	n.b.	11,400	0,0038
85380	21,5	30,0	0,299	0,360	n.b.	5,700	0,0040
86220	21,5	30,0	0,300	0,360	n.b.	5,900	0,0041
256260	21,0	30,0	0,299	0,360	n.b.	15,900	0,0037
90780	21,0	30,0	0,296	0,360	n.b.	5,900	0,0039
85800	21,0	30,0	0,295	0,360	n.b.	5,600	0,0039
86100	21,0	30,0	0,299	0,360	n.b.	5,300	0,0037
346200	21,0	30,0	0,299	0,360	n.b.	20,900	0,0036
83400	21,0	30,0	0,299	0,360	n.b.	5,500	0,0040
187800	21,0	30,0	0,299	0,360	n.b.	11,330	0,0036
330240	21,0	30,0	0,300	0,360	n.b.	19,548	0,0036
85800	21,0	30,0	0,297	0,360	n.b.	5,459	0,0038
85500	21,0	30,0	0,299	0,360	n.b.	5,379	0,0038
86760	21,0	30,0	0,302	0,360	n.b.	5,519	0,0038
80280	21,0	30,0	0,299	0,360	n.b.	5,425	0,0041
266400	21,0	30,0	0,299	0,360	n.b.	15,956	0,0036
95640	21,0	30,0	0,297	0,360	n.b.	6,100	0,0038
160740	21,0	30,0	0,297	0,360	n.b.	9,771	0,0036
87120	21,0	30,0	0,299	0,360	n.b.	5,562	0,0038
257400	21,0	30,0	0,292	0,360	n.b.	15,783	0,0037
84600	21,0	30,0	0,299	0,360	n.b.	5,313	0,0038
83160	21,0	30,0	0,300	0,360	n.b.	5,529	0,0040
91200	21,0	30,0	0,298	0,360	n.b.	5,800	0,0038
87600	21,0	30,0	0,302	0,360	n.b.	5,745	0,0039
258900	21,0	30,0	0,295	0,360	n.b.	15,900	0,0037
86400	21,0	30,0	0,297	0,360	n.b.	5,519	0,0038
79320	21,0	30,0	0,299	0,360	n.b.	5,200	0,0039
92100	21,0	30,0	0,298	0,360	n.b.	5,028	0,0033
81000	21,0	30,0	0,298	0,360	n.b.	5,346	0,0040
260040	21,0	30,0	0,298	0,360	n.b.	16,373	0,0038
88020	21,0	30,0	0,297	0,360	n.b.	5,749	0,0039
89520	21,0	30,0	0,294	0,360	n.b.	5,765	0,0039

Anlagen

Zeit (t) [s]	Zimmer- temperatur (T _Z) [C°]	Gefälle (i)	Durchström- ungsdruck (p _d) [bar]	Außendruck (p _m) [bar]	Q (input) [ml]	Q (output) [ml]	Q (output) [ml/min]
90660	21,0	30,0	0,299	0,360	n.b.	5,904	0,0039
74400	21,0	30,0	0,297	0,360	n.b.	4,903	0,0040
263880	21,0	30,0	0,294	0,360	n.b.	16,333	0,0037
86520	21,0	30,0	0,300	0,360	n.b.	5,453	0,0038

Anlagen

Probe 5b/1.2

Datum: 11.12.2000 Probenlänge: 10,0 cm
 Entnahmestelle: Bohrung 5b Probendurchmesser: 4,6 cm
 Tiefe: 0,10- 0,20m uGOK Durchströmungsdruck: 0,3 bar
 Bodenart: Lehm
 Art der Entnahme: RKS (Inliner)
 Entnahme am: 25.10.2000

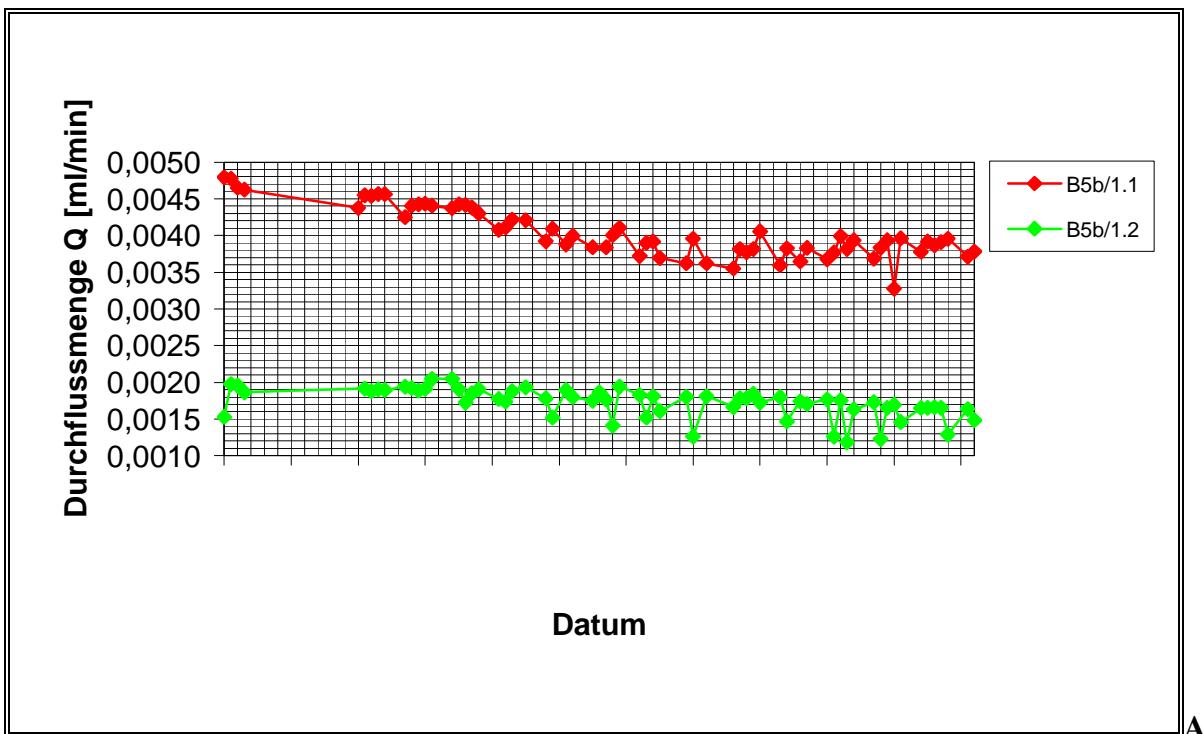
Zeit (t) [s]	Zimmer- temperatur (T _z) [C°]	Gefälle (i)	Durchström- ungsdruck (p _d) [bar]	Außendruck (p _m) [bar]	Q (input) [ml]	Q (output) [ml]	Q (output) [ml/min]
86400	21,0	30,0	0,300	0,360	3,5	2,200	0,0015
97200	21,0	30,0	0,299	0,360	3,9	3,200	0,0020
85800	21,0	30,0	0,300	0,360	3,3	2,800	0,0020
73980	21,5	30,0	0,299	0,360	2,8	2,300	0,0019
91200	21,0	30,0	0,298	0,360	3,4	2,911	0,0019
81420	21,0	30,0	0,299	0,360	3,0	2,546	0,0019
91380	21,5	30,0	0,298	0,360	3,4	2,900	0,0019
79200	22,0	30,0	0,298	0,360	2,9	2,500	0,0019
265800	22,0	30,0	0,296	0,360	9,4	8,600	0,0019
94200	22,0	30,0	0,297	0,360	3,3	3,016	0,0019
79500	22,0	30,0	0,299	0,360	2,8	2,500	0,0019
85800	22,0	30,0	0,298	0,360	3,1	2,735	0,0019
86400	22,0	30,0	0,299	0,360	3,1	2,945	0,0020
258180	22,0	30,0	0,300	0,360	9,2	8,800	0,0020
85200	22,0	30,0	0,297	0,360	3,1	2,709	0,0019
80100	21,0	30,0	0,299	0,360	2,8	2,300	0,0017
91800	21,0	30,0	0,299	0,360	3,3	2,830	0,0018
96300	21,0	30,0	0,298	0,360	3,4	3,062	0,0019
248700	21,0	30,0	0,294	0,360	8,6	7,350	0,0018
86400	21,0	30,0	0,296	0,360	3,5	2,500	0,0017
85320	21,0	30,0	0,298	0,360	2,5	2,672	0,0019
162240	21,0	30,0	0,298	0,360	5,6	5,225	0,0019
266400	21,5	30,0	0,297	0,360	8,8	7,900	0,0018
85620	21,0	30,0	0,299	0,360	3,6	2,169	0,0015
172980	21,0	30,0	0,300	0,360	5,9	5,460	0,0019
77700	21,0	30,0	0,299	0,360	2,7	2,328	0,0018
259680	21,0	30,0	0,291	0,360	n.b.	7,583	0,0018

