

Hydro- und geochemische Prozesse in oberflächennahen Kippensedimenten des Braunkohlentagebaus Zwenkau

Von der Fakultät für Physik und Geowissenschaften

der Universität Leipzig

genehmigte

DISSERTATION

zur Erlangung des akademischen Grades

doctor rerum naturalium

Dr. rer. nat.

vorgelegt

von Diplom-Geologin Ute Wiegand

geboren am 08.10.1971 in Potsdam

Gutachter:

1. Prof. Dr. W. Gläßer (UFZ Leipzig-Halle)
2. Prof. Dr. K. Mengel (TU Clausthal)
3. Prof. Dr. W. Pohl (TU Braunschweig)

Tag der Verleihung 18.02.2002

Was wir wissen, ist ein Tropfen,
was wir nicht wissen, ein Ozean.

Sir Isaac Newton

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	iv
Tabellenverzeichnis	v
Abkürzungsverzeichnis	vi
1. Einleitung	1
2. Allgemeiner Überblick	5
2.1. Geographische Situation	5
2.2. Geologische Situation	8
2.3. Hydrogeologische und hydrologische Situation	10
2.4. Braunkohlenabbau im Tagebau Zwenkau	12
3. Analytik und Methodik	15
3.1. Sedimentologische Untersuchungen	15
3.1.1. Physikalische und petrographische Untersuchungen	17
3.1.2. Chemische Untersuchungen	20
3.2. Hydrochemische und hydrogeologische Untersuchungen	21
3.3. Untersuchungen der Bodengase	23
4. Hydro- und geochemische Situation im Tagebau Zwenkau	25
4.1. Atmosphärischer Eintrag	25
4.2. Kippensedimente	29
4.2.1. Chemische und physikalische Eigenschaften	30
4.2.2. Geochemische und mineralogische Untersuchungen	43
4.3. Grund- und Kippenwasser	60
4.4. Bodenluft	67
5. Chemisch-thermodynamische Betrachtungen	73
6. Mobilisierungs- und Demobilisierungsprozesse	79
7. Betrachtung der zeitlichen Entwicklungen	87
7.1. Veränderungen der Stoffkonzentration	89
7.2. Mineralogische Zusammensetzung und Gefüge	91
7.3. Ausblick	94

8. Zusammenfassung	97
9. Literaturverzeichnis	99
A. Anhang	I
A.1. Probenahmepunkte	I
A.2. Nachweisgrenzen	III
A.3. Sedimente	VII
A.4. Wasser	XXXI
A.5. Bodenluft	XXXIX

Kleiner Dank

Lebenslauf

Eidesstattliche Erklärung

Bibliographische Beschreibung

Abbildungsverzeichnis

2.1.	Geographische Lage des Tagebaus Zwenkau	5
2.2.	Luftbildaufnahme des Tagebaus Zwenkau	6
2.3.	Topologische Struktur des Kippengeländes im Tagebau Zwenkau	7
2.4.	Geologisches Profil des Tagebaus Zwenkau	9
2.5.	Geologisches Profil des Tagebaus Cospuden	10
2.6.	Erosionsrinnen	11
2.7.	Kippenseen	12
2.8.	Schema der Abraumverkipfung	13
3.1.	Schematischer Aufbau einer typischen Schüttungsrippe	16
3.2.	Probenahmepunkte der Sedimentproben	17
3.3.	Probenahmepunkte der Grundwasser- und Kippenwasserproben	22
4.1.	Monatliche Niederschlagsmengen und mittlere Temperaturen	26
4.2.	Niederschlagsüberschuß bzw. -defizit	26
4.3.	Analysierte Stoffkonzentrationen des Regenwassers	28
4.4.	Typische Kippenlandschaft im Tagebau Zwenkau	30
4.5.	pH-Wert der Kippensedimente, abhängig vom Schüttungsalter	31
4.6.	Elektrische Leitfähigkeit der Kippensedimente	33
4.7.	Fraktionierung der Kippenoberfläche	33
4.8.	Kornspektren der Kippensedimentproben	34
4.9.	Kornspektren einer Rippe	35
4.10.	Korngrößenverteilungen der Kippen- und Vorfeldsedimente	36
4.11.	Ungleichförmigkeitszahl der Sedimente	37
4.12.	Eindringtiefe des Sickerwassers in die Kippensedimente	38
4.13.	Trockene Kippensedimente in etwa 1 m Tiefe	39
4.14.	Probenzylinder nach der Bestimmung des k_f -Wertes	40
4.15.	Korrelation des Tongehaltes mit der Wasseraufnahmefähigkeit	41
4.16.	Beispiele der Wasseraufnahmefähigkeit der Kippensedimente	42
4.17.	Ausschnitt eines Dünnschliffes	45
4.18.	Pyritkonzentration der Kippensedimente	45
4.19.	Pyritkörner in Dünnschliffen der Kippensedimente	46
4.20.	Korrelation des pH-Wertes und der Pyritkonzentration	47
4.21.	Kalkkonkretion auf einer 17 Jahre alten Kippe	49
4.22.	Gipskristalle in Kippensedimenten	50
4.23.	Eisen- und sulfathaltige Ausfällungen im Tagebau Zwenkau	51

4.24. Gips- und Eisenhydroxidneubildungen in Naßbereichen	52
4.25. Kohlenstoffkonzentration in Abhängigkeit vom Schüttungsalter	54
4.26. Auflösung der leicht mobilisierbaren Elemente der Kippensedimente	58
4.27. Aluminiumkonzentration der Eluatproben in Abhängigkeit vom pH-Wert	59
4.28. Al^{3+} -Konzentration gegen den pH-Wert in den Wasserproben	63
4.29. Leitfähigkeit der Wasserproben in Abhängigkeit der SO_4^{2-} -Konzentration	64
4.30. PIPER-Diagramm der Elementkonzentrationen der Wasserproben	65
4.31. Korrelation der Kohlenstoffkonzentrationen	67
4.32. Konzentrationen ausgewählter Bodengase in 1 m Tiefe	68
4.33. Korrelation der O_2 - und CO_2 -Konzentrationen der Bodengase	70
5.1. Sättigungsindex der Mineralphase Gips	75
5.2. Theroretisches pe-pH-Diagramm eines Fe-S-K-O-H-Systems	76
6.1. Puffersysteme bei einer Versauerung	79
6.2. Trockenrisse auf der Oberfläche der Kippensedimente	84
7.1. Zeitliche Alterationsprozesse im Tagebau Zwenkau (schematisch)	88
7.2. Orts-Zeit-bezogener Vergleich der Konzentrationen der Kippenseen	90
7.3. Zeitabhängige Veränderungen der Mineralzusammensetzung	91

Tabellenverzeichnis

4.1. Inhaltsstoffe der Regenwasserproben	27
4.2. Im Kippengelände auftretende Minerale	43
4.3. Hauptelemente der Kippensedimente	53
4.4. Quantitative mineralische Zusammensetzung der Kippensedimente	56
4.5. Chemische Zusammensetzung der Eluatproben	57
4.6. Haupt- und Nebenelemente der Grund- und Kippenwasserproben	62
4.7. Elementkonzentrationen des Grundwassers	62
4.8. Spurenelemente der Grund- und Kippenwasserproben	66
6.1. An- bzw. Abreicherungs-faktoren ausgewählter Elemente	82

Abkürzungsverzeichnis

AAS	Atom-Absorptionsspektroskopie
AFB	Abraumförderbrückenkippe
AK	Absetzerkippe
BMBF	Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie
DAIS	Digitales Luftbildspektrometer (<u>d</u> igital <u>a</u> irborne <u>i</u> maging spectrometer)
DIN	Deutsches Institut für Normung
DLR	Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt
DOC	Gelöster Organischer Kohlenstoff (<u>d</u> esolved <u>o</u> rganic <u>c</u> arbon)
DVWK	Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau
EG	Europäische Gemeinschaft
GAF	Gesellschaft für Angewandte Fernerkundung
Gew.-%	Gewichtsprozent
GFZ	GeoForschungsZentrum Potsdam
GPS	Globales Positionierungssystem (<u>g</u> lobal <u>p</u> ositioning system)
GW	Grundwasser
GWL	Grundwasserleiter
IC	Ionenchromatographie
ICDD	Internationales Zentrum für Diffraktionsdaten (<u>i</u> nternational center for <u>d</u> iffraction <u>d</u> ata)
ICP-AES	Atom-Emissionsspektroskopie mit induktiv gekoppeltem Plasma
IRMS	Isotopen-Massenspektrometrie (<u>i</u> sotope <u>r</u> atio <u>m</u> ass <u>s</u> pectrometry)
JCPDS	Röntgendiffraktions-Datenbank des ICDD
KW	Kippenwasser
LMBV	Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH
MIBRAG	Mitteldeutsche Braunkohlengesellschaft
n.b.	nicht bestimmt
NN	Normal Null
NWG	Nachweisgrenze
OF	Oberfläche
PE	Polyethylen
RDA	Röntgendiffraktometrie
RFA	Röntgenfluoreszenzanalyse

SI	Sättigungsindex
TC	Gesamtkohlenstoffgehalt
TIC	Anorganischer Kohlenstoffgehalt (total <u>i</u> norganic <u>c</u> arbon)
TM	<u>t</u> hematic <u>m</u> apper
TOC	Gesamter Organischer Kohlenstoffgehalt (total <u>o</u> rganic <u>c</u> arbon)
TVO	Trinkwasserverordnung
TW	Trinkwasser
UBA	Umweltbundesamt
UFZ	Umweltforschungszentrum Leipzig/Halle GmbH
Vol.-%	Volumenprozent
Zw	Bezeichnung der Probenahmepunkte

1. Einleitung

Die vorliegende Arbeit wurde im Rahmen des BMBF-geförderten Projektes „Luft- und bodengestützte spektrometrische Untersuchungen zur Differenzierung reaktiv veränderter Braunkohlentagebauegebiete in Mitteldeutschland“ (Vorhaben 02 WB 9667/5) als Kooperation zwischen dem GeoForschungsZentrum Potsdam (GFZ), dem Deutschen Zentrum für Luft- und Raumfahrt (DLR), der Gesellschaft für Angewandte Fernerkundung (GAF) und dem Umweltforschungszentrum Leipzig/Halle GmbH (UFZ) angefertigt (KAUFMANN *et al.* 1999, REINHÄCKEL *et al.* 2000). Idee des Projektes war es, die durch spektrometrische Erfassungsmethoden der Fernerkundung erhaltenen Überfliegsdaten mittels konventioneller petrographischer, mineralogischer und geochemischer Analytik zu kalibrieren, um der Bergbauindustrie eine wirkungsvolle Methode zu liefern, welche es ermöglicht, die riesigen Kippenareale des Tagebaubergbaus mit geringem zeitlichen und personellen Aufwand aussagesicher zu klassifizieren, die Sachverhalte mit hoher Genauigkeit räumlich zuzuordnen und so einer geeigneten Nutzung zuzuführen (KRÜGER 1999, REINHÄCKEL 1999). Der Schwerpunkt dieser Arbeit lag dabei in der Charakterisierung der hydro- und geochemischen Veränderungen in den Kippensedimenten des im mitteldeutschen Raum südlich von Leipzig aufgeschlossenen Braunkohlentagebaus Zwenkau. Die Erfassung dieser Daten spielt in Hinblick auf eine Rekultivierung und Abschätzung des Gefährdungspotentials der Tagebaulandschaft eine entscheidende Rolle.

Problematik

Wie in den meisten Fällen der wirtschaftlich orientierten Rohstoffgewinnung erfährt die Natur während des Braunkohlenabbaus zahlreiche Eingriffe, die oftmals irreversibel sind. Durch den Abbau im Tagebaubetrieb wird dabei neben der topographischen auch die hydrologische und geologische Situation großflächig verändert (CARUCCIO *et al.* 1988; GLÄSSER 1995; GLÄSSER 1997; JOHNSON & THORNTON 1987; MILLS 1985; PFLUG 1998). Nach der Schließung eines Braunkohlentagebaus verbleiben typische Bergbaufolgelandschaften, welche durch Restlöcher, Kippen und Halden gekennzeichnet sind. Im Anschluß an eine Sanierung des Geländes – häufig verbunden mit einer Flutung des Restloches sowie einer Aufforstung der Umgebung – werden die ehemaligen Tagebauareale oftmals als Naherholungsgebiet erschlossen.

Ein wesentliches Problem bei der Rekultivierung und Nachnutzung der Bergbaufolgelandschaften stellt die bereits mit der Verkippung der Abraumsedimente beginnende Pyritverwitterung in den Tagebaukippen dar. Dieser von verschiedenen chemischen, biologischen und elektrochemischen Reaktionen sowie von umweltspezifischen Parametern abhängige Oxidationsprozeß ist der Ausgangspunkt einer Reihe von Veränderungen im hydro- und

geochemischen Gleichgewicht des Kippenkörpers. Es werden Sulfat-, Eisen- und Wasserstoffionen freigesetzt. Der pH-Wert reduziert sich drastisch (AHONEN & TUOVINEN 1989; ALPERS & BLOWES 1994; BOREK 1994; CARRUCCIO *et al.* 1988; EGGLESTON *et al.* 1996; EHRLICH 1998; EVANGELOU 1998, GOULD *et al.* 1994; KÖLLING 1990; MOSES *et al.* 1987; NICHOLSON 1994; NORDSTROM 1982; PREIN 1994; SINGER & STUMM 1970; STUMM & MORGAN 1996; TUOVINEN & KELLY 1972; WILLIAMSON & RIMSTIDT 1994; WISOTSKY 1994). Durch die gebildete Schwefelsäure werden Folgereaktionen ausgelöst, welche die Zerstörung von vorhandenem Mineralbestand hervorrufen können. Dies wiederum führt zu einer intensiven Freisetzung und Mobilisierung verschiedenster Elemente und Verbindungen, aber auch zur sekundären Fixierung in neugebildeten metastabilen Speichermineralen. Durch die daraus resultierende Veränderung des Gefüges und der Bindigkeit des Kippenmaterials kann es zu zusätzlichen Setzungserscheinungen, Setzungsfließen und Hangrutschungen kommen. Darüber hinaus stellt die Freisetzung von Schwermetallen im Laufe der Versauerung eine erhebliche Gefahr für den Wasserhaushalt der Umgebung dar.

Aufgabenstellung

Die nach dem Abbau der Kohlelagerstätten verbleibenden, mit Abraumsedimenten gefüllten großflächigen Restlöcher müssen in die Landschaft wieder eingegliedert werden. Dazu ist es einerseits notwendig, die natürliche Regeneration nach der Stilllegung des Tagebaus zu unterstützen und voranzutreiben. Andererseits gilt es, umweltgefährdende Prozesse, wie etwa die Kontamination der Umgebung mit Schwermetallen, zu verhindern bzw. abzuschwächen. Ziel der vorliegenden Arbeit war es, die Kippensedimente in Abhängigkeit des Schüttungsalters und der Lagerung zu erfassen und die im Kippenkörper ablaufenden chemischen, petrographischen und gefügemäßigen Veränderungen zu beschreiben.

Dabei sollte in den Untersuchungen auf folgende Fragestellungen detailliert eingegangen werden:

- Wie homogen sind die Kippensedimente ?
- Wie verändern sich der Mineralbestand und das Gefüge im Laufe der Zeit ?
- Wie verändern sich der Mineralbestand und das Gefüge mit der Tiefe ?
- In welchem Zeitraum wirkt sich die Verwitterung des Pyrits aus ?
- Welche Auswirkungen hat die Verkippung auf das gesteinsphysikalische Langzeitverhalten ?
- Welche qualitativen und quantitativen Wechselwirkungen mit den Tagebauwässern treten auf ?
- In welchem Maß machen sich Auswirkungen auf die Grundwasserqualität bemerkbar ?
- Welche geochemischen und mineralogischen Prozesse spielen sich im Sedimentkörper ab ?
- Wie vollzieht sich eine Aufsättigung des künstlichen Schüttgutes unter normalen Witterungsabläufen ?

Für die Charakterisierung wurde der Tagebau Zwenkau gewählt, da er zur Zeit der Untersuchungen einer der wenigen noch aktiven Tagebaue im Mitteldeutschen Braunkohlenrevier war und sich somit die Möglichkeit bot, sowohl frisch geschüttete als auch bis zu 20 Jahre alte Kippen zu untersuchen. Auf diese Weise konnten die ablaufenden Prozesse von Beginn an verfolgt und ihr zeitlicher Verlauf eingeordnet werden. Nicht berücksichtigt wurden die stofflichen Reaktionen, welche sich direkt an der Abbaufont und im Umfeld des Tagebaus Zwenkau abspielen.

Die vorliegende Arbeit sollte als eine allgemeine Basis für weiterführende Untersuchungen zu spezifischen Problemen des Braunkohlenbergbaus verstanden werden. Obgleich sich die vorgestellten Ergebnisse und Zusammenhänge speziell auf den Tagebau Zwenkau beziehen, dienen sie dennoch einer Erweiterung der grundlegenden Erkenntnisse über die Problematik der nach dem Kohlenabbau zurückbleibenden Abraumkippenlandschaften eines offenen Braunkohlentagebaus.

2. Allgemeiner Überblick

Der Bergbau in Mitteldeutschland hat eine lange Tradition. Bereits im 17. Jahrhundert wurde der Kohlenabbau betrieben. Auf Grund des zunehmenden Brennholz mangels stieg die Nachfrage nach alternativen Brennstoffen. Schließlich wurde zu Beginn des 20. Jahrhunderts zum Großabbau in Tagebaubetrieben übergegangen. Auf diese Weise kristallisierten sich schnell lokale Braunkohlenabbauregionen mit einer Vielzahl von Tagebauen heraus, so auch im Gebiet um die Stadt Leipzig.