Anlagen

Zeit (t) [s]	Zimmer- temperatur (T _Z) [C°]	Gefälle (i)	Durchström- ungsdruck (p _d) [bar]	Außendruck (p _m) [bar]	Q		
					(input)	(output)	(output)
					[ml]	[ml]	[ml/min]
89340	21,0	30,0	0,298	0,360	3,0	2,774	0,0019
88560	21,0	30,0	0,296	0,360	2,9	2,600	0,0018
85080	21,5	30,0	0,298	0,360	2,9	2,000	0,0014
86520	21,0	30,0	0,296	0,360	2,9	2,800	0,0019
255900	21,0	30,0	0,292	0,360	8,4	7,800	0,0018
90780	21,0	30,0	0,297	0,360	3,0	2,300	0,0015
86100	21,0	30,0	0,298	0,360	2,8	2,600	0,0018
85800	21,0	30,0	0,297	0,360	2,8	2,300	0,0016
346200	21,0	30,0	0,298	0,360	11,0	10,400	0,0018
85500	21,0	30,0	0,297	0,360	2,7	1,800	0,0013
188280	21,0	30,0	0,295	0,360	6,0	5,680	0,0018
330000	21,0	30,0	0,289	0,360	10,3	9,158	0,0017
85320	21,0	30,0	0,297	0,360	2,8	2,538	0,0018
85800	21,0	30,0	0,298	0,360	2,7	2,549	0,0018
86700	21,0	30,0	0,298	0,360	2,7	2,663	0,0018
80460	21,0	30,0	0,296	0,360	2,6	2,311	0,0017
265980	21,0	30,0	0,293	0,360	8,4	7,967	0,0018
95820	21,0	30,0	0,297	0,360	3,0	2,342	0,0015
160620	21,0	30,0	0,294	0,360	5,0	4,656	0,0017
87000	21,0	30,0	0,297	0,360	2,7	2,475	0,0017
257160	21,0	30,0	0,292	0,360	8,0	7,575	0,0018
84780	21,0	30,0	0,297	0,360	2,7	1,784	0,0013
83400	21,0	30,0	0,296	0,360	2,6	2,436	0,0018
91260	21,0	30,0	0,297	0,360	2,8	1,800	0,0012
87600	21,0	30,0	0,297	0,360	2,8	2,381	0,0016
258900	21,0	30,0	0,291	0,360	7,9	7,459	0,0017
86400	21,0	30,0	0,298	0,360	2,7	1,768	0,0012
79320	21,0	30,0	0,297	0,360	2,5	2,186	0,0017
92100	21,0	30,0	0,297	0,360	2,8	2,602	0,0017
81000	21,0	30,0	0,297	0,360	2,5	1,968	0,0015
260040	21,0	30,0	0,292	0,360	7,9	7,159	0,0017
88020	21,0	30,0	0,297	0,360	2,8	2,430	0,0017
89520	21,0	30,0	0,297	0,360	2,7	2,479	0,0017
90660	21,0	30,0	0,297	0,360	2,8	2,500	0,0017
74400	21,0	30,0	0,298	0,360	2,3	1,599	0,0013

Anlagen

Zeit (t) [s]	Zimmer- temperatur (T _Z) [C°]	Gefälle (i)	Durchström- ungsdruck (p _d) [bar]	Außendruck (p _m) [bar]	Q (input) [ml]	Q (output) [ml]	Q (output) [ml/min]
263880	21,0	30,0	0,292	0,360	7,9	7,208	0,0016
86520	21,0	30,0	0,297	0,360	2,5	2,142	0,0015

**Anlage 4/3: Tabelle der Messergebnisse**

Probe 5b/1.1

Zeit (t) [s]	Durchfluß- menge (Q) [m ³]	Druck- höhe (h) [m]	Zimmer- temperatur (T _Z) [C°]	Korrektur- beiwert (a)	k _{fT} [m/s]	k _{f10} [m/s]
97200	7,7E-06	3,00	21,0	0,754	5,7643E-10	4,34628E-10
85800	6,6E-06	2,99	21,0	0,754	5,63345E-10	4,24762E-10
73980	5,7E-06	3,00	21,5	0,7455	5,58318E-10	4,16226E-10
253020	1,8E-05	2,99	21,0	0,754	5,30081E-10	3,99681E-10
91200	6,9E-06	2,99	21,0	0,754	5,51116E-10	4,15541E-10
91380	7,0E-06	2,99	21,5	0,7455	5,53053E-10	4,12301E-10
85800	6,3E-06	2,99	22,0	0,737	5,36737E-10	3,95575E-10
86400	6,3E-06	2,99	22,0	0,737	5,33936E-10	3,93511E-10
258180	1,9E-05	2,99	22,0	0,737	5,29427E-10	3,90188E-10
85200	6,3E-06	3,00	22,0	0,737	5,33953E-10	3,93523E-10
91800	6,7E-06	2,99	21,0	0,754	5,31119E-10	4,00464E-10
96300	6,9E-06	2,99	21,0	0,754	5,21098E-10	3,92908E-10
86400	5,9E-06	2,99	21,0	0,754	4,97667E-10	3,75241E-10
163680	1,1E-05	2,99	21,0	0,754	5,10071E-10	3,84594E-10
266160	1,7E-05	2,99	21,5	0,7455	4,75311E-10	3,54344E-10

Anlagen

85800	5,9E-06	3,00	21,0	0,754	4,9424E-10	3,72657E-10
173400	1,1E-05	2,99	21,0	0,754	4,69613E-10	3,54088E-10
78000	5,2E-06	3,00	21,0	0,754	4,82441E-10	3,63761E-10
178200	1,1E-05	3,00	21,0	0,754	4,63573E-10	3,49534E-10
85380	5,7E-06	3,00	21,5	0,7455	4,83771E-10	3,60651E-10
86220	5,9E-06	2,99	21,5	0,7455	4,97525E-10	3,70905E-10
256260	1,6E-05	3,00	21,0	0,754	4,49611E-10	3,39007E-10
90780	5,9E-06	2,99	21,0	0,754	4,72534E-10	3,5629E-10
346200	2,1E-05	2,99	21,0	0,754	4,38925E-10	3,30949E-10
83400	5,5E-06	2,99	21,0	0,754	4,79477E-10	3,61526E-10
187800	1,1E-05	2,99	21,0	0,754	4,38637E-10	3,30732E-10
330240	2,0E-05	2,99	21,0	0,754	4,30372E-10	3,245E-10
85800	5,5E-06	3,00	21,0	0,754	4,61049E-10	3,47631E-10
86760	5,5E-06	2,99	21,0	0,754	4,625E-10	3,48725E-10
80280	5,4E-06	3,02	21,0	0,754	4,86438E-10	3,66774E-10
266400	1,6E-05	2,99	21,0	0,754	4,35473E-10	3,28346E-10
95640	6,1E-06	2,99	21,0	0,754	4,63726E-10	3,49649E-10
Zeit (t) [s]	Durchfluß- menge (Q) [m ³]	Druck- höhe (h) [m]	Zimmer- temperatur (T _Z) [C°]	Korrektur- beiwert (a)	k _{fT} [m/s]	k _{f10} [m/s]
257400	1,6E-05	2,99	21,0	0,754	4,45812E-10	3,36142E-10
83160	5,5E-06	2,99	21,0	0,754	4,83396E-10	3,64481E-10
91200	5,8E-06	3,00	21,0	0,754	4,60844E-10	3,47476E-10
92100	5,0E-06	2,99	21,0	0,754	3,96923E-10	2,9928E-10
74400	4,9E-06	2,99	21,0	0,754	4,79137E-10	3,61269E-10

Anlagen

Probe 5b/1.2

Zeit (t) [s]	Durchfluß- menge (Q) [m ³]	Druck- höhe (h) [m]	Raum- temperatur (T _Z) [C°]	Korrektur- beiwert (a)	k _{fT} [m/s]	k _{f10} [m/s]
86400	2,2E-06	0,300	21,0	0,754	1,8451E-09	1,3912E-09
97200	3,2E-06	0,299	21,0	0,754	2,3936E-09	1,8048E-09
85800	2,8E-06	0,300	21,0	0,754	2,3648E-09	1,7629E-09
73980	2,3E-06	0,299	21,5	0,7455	2,2604E-09	1,6851E-09
91200	2,9E-06	0,298	21,0	0,754	2,3285E-09	1,7557E-09
81420	2,5E-06	0,299	21,0	0,754	2,2735E-09	1,7142E-09
91380	2,9E-06	0,298	21,5	0,7455	2,3151E-09	1,7259E-09
79200	2,5E-06	0,298	22,0	0,737	2,3027E-09	1,6971E-09
265800	8,6E-06	0,296	22,0	0,737	2,3763E-09	1,7513E-09
94200	3,0E-06	0,297	22,0	0,737	2,3435E-09	1,7272E-09
79500	2,5E-06	0,299	22,0	0,737	2,2864E-09	1,685E-09
85800	2,7E-06	0,298	22,0	0,737	2,3254E-09	1,7138E-09
86400	2,9E-06	0,299	22,0	0,737	2,4782E-09	1,8265E-09
258180	8,8E-06	0,300	22,0	0,737	2,4699E-09	1,8203E-09
85200	2,7E-06	0,297	22,0	0,737	2,3273E-09	1,7152E-09
80100	2,3E-06	0,299	21,0	0,754	2,0877E-09	1,5741E-09
91800	2,8E-06	0,299	21,0	0,754	2,2414E-09	1,69E-09
96300	3,1E-06	0,298	21,0	0,754	2,3196E-09	1,7489E-09
248700	7,4E-06	0,294	21,0	0,754	2,1853E-09	1,6477E-09
86400	2,5E-06	0,296	21,0	0,754	2,1251E-09	1,6023E-09
85320	2,7E-06	0,298	21,0	0,754	2,2846E-09	1,7226E-09
162240	5,2E-06	0,298	21,0	0,754	2,3494E-09	1,7714E-09
266400	7,9E-06	0,297	21,5	0,7455	2,1706E-09	1,6182E-09
85620	2,2E-06	0,299	21,0	0,754	1,8419E-09	1,3888E-09
172980	5,5E-06	0,300	21,0	0,754	2,2873E-09	1,7246E-09
77700	2,3E-06	0,299	21,0	0,754	2,1784E-09	1,6425E-09

Anlage 5

Messwerte der Schwermetalle sowie Al und As an den Bodenproben

Anlagen

Bohrpunkt	Probe	Elemente [mg/kg]											
		Cd	As	Cr	Zn	Co	Mn	Pb	Ni	Al	Cu	Ag	Fe
BW	nn	nn	nn	2,7	nn	nn	nn	nn	nn	18,2	nn	nn	12
Bohrung 4	4/1	0,310	158	81,5	136,0	13,3	250	103,00	56,2	78000	75,7	nn	38700
	4/2	0,052	113	68,9	112,0	14,9	196	38,20	64,5	70100	39,8	nn	55100
	4/3	0,063	55	37,8	77,9	12,1	237	142,00	35,0	33100	32,3	nn	33000
Bohrung 5	5/1	0,268	613	71,6	147,0	36,3	1180	118,00	58,4	63200	40,3	nn	99800
	5/2	0,067	249	62,3	122,0	30,7	874	37,60	65,5	60800	48,6	nn	68300
	5/3	0,101	119	43,1	54,8	8,5	474	20,40	30,4	31700	42,8	nn	34900
	5/4	0,059	111	27,1	31,4	7,9	450	19,80	27,7	20200	33,3	nn	32400
Bohrung 7	7/1	0,548	129	78,5	241,0	18,2	877	115,00	50,9	63700	65,2	nn	38000
	7/2	0,357	225	66,6	173,0	25,6	1060	102,00	53,3	63200	66,6	nn	64200
	7/3	0,183	139	43,3	107,0	24,6	898	41,70	32,0	33100	54,0	nn	56600
	7/4	0,080	43	31,4	57,8	13,9	1110	19,60	26,7	20500	26,3	nn	33400
	7/5	0,469	52	44,1	80,6	14,0	765	48,00	49,9	31600	53,6	nn	48300
	7/6	0,317	24	43,2	80,5	10,7	299	27,70	43,5	31800	49,6	nn	37200
Bohrung 8	8/1	0,343	125	75,4	123,0	13,9	213	57,00	60,7	69300	65,1	nn	32600
	8/2a	0,069	114	51,5	67,4	8,5	126	21,00	43,6	46300	32,8	nn	40200
	8/2b	0,074	115	36,3	58,2	10,2	187	15,20	30,1	24900	36,2	nn	30500
	8/3	0,095	47	39,7	82,1	20,4	809	6,77	47,5	30700	34,1	nn	42100
Best.-Gr.		0,010	10	1,0	1,0	1,0	0,5	5,0	10	50	1,0	1,0	10

Anlagen

Bohrpunkt	Probe	Zn/Cd-Verhältnis
Bohrung 4	B4/1	439
	B4/2	2154
	B4/3	1237
Bohrung 5a	B5/1	549
	B5/2	1821
	B5/3	543
	B5/4	532
	B7/1	440
	B7/2	485
Bohrung 7	B7/3	585
	B7/4	723
	B7/5	172
	B7/6	254
	B8/1	359
	B8/2a	977
Bohrung 8	B8/2b	786
	B8/3	864