2.1. Geographische Situation

Der bis 1999 aktive Tagebau Zwenkau liegt im Mitteldeutschen Raum (Mitteldeutsches Braunkohlenrevier), südlich der Stadt Leipzig, ca. 10 km vom Stadtrand entfernt (siehe Abb. 2.1). Betrieben wurde der Tagebau von der Mitteldeutschen Braunkohlengesellschaft mbH (MIBRAG). Das Abbaugelände des Tagebaus erstreckte sich über eine Gesamtfläche von ca. 27 km². Dabei umfaßt das Kippengelände (Innenkippe bzw. Förderbrückenkippe) etwa 11,5 km². Die Luftbildaufnahme in Abbildung 2.2 vermittelt einen Überblick über das Untersuchungsgebiet.

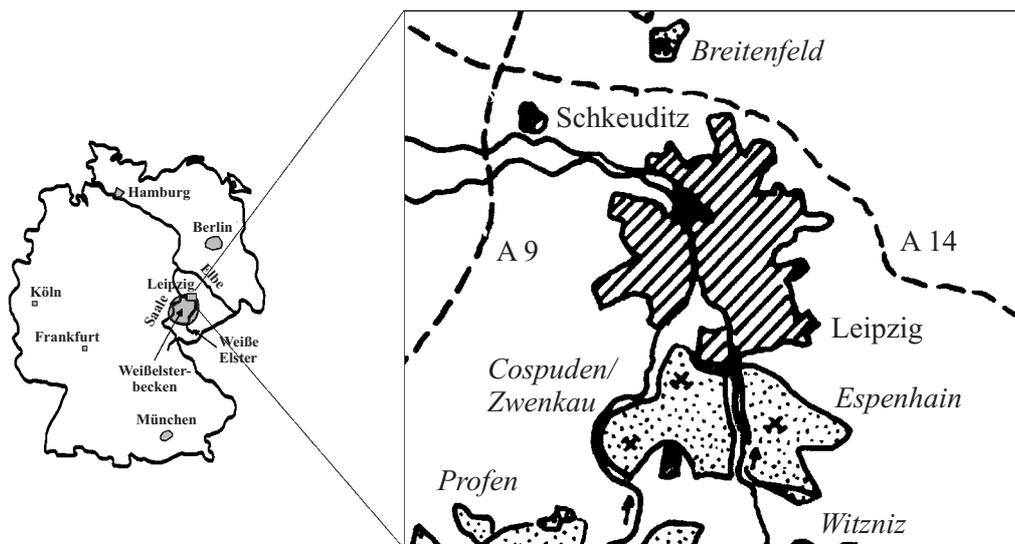


Abbildung 2.1.: Geographische Lage des Tagebaus Zwenkau im Südraum von Leipzig

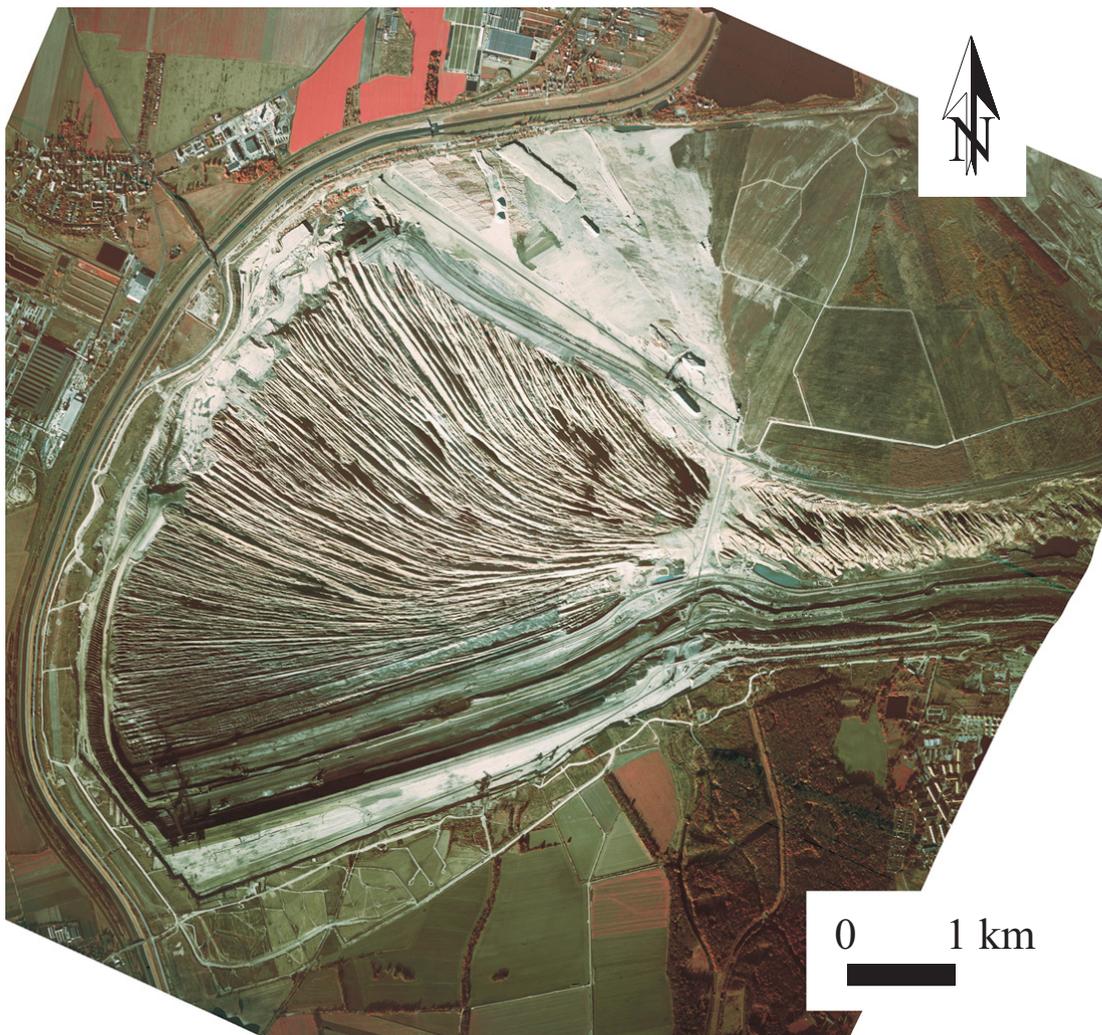


Abbildung 2.2.: Luftbildaufnahme des Tagebaus Zwenkau – aufgenommen von der DLR am 4.11.1997 (Farb-Infrarot-Luftbild, Flughöhe 3600 m über Gelände, Kameranummer 119 055, Film: Kodak Airochrominfrared 2443)

Der Südraum von Leipzig zeigt ein glaziales flachwelliges Relief (100 - 200 m über NN), welches durch Grundmoränen aus der Elster-, Saale- und Weichseleiszeit, unterbrochen von Auen aus dem Frühweichsel, gekennzeichnet ist. Im Bereich der Tagebaulandschaft hat sich dieses Bild jedoch bereits stark gewandelt, und auch in den nächsten Jahren werden weitere Veränderungen stattfinden. Gegenwärtig dominieren noch offene Tagebaurestlöcher, aber schon bald wird sich in der Region um Leipzig eine anthropogene Seenlandschaft entwickelt haben.

Die mittlere Jahrestemperatur im Leipziger Raum (ermittelt aus den Daten von 1951 bis 1980) liegt zwischen 8°C und 9°C (VEIT *et al.* 1987). 1998 betrug sie 10,3°C (CARSTENSEN 1999). Dauerfrosttage oder heiße Sommertage (>25°C) treten verhältnismäßig selten auf. Vergleichsweise wurde 1998 an nur einem Tag eine mittlere Lufttemperatur unter –10°C bzw. an nur 3 Tagen über 25°C gemessen. Durch eine von 1996 bis 1998 im östlichen Bereich des Tagebaus Zwenkau stationierte mobile Klimastation der Technischen

Universität Braunschweig konnten die lokalen Niederschlagsmengen für diesen Zeitraum bestimmt werden (CARSTENSEN 1999).

Die Auswertung der Daten ergab eine Niederschlagsmenge zwischen 450 - 530 mm pro Jahr, wobei die Niederschläge in allen Monaten des Jahres, verstärkt jedoch im Sommer auftraten. In den Monaten Juli und Oktober wurden die höchsten Niederschlagsmengen gemessen, die aber nur etwa 30 % des Gesamtniederschlags im Jahr ausmachten. Zwischen Dezember und Februar waren die Niederschlagsmengen am geringsten. Die mittlere Luftfeuchtigkeit in der Region um den Tagebau Zwenkau lag bei etwa 75 %. Aus diesen Daten läßt sich auf ein schwach bis mäßig humid ausgeprägtes kontinentales Klima schließen. Auf Grund des vergleichsweise sehr kurzen Meßzeitraumes und der daraus resultierenden nichtrepräsentativen Daten ist eine eindeutige Klimaklassifizierung jedoch nur eingeschränkt möglich.