Anlage 6
Vor-Ort-Parameter

Anlagen

Anlage 6/1: Messwerttabelle der Vor-Ort-Parameter aller Proben

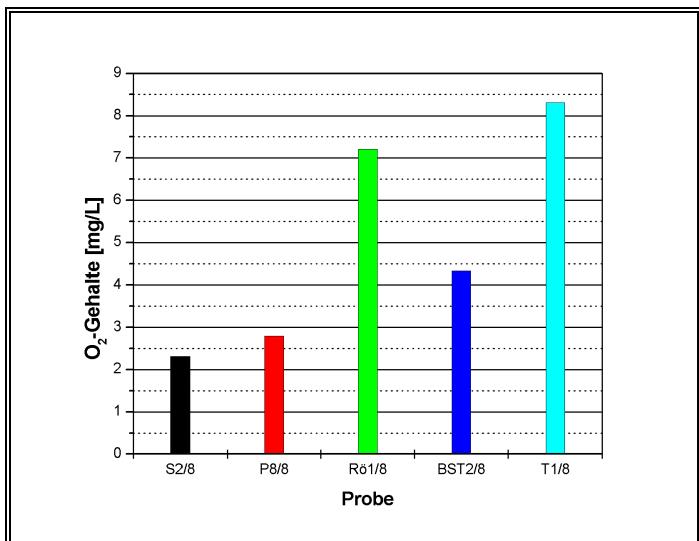
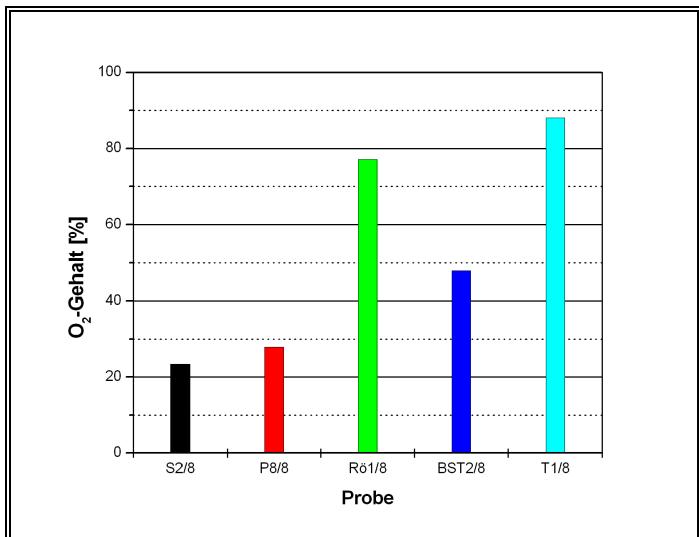
Probenpunkt	Probe	Datum	Para	Para	Para	Para	Para	Para	Para
			Lf	pH	Eh _{korr}	O ₂	O ₂	Tw	T _L
			[μS/cm]	[mV]	[mg/l]	[%]	[°C]	[°C]	
Feuchtgebietzulauf	WZ2/3	04.10.2000	888	6,8	344	1,6	15,4	12,2	14,2
	WZ2/4	06.12.2000	840	7,1	430	3,2	30	10,3	7,2
	WZ2/5	01.02.2001	827	6,6	485	4,4	37	5,8	3,1
	WZ2/6	28.03.2001	888	6,8	496	4,5	40	8,3	6,7
	WZ2/7	22.05.2001	847	7,0	426	3,02	29,1	10,7	16,6
	WZ2/8	27.06.2001	766	6,5	421	3,1	30,5	12,5	23,1
	WA1/3	04.10.2000	880	7,8	321	9,21	92,5	12,3	18,3
	WA1/4	06.12.2000	851	8,0	477	11,2	92	5,3	4,7
Feuchtgebietablauf	WA1/5	01.02.2001	829	7,8	450	9,3	67	0,7	-0,7
	WA1/6	28.03.2001	863	7,8	442	11,3	92	4,5	1,9
	WA1/7	22.05.2001	867	7,8	476	8,32	84,2	14	13,6
	WA1/8	27.06.2001	811	7,4	471	7,31	75,3	15,1	23,1
	WW1/3	04.10.2000	885	7,3	190	7,85	78	13,4	16,3
	WW1/4	06.12.2000	839	7,5	427	8,3	76	9	7,2
	WW1/5	01.02.2001	834	7,4	505	6,3	52	5	1,3
	WW1/6	28.03.2001	883	7,0	510	7,7	69	8,3	4
Feuchtgebietwasser 1	WW1/7	22.05.2001	835	6,9	497	5,75	54,2	10,6	16,8
	WW1/8	27.06.2001	779	6,8	484	5,71	59,1	13,6	22,2
	WW2/4	06.12.2000	848	7,5	395	9,5	82	6,7	6,3
	WW2/5	01.02.2001	842	7,1	450	9,8	76	2,8	2,1
	WW2/6	28.03.2001	857	7,4	403	10,8	90	5,4	1,9
	WW2/7	22.05.2001	854	7,6	549	5,66	57,4	14,1	14
	WW2/8	27.06.2001	940	7,1	520	6,6	70,5	15,7	23,1
	WIE1/4	06.12.2000	809	9,9	220	10,4	93	8,4	4,1
Wiesenbach (Rohrauslass)	WIE1/5	01.02.2001	801	8,7	444	8,3	69	5,6	2,1
	WIE1/6	28.03.2001	795	9,1	356	7,7	67	6,6	4,1
	WIE1/7	22.05.2001	743	9,2	355	7,62	74,1	13,5	13,8
	WIE1/8	27.06.2001	668	8,9	380	7,65	84,7	18	23,1
	HS1/3	04.10.2000	933	6,7	244	4,74	45,6	11,5	16,1
Hauptschacht-Auslauf	HS1/4	06.12.2000	938	6,8	242	4,3	40	10,2	6,4
	HS1/5	01.02.2001	950	9,2	355	7,62	74,1	13,5	13,8
	HS1/6	28.03.2001	1019	6,7	233	3,4	30	9,1	2,1

Anlagen

Probenpunkt	Probe	Datum	Para	Para	Para	Para	Para	Para	Para
			Lf	pH	Eh _{korr}	O ₂	O ₂	Tw	T _L
			[µS/cm]	[mV]	[mg/l]	[%]	[°C]	[°C]	
Hauptschacht-Auslauf	HS1/7	22.05.2001	909	6,5	276	3,74	35,7	11,3	13,6
	HS1/8	27.06.2001	878	6,1	252	3,5	37,7	16,5	26,1
Feuchtgebiet, Pegel S2	S2/8	27.06.2001	868	6,3	457	2,32	23,4	13,4	24,9
Feuchtgebiet, Pegel 8	P8/8	27.06.2001	775	6,5	484	2,79	27,9	13,2	21,1
Draineröhrchen vor Damm	Rö1/8	27.06.2001	739	6,2	369	7,21	77,2	16,1	23,1
Sedimentationsteich	T1/8	27.06.2001	679	8,9	390	8,31	88,1	15,7	20,1
Bohrung BST2 auf Damm	BST2/8	27.06.2001	847	7,5	427	4,33	47,9	17,8	23,1