Einen Überblick über die topologische Struktur des Kippengeländes gibt Abbildung 2.3 wieder. Deutlich läßt sich die tagebautypische Rippenform der Förderbrückenkippe erkennen. Vereinzelt haben sich kleinere Naßbereiche zwischen den Schüttungsrippen gebildet.



Abbildung 2.3.: Topologische Struktur des Kippengeländes im Tagebau Zwenkau

2.2. Geologische Situation

Betrachtet man den Südraum von Leipzig unter stockwerksgeologischer Perspektive, so läßt sich die Region in ein Grundgebirgs-, ein Übergangs- und ein Deckgebirgsstockwerk untergliedern. Das Grundgebirgsstockwerk wird durch den Zentralteil des Nordsächsischen Antiklinoriums – hauptsächlich präkambrische, teilweise von granodioritischen Magmatiten durchsetzte Grauwacken und Pelite – gebildet (EISSMANN 1970; ENGERT 1957; GLÄSSER *et al.* 2002). Während der Variszischen Orogenese wurde der tiefere Untergrund Mitteldeutschlands geprägt. Später, während des Rotliegenden, sind die Gesteine durch vulkanische und bruchtektonische Aktivitäten deformiert worden (GLÄSSER 1997). Auf das Grundgebirgsstockwerk folgen das Übergangsstockwerk (die Leipzig-Delitzscher Hochlage) und das Deckgebirgsstockwerk (Nordwestsächsische Scholle). In der Umgebung um das Untersuchungsgebiet sind diese Gebirgsstockwerke jedoch nicht ausgebildet bzw. bereits abgetragen. Lediglich in der Weiße Elster-Störungzone (Elstertalgraben) sind noch vereinzelt Konglomeratrelikte zu finden (GLÄSSER *et al.* 2002). Veränderungen der Gesteinskruste infolge der alpidischen Orogenese führten in Nord- und Ostdeutschland zur epikontinentalen Absenkung. Dabei bildete sich das Norddeutsche Tertiärbecken, in dem fluviatile, limnisch-brackische und marine Sedimente abgelagert wurden. Die Leipziger Tieflandsbucht bildete einen Teil des Norddeutschen Tertiärbeckens. Durch eine Verlagerung der Sedimentation von Westen nach Osten ab dem jüngeren Eozän (SCHRECK & GLÄSSER 1998) formierten sich in dieser Bucht drei große Lagerstättengebiete: das Weißelsterbecken (MEYER 1950), die Region Delitzsch/Bitterfeld und die Niederlausitz. Während des Eozän entwickelten sich in der Leipziger Tieflandsbucht Schutfächer. Ab dem mittleren Eozän bis etwa zum mittleren Miozän war die Bucht als ein flacher Sedimentationsraum ausgebildet (EISSMANN 1994a). Im Zuge ausgedehnter Hebungen im Oligozän kam es zu einer Sedimentationsunterbrechung und zur Abtragung der abgelagerten Schichten (HENNINGSEN & KATZUNG 1992). In späteren Meeresüberflutungen wurden Rupeltonschichten und Glaukonitsande abgelagert. Während des Quartärs rückten schließlich Eismassen von Norden her vor, so daß die tertiären Sedimente mit glazialen Ablagerungen überdeckt wurden.

Aus regionalgeologischer Sicht liegt der Tagebau Zwenkau im Weißelsterbecken. Genauer betrachtet, befindet er sich auf der Hochfläche von Knautnaundorf. Lediglich im Osten erstreckt er sich bis in die Elsteraue (BELLMANN *et al.* 1994). Abbildung 2.4 zeigt schematisch ein geologisches Profil des Untergrundes im Bereich des Tagebaus Zwenkau.

Die braunkohleführenden Schichten (Bornaer Schichten) Mitteldeutschlands – großflächig ausgedehnte Lager mit kohleführenden Flözen – entstanden am südlichen Rand des Beckens. Während des Unteroligozän (nach alter Nomenklatur Mitteloligozän (BERGGREN *et al.* 1995)) wurden sie mit marinen bis litoralen Sedimenten (Böhlener Schichten) überlagert. Später, im Pleistozän, entstanden drei präglaziale Flußterrassen (EISSMANN 1994b), wobei während der Elster- und Saalevereisung äolische Sedimente, Flußschotter, glazio-fluviatile Sande, Bändertone und Geschiebemergel abgelagert wurden. Im Holozän schließlich begann die Abdeckung der rezenten Flußauen durch Auensedimente. Da im Zuge des Kohlenabbaus die über den Kohleflözen liegenden Abraumsedimente der Böhlener Schichten und die Schichten des Quartärs gemischt verkippt wurden, ist das im

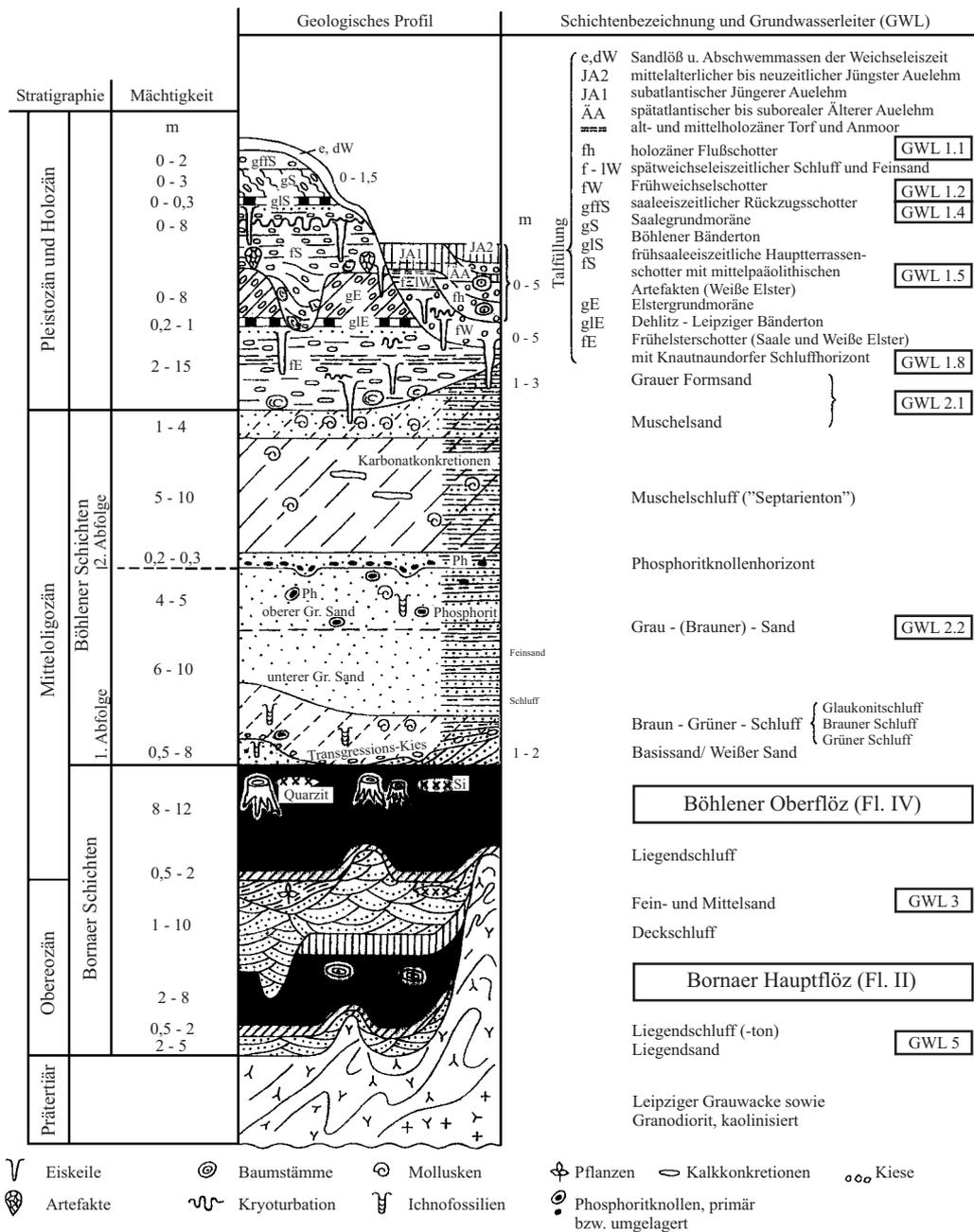


Abbildung 2.4.: Geologisches Profil des Tagebaus Zwenkau (BELLMANN et al. 1984) – nach neuerer Nomenklatur der stratigraphischen Einteilung wird das Mitteloigozän als Unteroligozän angesprochen (BERGGREN et al. 1995)

Tagebau vorliegende Kippenmaterial hauptsächlich aus einer Mixtur mariner Feinsande (Grauer Sand und Muschelsand), Schluffe (Brauner Schluff, Bänderschluff, Glaukonitschluff und Muschelschluff), quartäre Schotter, Sande und Tone aufgebaut.

2.3. Hydrogeologische und hydrologische Situation

Abbildung 2.5 zeigt die hydrogeologische Situation des Tagebaus Cospuden, welche im Prinzip auch der des Tagebaus Zwenkau entspricht. Die wesentlichen Grundwasserleiter befinden sich alle im Tertiär und Quartär. Von den 5 Grundwasserstockwerken im Südraum von Leipzig waren im Bereich des Tagebaus Zwenkau nur 4 ausgebildet (siehe dazu auch Abb. 2.4) (MICHEL 1960; REINHOLD *et al.* 1985). Die generelle Grundwasserfließrichtung verlief von Südost nach Nordwest (GLÄSSER 1995).

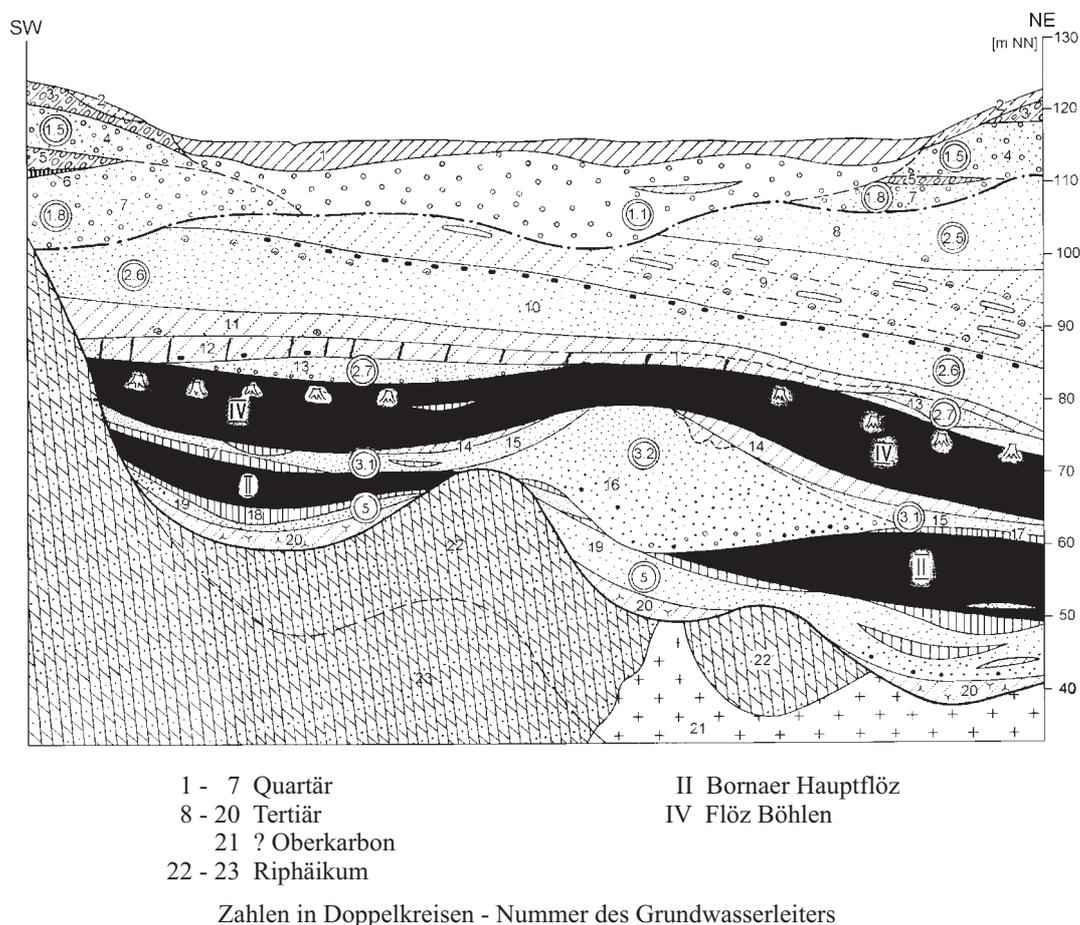


Abbildung 2.5.: Geologisches Profil des Tagebaus Cospuden mit den ausgebildeten Grundwasserleitern (nach LAUER *et al.* 1979 aus GLÄSSER *et al.* 2002)

Für den Abbau der Braunkohle war die Gewährleistung der Standsicherheit des Tagebaus zwingend erforderlich. Zu diesem Zweck wurde das Anstehende entwässert, wobei das

Grundwasser über Brunnen, die bis in das Liegende der Flöze reichen, abgepumpt worden ist. Mit etwa 250 derartigen Filterbrunnen, verteilt über den gesamten Tagebau, konnten pro Jahr durchschnittlich 12 Mio. m³ Wasser abgepumpt und zum Großteil zur Flutung des rund 2 km entfernten Tagebaurestloches Cospuden genutzt werden. Infolge der Entwässerung wurde der Grundwasserspiegel lokal bis zu 100 m abgesenkt (SCHRECK & GLÄSSER 1998), was eine irreversible Veränderung des Gebietswasserhaushaltes noch weit über die Grenzen des eigentlichen Abbaugebietes hinaus nach sich zog. Die Grundwasserleiter wurden großflächig zerstört und trockengelegt, was zu einem Zusammenbruch des hydrochemischen und hydrodynamischen Gleichgewichts führte. Ein Wiederherstellen des ursprünglichen Fließverhaltens des Grundwassers wird auf Grund der Unterbrechung und Abtragung der Grundwasserleiter nicht mehr möglich sein. Jedoch werden sich im Laufe der Zeit neue Grundwassereinzugsgebiete und -fließrichtungen einstellen.

Neben dem natürlichen Grundwasser gibt es im Tagebau Zwenkau auch Kippenwasser und in sehr geringem Umfang Sickerwasser. Das auf die Rippen fallende Regenwasser fließt auf Grund des hohen Schluff- und Tonanteils der Kippensedimente an den Hängen der Kippen unter Bildung von Erosionsrinnen hinab (siehe Abb. 2.6), wobei es im Kontakt mit den Sedimenten Schwefelsäure auswäscht, Ionen löst und sich schließlich zwischen den Rippen sammelt (siehe Abb. 2.7). Die so gebildeten, je nach Jahreszeit und Wetterbedingungen in ihrer Größe schwankenden Wasseransammlungen weisen daher einen sehr niedrigen pH-Wert (2 - 3) auf.

Um die Braunkohle im Tagebau Zwenkau gewinnen zu können, mußte der Flußlauf der Weißen Elster verlegt werden. Der ursprünglich durch das Abbaugebiet verlaufende Fluß wurde durch einen westlich um den Tagebau angelegten Kanal umgeleitet. Dabei sind neben dem Flußlauf auch dessen Auen verändert worden.

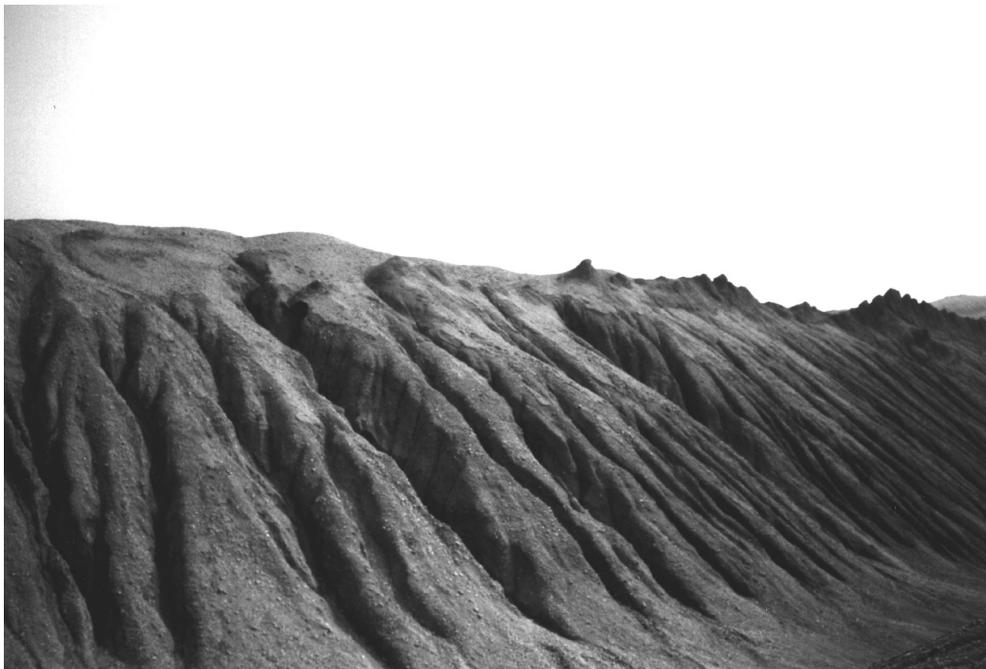


Abbildung 2.6.: Erosionsrinnen an den Hängen der Kippe im Tagebau Zwenkau



Abbildung 2.7.: Kippenseen, die sich in den Schwemmfächern durch das abfließende Regenwasser gebildet haben

Der aus der Flutung des Tagebaus Zwenkau (Beginn voraussichtlich 2004 (LMBV 2000)) entstehende Restsee wird eine Fläche von etwa 9,75 km² einnehmen und dabei eine Wassermenge von rund 180 Mio. m³ beinhalten (MIBRAG 1997). Die Vorbereitungen zur Flutung haben bereits begonnen. Seit 1998 werden die den Tagebau begrenzenden Böschungen abgeflacht. Ebenso werden die Kippenflächen im Norden und Osten wieder aufgeforstet und so einer forstwirtschaftlichen Nutzung zugeführt. Die Flutung soll hauptsächlich durch Sumpfungswasser der aktiven Tagebaue Profen und Vereinigtes Schleenhein erfolgen, was den Vorteil einer vergleichsweise schnellen Flutung bis ca. 2016 (LMBV 2000) hätte. Im Fall eines natürlichen Grundwasseranstiegs müßte man von einer Flutung bis etwa 2052 (LEHMANN 1997) ausgehen. Zusätzlich würden Fremdwässer eine Verbesserung der Wasserqualität mit sich bringen, da das extrem saure aufsteigende Grundwasser auf diese Weise teilweise neutralisiert werden kann.