Anlagen

Anlage 6/2: Graphische Darstellung der Sauerstoffgehalte der Komplettprobenahme



Anlagen

Anlage 6/3: Messwerte der Bestimmung der p- und m-Werte

Probenpunkt	Probe	Datum	m-Wert [Einheiten]	-p-Wert [Einheiten]	p-Wert [Einheiten]	Alkalität [mmol/L]	Azidität [mmol/L]
Feuchtgebiet- zulauf	WZ2/3	04.10.2000	264	32		1,32	-0,16
	WZ2/4	06.12.2000	18	21		0,09	-0,11
	WZ2/5	01.02.2001	18	218		0,09	-1,09
	WZ2/6	28.03.2001	251	28		1,26	-0,14
	WZ2/7	22.05.2001	241	32		1,21	-0,16
Feuchtgebiet- ablauf	WA1/3	04.10.2000	318	9		1,59	-0,05
	WA1/4	06.12.2000	23	7		0,12	-0,04
	WA1/5	01.02.2001	222	8		1,11	-0,04
	WA1/6	28.03.2001	234	8		1,17	-0,04
	WA1/7	22.05.2001	266	4		1,33	-0,02
	WA1/8	27.06.2001	305	5		1,53	-0,03
Feuchtgebiet- wasser 1	WW1/3	04.10.2000	228	20		1,14	-0,1
	WW1/4	06.12.2000	43	21		0,22	-0,11
	WW1/5	01.02.2001	197	19		0,99	-0,1
	WW1/6	28.03.2001	230	27		1,15	-0,14
	WW1/7	22.05.2001	232	19		1,16	-0,1
Feuchtgebiet- wasser 2	WW2/4	06.12.2000	32	19		0,16	-0,1
	WW2/5	01.02.2001	201	4		1,01	-0,02
	WW2/6	28.03.2001	230	8		1,15	-0,04
	WW2/7	22.05.2001	246	4		1,23	-0,02
	WW2/8	27.06.2001	295	37		1,48	-0,19
Wiesenbach (Rohrauslass)	WIE1/4	06.12.2000	4	0	1	0,02	0,01
	WIE1/5	01.02.2001	304	0	7	1,52	0,04
	WIE1/6	28.03.2001	255	0	34	1,28	0,17
	WIE1/7	22.05.2001	237	0	32	1,19	0,16
Hauptschacht- Auslauf	HS1/3	04.10.2000	331	158		1,66	-0,79
	HS1/4	06.12.2000	91	248		0,46	-1,24
	HS1/5	01.02.2001	425	87		2,13	-0,44
	HS1/6	28.03.2001	369	212		1,85	-1,06
	HS1/7	22.05.2001	300	280		1,5	-1,4

Das Probenvolumen für die Bestimmung des p- und m-Wertes lag bei allen Proben bei 25 ml.

**Anlage 7
Wasserinhaltsstoffe**

Anlagen

Anlage 7/1: Tabelle der Messwerte der Hauptionen

Hauptkationen

Probenpunkt	Probe	Datum	HKat	HKat	HKat	HKat	HKat	HKat	HKat
			Ca [mg/l]	Mg [mg/l]	Na [mg/l]	K [mg/l]	Li [mg/l]	Mn [mg/l]	Fe _{ges} [mg/l]
Feuchtgebietzulauf	WZ2/3	04.10.2000	147	24	17,3	2,6	nb	0,019	0,005
	WZ2/4	06.12.2000	138	21	16,3	1,8	0,1	0,001	nb
	WZ2/5	01.02.2001	138	20,9	15,3	2,5	nn	0,004	nn
	WZ2/6	28.03.2001	170	23	16,7	2,2	nn	0,003	nn
	WZ2/7	22.05.2001	170	21	13,1	0,9	nn	0,275	0,030
	WZ2/8	27.06.2001	175	23	19,2	2,4	0,06	0,006	0,018
Feuchtgebietablauf	WA1/3	04.10.2000	146	22	17,5	2,8	nb	0,012	0,007
	WA1/4	06.12.2000	143	22	16,5	1,7	nb	0,004	nb
	WA1/5	01.02.2001	139	21,9	14,8	1,8	nn	0,003	nn
	WA1/6	28.03.2001	170	22	16,1	1,5	nn	0,001	nn
	WA1/7	22.05.2001	160	23	17,3	0,4	nn	0,006	0,017
	WA1/8	27.06.2001	180	24	19,2	0,6	nn	0,008	0,03
Feuchtgebietwasser 1	WW1/3	04.10.2000	146	22	17,5	2,8	nb	0,124	0,011
	WW1/4	06.12.2000	137	22	15,4	1,9	nb	0,419	nb
	WW1/5	01.02.2001	135	21,1	15,3	2,1	nn	0,061	nn
	WW1/6	28.03.2001	170	23	17,3	2,5	nn	0,058	nn
	WW1/7	22.05.2001	150	18	16,9	1,4	nn	0,113	0,016
	WW1/8	27.06.2001	170	23	18,9	2,2	nn	0,118	0,033
Feuchtgebietwasser 2	WW2/4	06.12.2000	139	22	16,2	2,3	nb	0,083	nb
	WW2/5	01.02.2001	136	21,3	15	2,1	nn	0,044	nn
	WW2/6	28.03.2001	180	24	17,3	1,9	nn	0,031	nn
	WW2/7	22.05.2001	160	18	16,8	0,5	nn	0,080	0,03
	WW2/8	27.06.2001	180	23	19,3	1,0	nn	0,123	0,136
	WIE1/4	06.12.2000	126	22	16,5	2,0	nb	0,354	nb
(Rohrauslass)	WIE1/5	01.02.2001	126	23,9	16,6	2,2	0,05	0,657	0,051
	WIE1/6	28.03.2001	150	24	19	1,5	nn	0,689	nn
	WIE1/7	22.05.2001	120	22	19,1	1,2	0,06	0,561	0,033
	WIE1/8	27.06.2001	135	24	19,8	2,2	nn	0,224	0,034
	HS1/3	04.10.2000	134	28	15	2,7	0,1	7,040	23,7
Hauptschacht-Auslauf	HS1/4	06.12.2000	135	28	14,7	1,9	nb	5,988	nb
	HS1/5	01.02.2001	144	28,5	14,8	2,5	nn	9,690	13,8
	HS1/6	28.03.2001	170	29	16	3,0	nn	10,500	25
	HS1/7	22.05.2001	130	30	14,9	3,1	0,08	8,150	26,4
	HS1/8	27.06.2001	170	30	15,9	2,4	0,07	8,460	19,2
Feuchtgebiet, Pegel S2	S2/8	27.06.2001	170	27	16,5	1,7	nn	0,247	0,069
Feuchtgebiet, Pegel 8	P8/8	27.06.2001	175	23	19	8,4	nn	0,017	0,045
Drainageröhrchen vor Damm	Rö1/8	27.06.2001	145	23	18,1	2,2	0,06	0,047	0,03
Sedimentationsteich	T1/8	27.06.2001	120	22	17,7	2,1	0,07	0,288	0,133