2.4. Braunkohlenabbau im Tagebau Zwenkau

Im Tagebau Zwenkau (vor 1969 Tagebau Böhlen genannt) wurde erstmals 1921 Braunkohle gefördert. Mit der Einführung der Abraumförderbrücke im Jahr 1930 war der Übergang zum Großtagebau vollzogen. Bedingt durch den ständig fortschreitenden Abbaubetrieb wurde bald eine Veränderung der Infrastruktur nötig. In deren Folge sind die Ortschaften Prödel (1970 - 1972), Zöbiger-Süd (1973), Zwenkau-Nord (1974), Weiße Mark (1975), Bösdorf (1980 - 1982) sowie Eythra (1981 - 1986) devastiert worden. Weiterhin kam es zur Abholzung des Waldes Harth und, bedingt durch die Verlegung des Flusses Weiße Elster (1973 - 1978), zum Verlust des Auenbereiches als natürliche Hochwasserretentionsfläche.

Nach 1989 wurden bis zur Schließung des Tagebaus 1999 keine weiteren Ortschaften, Verkehrsträger, Vorfluter oder ökologisch wertvolle Bereiche verändert.

Bis 1989 war die Braunkohle der Hauptenergieträger, was den vorrangigen Abbau sowie die nebensächliche Betrachtung der Schutzgüter Boden und Wasser erklärt. Erst nachdem der Kohlenabbau im Zuge der nach der Wiedervereinigung Deutschlands veränderten wirtschaftlichen Situation durch die wachsende Konkurrenz alternativer fossiler Energieträger unrentabel wurde und einige Kohlekraftwerke u.a. auch auf Grund ihrer nicht erfüllten Umweltkriterien stillgelegt werden mußten, trat ein Rückgang der Braunkohlenförderung ein. So existierten bis 1990 im mitteldeutschen Raum 19 Tagebaue, 1993 waren es nur noch 5 (LMBV 1995). Derzeit gibt es noch 2 aktive Tagebaue.

Die Braunkohleschichten des Tagebaus Zwenkau bilden eine typische Zweiflözlagerstätte, deren Entstehung, stratigraphisch betrachtet, vom Obereozän bis zum Unteroligozän (Alter etwa 35 - 30 Mio. Jahre) einzuordnen ist. Das Bornaer Hauptflöz (Unterflöz) und das Böhlener Oberflöz sind in terrestrischen Sedimenten der Bornaer Schichten eingebettet (siehe Abb. 2.4). Teilweise sind die Flöze durch sandige Zwischenmittel aufgespalten. Das Verhältnis von gefördertem Abraum zu geförderter Kohle liegt bei etwa 3 : 1 (MIBRAG 1997), wobei das Kippenmaterial des Abraumes hauptsächlich aus der Abfolge der Böhlener Schichten und untergeordnet aus den Bornaer Schichten besteht.

Die Zwenkauer Kohle wurde durch die für den Tagebaubetrieb typischen Förderbrücken-, Transportband-, Bahn- und Trucktechnologien abgebaut. Auf diese Weise sind im gesamten Abbauezeitraum etwa 1 500 Mio. m³ Abraum bewegt worden, um etwa 600 Mio. t Kohle zu fördern (MIBRAG 1997). Der Abbau erfolgte dabei entsprechend dem nachfolgend beschriebenen Prinzip (siehe Abbildung 2.8 KAUFMANN *et al.* 1999):

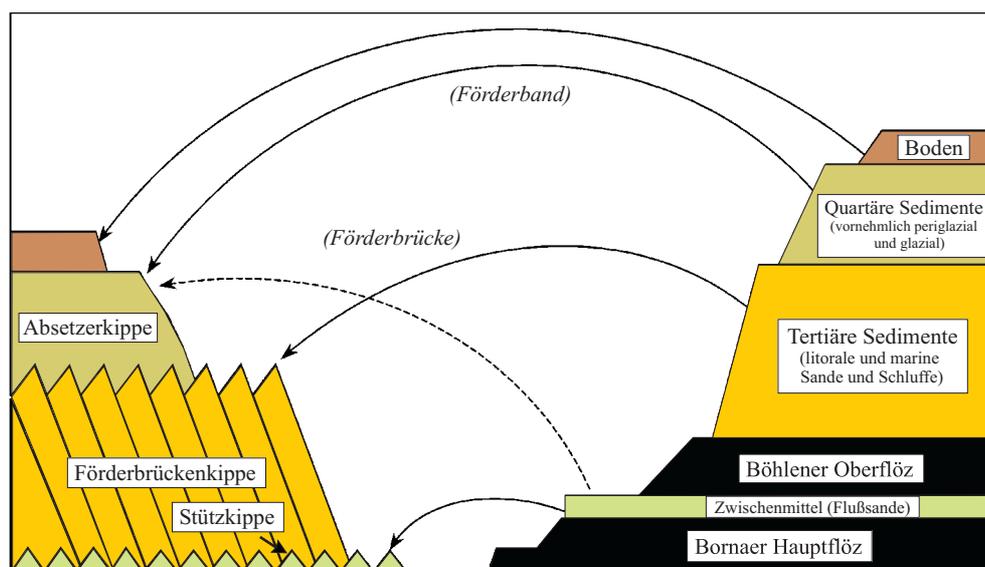


Abbildung 2.8.: Schema der Abraumverkipfung im Tagebau Zwenkau (KAUFMANN *et al.* 1999)

Im Vorschnitt wurden der Kulturboden und die quartären Sedimente mittels eines Schaufelradbaggers abgetragen. Das gewonnene Material konnte später im Tagebau zur Befestigung und Stabilisierung der Straßen und Wege verwendet, aufbereitet und vermarktet oder zur Rekultivierung im Bereich der Absetzerkippe genutzt werden. Eine Trennung der Kulturschicht von den quartären Sedimenten war nicht möglich, da die Schnittmächtigkeit des Baggers zwischen 4 und 6 m liegt. Im Hauptschnitt wurden dann durch die Abraumförderbrücke der Hauptanteil des Abraummateriale und die Kohle des Oberflözes gewonnen. Beim Verkippen der Abraumsedimente entstand die für den Kohlentagebau typische Rippenstruktur der Abraumförderbrückenkippe (AFB). Um die Rutschungsgefährdung innerhalb dieser Kippenlandschaft zu minimieren, wurde vor der endgültigen Verkipfung eine Stützkippe als Widerlager eingebracht. Das zwischen dem Ober- und Unterflöz lagernde Zwischenmittel sowie die Kohle des Unterflözes sind wiederum durch Bagger abgetragen und im Bahnbetrieb abgeführt worden. Die in Zügen abtransportierte Kohle ist dann in einem Tiefbunker zwischengelagert worden, um schließlich von dort den umliegenden Kraftwerken zur Energiegewinnung zugeführt zu werden.

Zur Rekultivierung der Tagebaulandschaft wurde die AFB durch Absetzer (Absetzerkippe) aufgefüllt. Abschließend ist das Gelände mit einer etwa 2 m mächtigen Kulturbodenschicht überdeckt worden.

Im Laufe der Zeit haben sich die Abbautechniken zunehmend verändert. Beispielsweise wurden bis 1993 die Abraumschichten bei ihrer Schüttung nicht selektiert, das heißt, es fand bei der Verkipfung der tertiären und quartären Deckschichten eine Vermischung statt. Seit 1994 wurden die Schichten getrennt, so daß nur noch die tertiären Sedimente auf die AFB gelangten. Da beim Abbau und Transport über die Förderbrücke die stratigraphische Gliederung verloren ging, ist die AFB demnach als eine inhomogene Mischung einer großen Vielzahl von Mineralen anzusehen. Bedingt durch den in südlicher Richtung vorangetriebenen Kohlenabbau nimmt das Schüttungsalter der Kippe von Nordosten nach Süden ab.