Anlagen

Hauptanionen

Probenpunkt	Probe	Datum	HAn	HAn	HAn	Han	HAn
			C1	SO4	HCO3	NO3	F
			[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
Feuchtgebietzulauf	WZ2/3	04.10.2000	19,2	390	81	nn	4,9
	WZ2/4	06.12.2000	20,3	351	5	nn	4,7
	WZ2/5	01.02.2001	19,2	364	5	nn	4,6
	WZ2/6	28.03.2001	20,4	380	77	1,7	4,9
	WZ2/7	22.05.2001	23,0	350	74	nn	5,4
	WZ2/8	27.06.2001	23,0	330	76	nn	5,1
Feuchtgebietablauf	WA1/3	04.10.2000	19,8	380	97	nn	5,0
	WA1/4	06.12.2000	21,0	365	7	nn	2,3
	WA1/5	01.02.2001	18,2	363	68	nn	4,1
	WA1/6	28.03.2001	18,7	360	71	nn	5,1
	WA1/7	22.05.2001	21,0	370	81	nn	5,3
	WA1/8	27.06.2001	21,9	350	93	nn	5,2
Feuchtgebietwasser 1	WW1/3	04.10.2000	19,4	380	70	nn	5,1
	WW1/4	06.12.2000	20,0	350	13	nn	4,8
	WW1/5	01.02.2001	19,1	360	60	nn	4,4
	WW1/6	28.03.2001	20,3	380	70	0,6	5,1
	WW1/7	22.05.2001	23,0	350	71	nn	5,3
	WW1/8	27.06.2001	23,6	330	13	nn	5,2
Feuchtgebietwasser 2	WW2/4	06.12.2000	20,0	349	10	nn	4,9
	WW2/5	01.02.2001	18,6	360	61	nn	4,2
	WW2/6	28.03.2001	19,7	380	70	nn	5,2
	WW2/7	22.05.2001	22,0	360	75	nn	5,4
	WW2/8	27.06.2001	22,3	340	90	nn	5,2
	WIE1/4	06.12.2000	19,1	348	1	nn	7,0
(Rohrauslass)	WIE1/5	01.02.2001	20,0	330	93	nn	5,6
	WIE1/6	28.03.2001	22,0	320	78	nn	7,1
	WIE1/7	22.05.2001	23,0	290	72	nn	6,5
	WIE1/8	27.06.2001	23,1	285	40	nn	6,2
	HS1/3	04.10.2000	18,7	390	101	nn	7,3
Hauptschacht-Auslauf	HS1/4	06.12.2000	18,0	395	28	nn	7,7
	HS1/5	01.02.2001	18,5	414	130	nn	6,8
	HS1/6	28.03.2001	18,2	440	113	nn	9,0
	HS1/7	22.05.2001	18,0	400	92	nn	8,1
	HS1/8	27.06.2001	18,7	390	58	nn	8,3
Feuchtgebiet, Pegel S2	S2/8	27.06.2001	22,4	380	174	nn	8,3
Feuchtgebiet, Pegel 8	P8/8	27.06.2001	30,0	330	70	nn	5,0
Drainageröhrchen vor Damm	Rö1/8	27.06.2001	22,9	300	101	nn	6,4
Sedimentationsteich	T1/8	27.06.2001	23,0	290	49	nn	6,2

Anlagen

Anlage 7/2: Ionenbilanzen

(alle Angaben in mmol(eq)/l)

	Probe - Feuchtgebietszulauf					
	WZ2/3	WZ2/4	WZ2/5	WZ2/6	WZ2/7	WZ2/8
Kationen						
Na ⁺	0,753	0,709	0,666	0,726	0,57	0,835
K ⁺	0,067	0,046	0,064	0,056	0,023	0,061
Ca ²⁺	7,335	6,886	6,886	8,483	8,483	8,733
Mg ²⁺	1,973	1,726	1,718	1,891	1,726	1,891
Fe _{ges}	0	nb	0	0	0,001	0,001
Mn ²⁺	0,001	0	0	0	0,01	0
<i>Summe</i>	10,128	9,368	9,334	11,156	10,813	11,521
Anionen						
HCO ₃ ⁻	1,13	0,09	0,75	1,256	1,205	1,251
NO ₃ ⁻	0	0	0	0,027	0	0
SO ₄ ²⁻	8,112	7,301	7,571	7,904	7,28	6,864
Cl ⁻	0,541	0,572	0,541	0,575	0,649	0,649
F ⁻	0,258	0,247	0,242	0,258	0,284	0,268
<i>Summe</i>	10,041	8,211	9,105	10,02	9,418	9,031
Fehler [%]	0,9	13,2	2,5	10,7	13,8	24,2

	Probe - Feuchtgebietsabfluss					
	WA1/3	WA1/4	WA1/5	WA1/6	WA1/7	WA1/8
Kationen						
Na ⁺	0,761	0,067	0,644	0,700	0,753	0,835
K ⁺	0,072	0,044	0,046	0,038	0,010	0,015
Ca ²⁺	7,285	7,136	6,936	8,483	7,984	8,982
Mg ²⁺	1,808	1,808	1,800	1,808	1,891	1,973
Fe _{ges}	0,000	nb	0,000	0,000	0,001	0,001
Mn ²⁺	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
<i>Summe</i>	9,927	9,706	9,426	11,030	10,638	11,807
Anionen						
HCO ₃ ⁻	1,591	0,115	1,110	1,170	1,331	1,526
NO ₃ ⁻	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
SO ₄ ²⁻	7,904	7,592	7,550	7,488	7,696	7,280
Cl ⁻	0,558	0,592	0,513	0,527	0,592	0,618
F ⁻	0,263	0,121	0,216	0,268	0,279	0,274
<i>Summe</i>	10,316	8,420	9,390	9,464	9,898	9,697
Fehler [%]	-3,8	14,2	0,4	15,3	7,2	19,6

Anlagen

	Probe - Feuchtgebietswasser 1					
	WW1/3	WW1/4	WW1/5	WW1/6	WW1/7	WW1/8
Kationen						
Na ⁺	0,761	0,670	0,666	0,753	0,735	0,822
K ⁺	0,072	0,049	0,054	0,064	0,036	0,056
Ca ²⁺	7,285	6,836	6,737	8,483	7,485	8,483
Mg ²⁺	1,808	1,808	1,734	1,891	1,480	1,891
Fe _{ges}	0,000	nb	0,000	0,000	0,001	0,001
Mn ²⁺	0,005	0,015	0,002	0,002	0,004	0,004
<i>Summe</i>	<i>9,932</i>	<i>9,378</i>	<i>9,192</i>	<i>11,192</i>	<i>9,74</i>	<i>11,258</i>
Anionen						
HCO ₃ ⁻	1,140	0,215	0,985	1,150	1,160	0,205
NO ₃ ⁻	0,000	0,000	0,010	0,000	0,000	0,000
SO ₄ ²⁻	7,904	7,280	7,488	7,904	7,280	6,864
Cl ⁻	0,547	0,564	0,539	0,572	0,649	0,666
F ⁻	0,268	0,252	0,231	0,268	0,279	0,274
<i>Summe</i>	<i>9,86</i>	<i>8,312</i>	<i>9,243</i>	<i>9,905</i>	<i>9,368</i>	<i>8,008</i>
Fehler [%]	0,7	12,1	-0,6	12,2	3,9	33,7
 Probe - Feuchtgebietswasser 2						
	WW2/4	WW2/5	WW2/6	WW2/7	WW2/8	
Kationen						
Na ⁺	0,705	0,653	0,753	0,731	0,840	
K ⁺	0,059	0,054	0,049	0,013	0,026	
Ca ²⁺	6,936	6,786	8,982	7,984	8,982	
Mg ²⁺	1,808	1,751	1,973	1,480	1,891	
Fe _{ges}	nb	0,000	0,000	0,001	0,005	
Mn ²⁺	0,003	0,002	0,001	0,003	0,004	
<i>Summe</i>	<i>9,511</i>	<i>9,245</i>	<i>11,757</i>	<i>10,211</i>	<i>11,747</i>	
Anionen						
HCO ₃ ⁻	0,160	1,005	1,150	1,230	1,476	
NO ₃ ⁻	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	
SO ₄ ²⁻	7,259	7,488	7,904	7,488	7,072	
Cl ⁻	0,564	0,525	0,556	0,620	0,629	
F ⁻	0,258	0,221	0,274	0,284	0,274	
<i>Summe</i>	<i>8,241</i>	<i>9,239</i>	<i>9,884</i>	<i>9,623</i>	<i>9,45</i>	
Fehler [%]	14,3	0,1	17,3	5,9	21,7	