3. Analytik und Methodik

Um die im Tagebau Zwenkau stattfindenden hydro- und geochemischen Prozesse erfassen und verstehen zu können, waren umfangreiche Probenahmen und Analysen der Sedimente (Vorfeld- und verkippte Sedimente) als auch der auftretenden Wässer (Grund- und Kippenwässer) und Bodengase über einen längeren Zeitraum erforderlich. Aus diesem Grund sind in definierten zeitlichen Abständen zwischen 1996 und 1998 an verschiedenen Orten im Tagebau entsprechende Sediment-, Wasser- und Bodengasproben gewonnen worden. Die verschiedenen chemischen Analysen der Sediment- und Wasserproben wurden in den Laboratorien des Umweltforschungszentrums in Halle und Leipzig, im GeoForschungsZentrum Potsdam sowie in den mineralogischen Fachbereichen der Universitäten Halle und Leipzig durchgeführt. Die elementspezifischen Nachweisgrenzen der verschiedenen chemischen Analyseverfahren sind im **Anhang A** aufgelistet.

3.1. Sedimentologische Untersuchungen

Im Tagebau Zwenkau wurde eine Vielzahl von Sedimentproben aus verschiedenen Förderbrückenkippen gewonnen. Da die Kippen in Richtung Nordosten zunehmend älteren Ursprungs sind, war auf diese Weise auch eine schüttungsaltersabhängige Probenahme möglich. Durch das Global Positioning System (GPS) konnte jeder Probenahmepunkt bis auf eine mittlere laterale Abweichung von maximal 10 m bestimmt werden (**Anhang A**).

Da die durch die Verkipfung der Sedimente entstehenden Rippenstrukturen der einzelnen Kippen im Zuge der witterungsbedingten Einflüsse zwangsläufig lokale Veränderungen erfahren haben, wurde zur Festlegung eines optimalen Probenahmeortes eine Voruntersuchung an einer durchschnittlichen Tagebaukippe durchgeführt. Abbildung 3.1 zeigt schematisch den Aufbau einer typischen Schüttungsrippe.

Schon während des Schüttungsprozesses kommt es an den Südhängen der Rippen zu Rutschungserscheinungen, wodurch die oft zu beobachtenden steileren Südhänge zu erklären sind. Dieses Phänomen läßt sich durch die Verkipfungstechnologie erklären. Der Kohlenabbau und damit auch die Verkipfung des Abraummateriale erfolgt in südliche Richtung. Da die Schüttung einer neuen Rippe am Südhang ihrer Vorgängerrippe beginnt, werden die verkippten Sedimente durch die bereits bestehenden Rippen im Norden gestützt, während sie in südlicher Richtung ein erhöhtes Rutschungspotential haben.

Weiterhin werden feinkörnige Bestandteile der Sedimente durch Regenwasser von den Kippen gespült, die sich dann in den Schwemmlächen sammeln. Der Höhenunterschied vom Top bis zur Schwemmläche kann bis zu 10 m betragen.

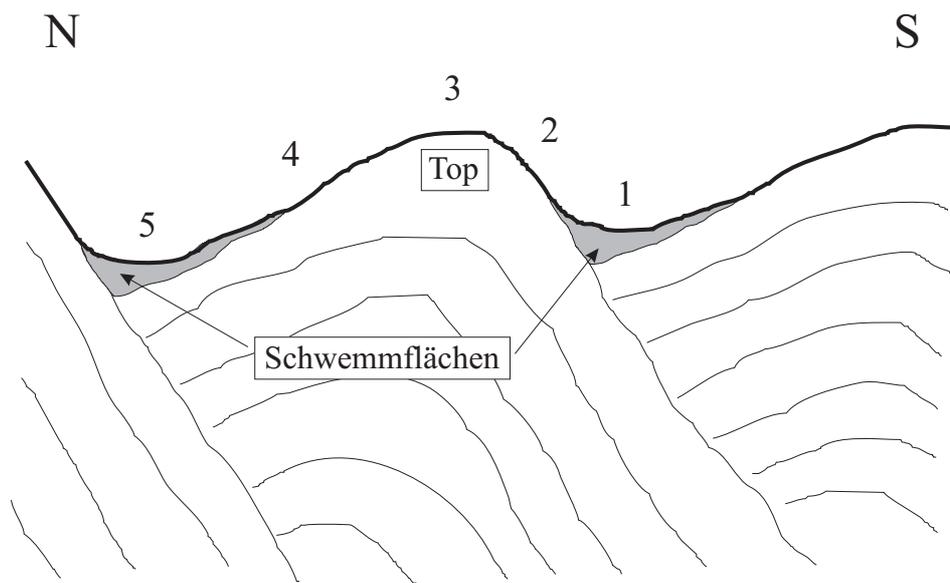


Abbildung 3.1.: Schematischer Aufbau einer typischen Schüttungsrippe

In der Voruntersuchung wurden Sedimentproben von der Oberfläche und aus 1 m Tiefe an den Punkten 1 bis 5 (siehe Abb. 3.1) entnommen und analysiert. Da die Ergebnisse, von hohen Schwankungen begleitet, eine stark heterogene Zusammensetzung der untersuchten Schüttungsrippen zeigten, sind zugunsten eines höchstmöglichen Maßes an Vergleichbarkeit alle weiteren Probenahmen jeweils auf dem Top der Kippen durchgeführt worden. Auf diese Weise konnten auch in oder nach starken Regenperioden Proben gewonnen werden, was zu diesen Zeitpunkten in den teilweise mit Wasser gefüllten Schwemmflächen nicht möglich gewesen wäre.

An jedem Meßpunkt wurden Sedimentproben sowohl von der Oberfläche als auch aus etwa 1 m Tiefe und in ausgewählten Meßpunkten zusätzlich aus etwa 2 m Tiefe entnommen. Dabei stellen die Sedimentproben repräsentative Mischproben aus je 4 Einzelproben eines jeden Meßpunktes dar. In Abbildung 3.2 sind alle Probenahmepunkte des Untersuchungsgebietes dargestellt. Aus sicherheits- und bergbautechnischen Gründen war die Probenahme überwiegend nur am Rand des Kippengeländes möglich. Zu beachten ist, daß die eingezeichneten Übergänge des Kippenalters (gestrichelte Linien) auf Grund fehlender Daten nur eine Abschätzung darstellen.

Die so gewonnenen Kippensedimente wurden nun im Labor mit Hilfe der klassischen Verfahren der Bodenuntersuchung charakterisiert. Weiterhin sind geochemische Röntgenfluoreszenzanalysen zur Bestimmung der Haupt-, Neben- und Spurenelemente, Thermoanalysen zur Bestimmung der Gesamtkohlenstoff- und Schwefelkonzentrationen sowie mineralogische Röntgendiffraktometrieanalysen zur quantitativen Bestimmung der Mineralanteile durchgeführt worden. Zur Ermittlung der Mobilität der einzelnen Elemente wurden die Sedimentproben eluiert und anschließend die Kationen, Anionen und Spurenelemente analysiert.