Anlagen

	Probe - Wiesenbach				
	WIE2/4	WIE2/5	WIE2/6	WIE2/7	WIE2/8
Kationen					
Na ⁺	0,718	0,722	0,827	0,831	0,861
K ⁺	0,051	0,056	0,038	0,031	0,056
Ca ²⁺	6,287	6,287	7,485	5,988	6,737
Mg ²⁺	1,808	1,965	1,973	1,808	1,973
Fe _{ges}	nb	0,002	0,000	0,001	0,001
Mn ²⁺	0,013	0,024	0,025	0,020	0,008
<i>Summe</i>	<i>8,878</i>	<i>9,056</i>	<i>10,348</i>	<i>8,68</i>	<i>9,636</i>
Anionen					
HCO ₃ ⁻	0,02	1,521	1,276	1,185	0,656
NO ₃ ⁻	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
SO ₄ ²⁻	7,238	6,864	6,656	6,032	5,928
Cl ⁻	0,539	0,564	0,62	0,649	0,651
F ⁻	0,368	0,295	0,373	0,342	0,326
<i>Summe</i>	<i>8,165</i>	<i>9,243</i>	<i>8,925</i>	<i>8,208</i>	<i>7,562</i>
Fehler [%]	8,4	-2	14,8	5,6	24,1

	Probe - Hauptschacht					
	HS1/3	HS1/4	HS1/5	HS1/6	HS1/7	HS1/8
Kationen						
Na ⁺	0,653	0,639	0,644	0,696	0,648	0,692
K ⁺	0,069	0,049	0,064	0,077	0,079	0,061
Ca ²⁺	6,687	6,737	7,186	8,483	6,487	8,483
Mg ²⁺	2,302	2,302	2,343	2,384	2,466	2,466
Fe _{ges}	0,848	nb	0,494	0,895	0,945	0,687
Mn ²⁺	0,256	0,218	0,353	0,382	0,297	0,308
<i>Summe</i>	<i>10,815</i>	<i>9,944</i>	<i>11,083</i>	<i>12,917</i>	<i>10,922</i>	<i>12,697</i>
Anionen						
HCO ₃ ⁻	1,656	0,455	2,126	1,846	1,501	0,95
NO ₃ ⁻	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
SO ₄ ²⁻	8,112	8,216	8,611	9,152	8,32	8,112
Cl ⁻	0,527	0,508	0,522	0,513	0,508	0,527
F ⁻	0,384	0,405	0,358	0,473	0,426	0,437
<i>Summe</i>	<i>10,679</i>	<i>9,584</i>	<i>11,616</i>	<i>11,984</i>	<i>10,754</i>	<i>10,026</i>
Fehler [%]	1,3	3,7	-4,7	7,5	1,6	23,5

Anlagen

	Probe - Komplettprobenahme			
	S2/8	P8/8	Rö1/8	T1/8
Kationen				
Na ⁺	0,718	0,827	0,787	0,77
K ⁺	0,044	0,215	0,056	0,054
Ca ²⁺	8,483	8,733	7,236	5,988
Mg ²⁺	2,219	1,891	1,891	1,808
Fe _{ges}	0,002	0,002	0,001	0,005
Mn ²⁺	0,009	0,001	0,002	0,01
<i>Summe</i>	11,475	11,667	9,973	8,635
Anionen				
HCO ₃ ⁻	2,851	1,15	1,651	0,8
NO ₃ ⁻	0,000	0,000	0,000	0,000
SO ₄ ²⁻	7,904	6,864	6,24	6,032
Cl ⁻	0,632	0,846	0,646	0,649
F ⁻	0,437	0,263	0,337	0,326
<i>Summe</i>	11,823	9,123	8,873	7,807
Fehler [%]	-3	24,5	11,7	10,1

Anlagen

Anlage 7/3: Tabelle des Na/K- und Na/Cl-Verhältnis

Probenpunkt	Probe	Na/K-Verhältnis	Na/Cl-Verhältnis
Feuchtgebietzulauf	WZ2/3	7	1
	WZ2/4	9	1
	WZ2/5	6	1
	WZ2/6	8	1
	WZ2/7	15	1
	WZ2/8	8	1
Feuchtgebietablauf	WA1/3	6	1
	WA1/4	10	1
	WA1/5	8	1
	WA1/6	11	1
	WA1/7	43	1
	WA1/8	32	1
Feuchtgebietwasser 1	WW1/3	6	1
	WW1/4	8	1
	WW1/5	7	1
	WW1/6	7	1
	WW1/7	12	1
	WW1/8	9	1
Feuchtgebietwasser 2	WW2/4	7	1
	WW2/5	7	1
	WW2/6	9	1
	WW2/7	34	1
	WW2/8	19	1
	WIE1/4	8	1
Wiesenbach (Rohrauslass)	WIE1/5	8	1
	WIE1/6	13	1
	WIE1/7	16	1
	WIE1/8	9	1
	HS1/3	6	1
Hauptschacht-Auslauf	HS1/4	8	1
	HS1/5	6	1
	HS1/6	5	1
	HS1/7	5	1
	HS1/8	7	1
	S2/8	10	1
Feuchtgebiet, Pegel S2	P8/8	2	1
Feuchtgebiet, Pegel 8	Rö1/8	8	1
Draineröhrchen vor Damm	T1/8		
Sedimentationsteich			

Anlagen

Anlage 7/4: Tabelle der Messwerte der Schwermetallgehalte sowie Al und As

(alle Angaben im µg/l)

Probe	Fe	Mn	Ni	Zn	Li	Al	Co	Cu	Ga	As	Ag	Rb	Sr	Mo	Cd	Sn	Ba
WZ2/3 _f	5	19	10,1	nn	9,1	153	nn	3,2	nb	nn	1,44	nb	253	nn	nb	nb	38,4
WZ2/4 _f	nb	0,5	1,6	5,2	nb	nb	0,46	8	<0,1	1,9	<1	2,8	244	<1	<0,1	<0,1	4,2
WZ2/5 _f	nn	4,11	4,71	nn	10,3	183	nn	2,58	nb	1	nn	nb	230	nn	nn	nn	15,7
WZ2/6 _f	nn	3,04	6,77	29,2	10,9	149	0,27	11,4	nb	1,8	nn	nb	251	nn	nn	nn	18,4
WZ2/7 _f	30	275	2,3	16	14,3	99,6	nn	nn	nb	nn	nn	nb	207	nn	nn	nn	10,1
WZ2/8 _f	18	6,3	1,3	14,4	10,6	155	nn	2,3	nb	nn	nn	nb	215	nn	nn	nn	13,9
WA1/3 _f	7	11,9	8	nn	10,7	36,2	nn	2,3	nb	nn	3,06	nb	251	nn	nb	nb	43,5
WA1/4 _{uf}	nb	3,8	2,7	<2	nb	nb	0,43	7,5	<0,1	1,5	<1	2,4	243	<1	<0,1	<0,1	4,2
WA1/5 _f	nn	2,97	4,93	nn	nn	20,8	nn	2,07	nb	nn	nn	nb	235	nn	nn	nn	19,8
WA1/6 _f	nn	1,48	3,7	nn	nn	18,9	nn	2,6	nb	nn	nn	nb	246	nn	nn	nn	21,2
WA1/7 _f	17	6,3	1,1	nn	12,1	43,8	nn	1,4	nb	nn	nn	nb	245	nn	nn	nn	7,8
WA1/8 _f	30	8,2	1,8	nn	10,1	20,8	nn	3,4	nb	nn	nn	nb	234	nn	nn	nn	16,3
WW1/3 _f	11	124	9,3	nn	9,8	88,4	nn	1,8	nb	nn	5,46	nb	251	nn	nb	nb	48,2
WW1/4 _f	nb	419	5,6	2,9	nb	nb	0,65	8,1	<0,1	1,7	<1	2,6	245	<1	0,16	<0,1	4,4
WW1/5 _f	nn	60,6	5,89	nn	10,3	142	nn	2	nb	nn	nn	nb	230	nn	nn	nn	19,6
WW1/6 _f	nn	58,3	4,12	8,39	11	119	nn	2,72	nb	nn	nn	nb	248	nn	nn	nn	18,8
WW1/7 _f	16	113	2,5	17,7	11,6	128	nn	nn	nb	nn	nn	nb	213	nn	nn	nn	76,3
WW1/8 _f	33	118	2,9	10,8	11,1	128	nn	3	nb	nn	nn	nb	224	1,1	nn	nn	8,7
WW2/4 _{uf}	nb	82,9	3,8	<2	nb	nb	0,55	6,8	<0,1	<0,2	<1	2,5	239	<1	<0,1	0,16	3,8
WW2/5 _f	nn	43,8	4,7	nn	nn	27,5	nn	1,14	nb	nn	nn	nb	232	nn	nn	nn	17,9
WW2/6 _f	nn	31,3	3,98	11,36	nn	26,7	nn	2,8	nb	nn	nn	nb	246	nn	nn	nn	19,3
WW2/7 _f	30	80,4	2,3	20,9	13,3	45,9	nn	nn	nb	nn	nn	nb	229	nn	nn	nn	79,8
WW2/8 _{uf}	136	123	30,3	61,3	11,3	55,1	21,5	24	nb	38	nn	nb	232	5,5	8,2	nn	28,2
WIE1/5 _f	51	657	13,8	nn	65,7	59,8	4,03	2,58	nb	78	nn	nb	277	nn	nn	nn	21,3
WIE1/6 _f	nn	689	10,8	18	72,1	66,4	2,5	3,05	nb	73	nn	nb	287	nn	nn	nn	27,6
WIE1/7 _f	33	561	14,1	nn	71,3	75,7	1,4	1,3	nb	74,2	nn	nb	241	nn	nn	nn	11,5
WIE1/8 _f	34	224	5,1	nn	73,3	105	nn	1,5	nb	71,7	nn	nb	230	nn	nn	nn	9,9
WIE1/4 _{uf}	nb	354	5	13,1	nb	nb	2,9	10,20	13	89,7	<1	11,1	255	<1	0,15	<0,1	7

Anlagen

Probe	Fe	Mn	Ni	Zn	Li	Al	Co	Cu	Ga	As	Ag	Rb	Sr	Mo	Cd	Sn	Ba
WIE1/5 _{uf}	942	790	17,4	25,7	68,9	182	6,4	8,26	nb	100	nn	nb	284	nn	nn	nn	28,8
WIE1/6 _{uf}	809	794	15	20,7	73,1	155	4,69	5,48	nb	76	nn	nb	285	nn	nn	nn	27,4
WIE1/7 _{uf}	1024	718	10,9	37	65,7	256	4,2	5,7	nb	110	nn	nb	239	nn	nn	nn	115
WIE1/8 _{uf}	610	330	7,6	14,9	72,9	150	1,8	3,5	nb	89,9	29,8	nb	240	nn	nn	nn	11,6
HS1/3 _f	23700	7040	125	541	71,2	1690	100	25		493	nn		293	nn	nb	nb	39,3
HS1/4 _f	nb	5988	123	537	nb	nb	116	49,60,36	546	<1	11,2	312	<1	1,7	<0,1	13,7	
HS1/5 _f	13800	9690	109	449	74,3	1860	93,9	22,3	nb	448	nn	nb	327	1,54	1,63	nn	21,8
HS1/6 _f	25000	10500	127	543	90,9	2310	110	36,9	nb	348	nn	nb	325	nn	1,97	nn	27,1
HS1/7 _f	26400	8150	133	665	79,4	2170	104	54	nb	749	nn		240	nn	nn	nn	22,3
HS1/8 _f	19200	8460	114	525	83,5	1630	100	13,1	nb	385	1,1		276	nn	nn	nn	14,6
HS1/3 _{uf}	30500	7200	129	572	72,6	2070	105	115		732	0,84		301	nn	nb	nb	41,7
HS1/4 _{uf}	nb	5932	121	533	nb	nb	114	107	0,3	661	<1	11	311	<1	2,4	<0,1	14
HS1/5 _{uf}	14380	9460	106	452	71,7	2080	94,1	61	nb	642	nn	nb	337	1,65	1,59	nn	28,5
HS1/6 _{uf}	29200	11000	126	556	86,4	2650	107	97,8	nb	484	nn	nb	330	nn	2,64	nn	33,5
HS1/7 _{uf}	29500	8140	130	660	78,3	2380	106	108	nb	961	nn		249	nn	nn	nn	15,3
HS1/8 _{uf}	24700	8580	113	565	86,6	2150	101	87	nb	632	nn	nb	276	1,1	nn	nn	14,2
S2/8	69	247	3,1	11,4	nn	98,8	nn	4,5	nb	nn	nn	nb	279	3,8	nn	nn	11,4
P8/8	45	16,5	2,3	17,4	nn	149	nn	2	nb	nn	nn	nb	210	nn	nn	nn	8,5
Rö1/8	30	46,8	5,8	17,3	79	28,9	nn	1,8	nb	nn	nn	nb	273	nn	nn	nn	23,9
T1/8	133	288	6,1	12,8	72	105	nn	1,8	nb	69,8	nn	nb	225	nn	nn	nn	9,1

Anlagen

Anlage 7/5: Tabelle der Messwerte der Lanthanoide

(alle Angaben in µg/l)

Probe	Y	La	Ce	Pr	Nd	Sm	Gd	Dy	Er	Yb
WZ2/3 _f	nn	1	nn	0,1	0,4	nn	nn	nn	nb	nb
WZ2/4 _f	0,78	1,3	0,49	<0,1	0,52	0,12	0,13	<0,1	<0,1	<0,1
WZ2/5 _f	nb	nn	nn	0,12	0,31	nn	nn	nn	nb	nb
WZ2/6 _f	nb	nn	nn	nn	0,25	nn	0,1	nn	nb	nb
WZ2/7 _f	nn	0,5	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nb	nb
WZ2/8 _f	nn	0,8	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nb	nb
WA1/3 _f	nn	0,2	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nb	nb
WA1/4 _{uf}	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
WA1/5 _f	nb	nn	nb	nb						
WA1/6 _f	nb	nn	nb	nb						
WA1/7 _f	nn	0,2	nn	nn	nn	0,1	nn	nn	nb	nb
WA1/8 _f	nn	0,2	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nb	nb
WW1/3 _f	0,2	0,4	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nb	nb
WW1/4 _f	0,15	0,81	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
WW1/5 _f	nb	nn	nb	nb						
WW1/6 _f	nb	nn	nn	nn	0,12	nn	nn	nn	nb	nb
WW1/7 _f	nn	0,5	0,1	nn	nn	nn	nn	nn	nb	nb
WW1/8 _f	nn	0,4	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nb	nb
WW2/4 _{uf}	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
WW2/5 _f	nb	nn	nb	nb						
WW2/6 _f	nb	nn	nb	nb						
WW2/7 _f	nn	0,9	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nb	nb
WW2/8 _{uf}	nn	0,9	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nb	nb
WIE1/5 _f	nb	nn	nb	nb						
WIE1/6 _f	nb	nn	nb	nb						
WIE1/7 _f	nn	0,3	nn	0,1	nn	nn	nn	nn	nb	nb
WIE1/8 _f	nn	0,1	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nb	nb
WIE1/4 _{uf}	0,23	0,27	0,45	<0,1	0,26	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

Anlagen