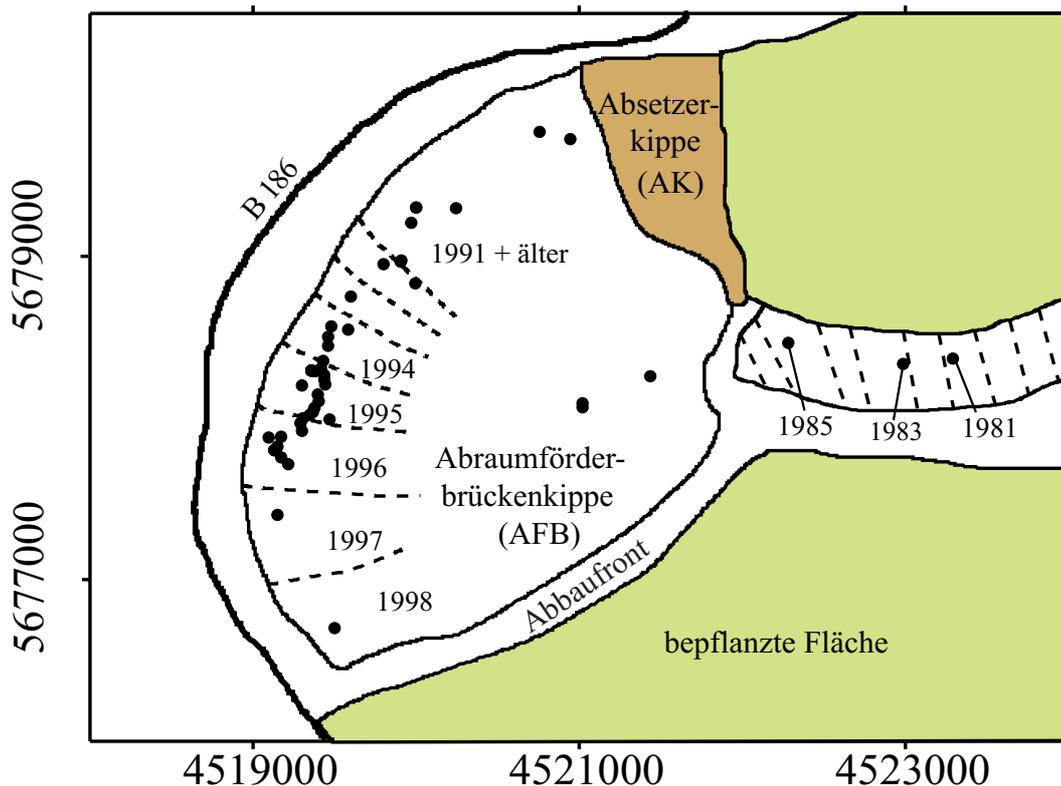


Abbildung 3.2.: Probenahmepunkte der Sedimentproben im Tagebau Zwenkau

3.1.1. Physikalische und petrographische Untersuchungen

- Trockendichte

Da der Wassergehalt der Sedimente im Zeitraum der Probenahme recht starken Schwankungen unterlag, ist für eine bessere Vergleichbarkeit der einzelnen Proben die Trockendichte in Anlehnung an DIN 18 125-2 bestimmt worden. Ein Stechzylinder (Höhe 4 cm) mit bekanntem Volumen (etwa 100 cm³) wurde in den Sedimentkörper eingeschlagen, vorsichtig ausgegraben und mit Deckeln oben und unten verschlossen. Anschließend wurden die Proben gewogen und bei 40°C in einem Trockenschrank bis zum Eintreten der Gewichtskonstanz getrocknet. Durch ein erneutes Wiegen der Stechzylinder ließ sich nun die Trockendichte und der in diesem Fall wenig aussagekräftige Wasseranteil errechnen.

Zur Trocknung ist laut der genannten DIN-Vorschrift üblicherweise eine Temperatur von 105°C anzuwenden. Im Fall der vorliegenden Sedimentproben wurde diese jedoch auf Grund des hohen Ton- und Schluffanteils, welcher bei derart hohen Temperaturen zu Gefügeveränderungen führen kann, nicht für sinnvoll erachtet und daher nur auf 40°C erwärmt.

- pH-Wert

Der pH-Wert der Sedimentproben wurde nach DIN 19 684-1 bestimmt. Dabei wurde das Probenmaterial in einer CaCl₂-Lösung im Verhältnis 1 : 2,5 aufgeschlämmt und nach einer Stunde der pH-Wert der Suspensionslösung gemessen.

- Redoxpotential

Analog zur Ermittlung des pH-Wertes wurde das Redoxpotential der Sedimentproben in einer wässrigen CaCl_2 -Lösung bestimmt. Um eine internationale Vergleichbarkeit zu gewährleisten, sind die Meßergebnisse, auf eine Standard-Wasserstoffelektrode bezogen, entsprechend $E_H = E_{H\text{-mess}} + E_{H\text{-ref}}$ umgerechnet worden, wobei $E_{H\text{-ref}} = 207 + 0,7 \cdot (25 - \text{Temperatur } [^\circ\text{C}])$ ist (KÖLLING 2000).

- Kalkbedarf

Zusätzlich zum pH-Wert wurde für ausgewählte Proben der Kalkbedarf bestimmt. Dazu ist die Suspensionslösung im Anschluß an die Messung des pH-Wertes mit 10 ml Calciumacetatlösung ($(\text{CH}_3\text{COO})_2\text{Ca} \cdot \text{H}_2\text{O}$) versetzt, gemischt und mindestens 12 Stunden abgedeckt bei Raumtemperatur gelagert worden. Mit dem erneut gemessenen pH-Wert ließ sich der Kalkbedarf aus den in der Literatur angegebenen Werten entsprechend dem Aufkalkungsziel ablesen (HOFFMANN 1991).

- Pufferkapazität

Zur Bestimmung der Pufferkapazität der Sedimentproben wurde je 1 g Probenmaterial mit 100 ml destilliertem Wasser versetzt. Anschließend ist durch die tropfenweise Zugabe von 0,1 mol HCl die Lösung auf einen pH-Wert von 4 titriert worden. Da der Pufferungseffekt zeitabhängig ist, wurde nach jeder Tropfenzugabe die Einstellung eines Gleichgewichtes abgewartet, um den pH-Wert von 4 nicht zu unterschreiten. Nach einer etwa 12-stündigen Stabilität des Endwertes war die Messung abgeschlossen. Die Menge der verbrauchten Säure gibt dann die Pufferkapazität der Sedimentproben an.

- Elektrische Leitfähigkeit

Für die Ermittlung der elektrischen Leitfähigkeit wurden die luftgetrockneten Sedimentproben im Verhältnis 1 : 10 mit destilliertem Wasser (Leitfähigkeit kleiner $1 \cdot 10^{-6}$ S/cm) versetzt, aufgeschlämmt und 24 Stunden in einer Überkopfschüttelmaschine aufbereitet. Nachdem die Proben durch ein feinporiges Filter (Cellulose-Acetat-Filter, $0,45 \mu\text{m}$) abfiltriert wurden, ist die Leitfähigkeit mittels einer Meßsonde (MultiLine F/SET-3) bestimmt worden.

- Korngrößenverteilung

Die Bestimmung der Korngrößenverteilung wurde in Anlehnung an DIN 18 123 durchgeführt. Dazu wurden die Sedimentproben bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und anschließend naß gesiebt, da die einzelnen Partikel der Proben sehr stark aneinander hafteten. Nach dem Aufschlännen der Sedimente in destilliertem Wasser wurden sie durch einen Siebsatz der Maschenweite 5 mm, 2 mm, 1 mm, 0,5 mm, 0,2 mm, 0,125 mm und 0,1 mm gewaschen. Der in einem Gefäß aufgefangene Siebdurchgang sowie die einzelnen Siebrückstände wurden erneut bis zur Massenkonzanz getrocknet und gewogen. Später wurden die Siebrückstände der Korngröße kleiner 0,2 mm zusammen mit dem Siebdurchgang homogenisiert und mit einem Sedigraph (Meßprinzip Sedimentation) die Korngrößenverteilung bis zu einer Korngröße kleiner $0,3 \mu\text{m}$ ermittelt. Die dabei

entstehende Überlappung der Meßergebnisse aus verschiedenen Meßmethoden lieferte ein gutes Kontrollmaß für die Qualität der erhaltenen Daten zur Korngrößenverteilung.

- Wassergehalt

Da die Probenahme im Tagebau Zwenkau an verschiedenen Tagen im Jahr und dementsprechend auch zu unterschiedlichen Jahreszeiten durchgeführt wurde, wäre eine Bestimmung des Wassergehaltes der Sedimente wenig sinnvoll. Indirekt ist der Wassergehalt bei der Ermittlung der Dichte mit bestimmt worden. Dennoch wurde auf eine Interpretation der Daten aus den oben genannten Gründen verzichtet.

- Durchlässigkeitsbeiwert (k_f -Wert)

Zur Bestimmung des k_f -Wertes wurden ungestörte Sedimentproben mit einem Stechzylinder an den Kippenoberflächen gewonnen. Als Untersuchungsmethode diente ein Standrohrversuch mit veränderlichem hydraulischen Gefälle entsprechend DIN 18 130-1. Dabei wurden die Sedimentproben zu Beginn in einem Wasserbad mit destilliertem und entgastem Wasser gesättigt. Nach dem Einbau in die Meßapparatur ist in mehreren Versuchen bei verschiedenen Höhendifferenzen zum Standrohrwasserspiegel die Zeit gemessen worden, in der eine definierte Menge an Wasser das Probenmaterial durchflossen hatte.

- Wasseraufnahmefähigkeit

In Analogie zu dem in NEFF (1959) beschriebenen Verfahren wurde die Wasseraufnahmefähigkeit der Sedimentproben ermittelt. Unter der Wasseraufnahmefähigkeit ist die Menge an destilliertem Wasser zu verstehen, welche von den Feinbestandteilen der Korngröße kleiner 2 mm der bis zur Massenkonstanz getrockneten Sedimente aufgesaugt werden kann. Die entsprechend gesiebten Probenanteile wurden ohne weitere Zerkleinerung untersucht, um weitgehend den natürlichen Zustand zu simulieren.

- Saugspannung

In einem weiteren Versuch wurde die Saugspannung mittels Tensiometer (eingebaut in 30 cm, 60 cm, 90 cm, 120 cm und 150 cm Tiefe) bestimmt. Dabei wurden die Tensiometer mit destilliertem Wasser gefüllt, luftdicht verschlossen und mit ihrer porösen keramischen Zelle in der entsprechenden Tiefe in Kontakt zum Kippenkörper gebracht. Je nach Saugspannung der Sedimente wurde nun das Wasser aus den Tensiometern gesaugt, bis sich ein Gleichgewicht zwischen Saugspannung und Tensiometerinnendruck eingestellt hatte, welches sich durch einen stabilen Wasserstand in den Tensiometern äußerte. Der Tensiometerinnendruck (im Gleichgewicht gleich dem negativen Wert der Saugspannung) konnte schließlich durch eine Spritzkanüle, welche mit einem Manometer verbunden war, bestimmt werden.

- Lichtmikroskopie

Um einen optischen Eindruck über die in den Kippensedimenten auftretenden Minerale und deren Gefüge zu bekommen, wurden die mit Stechzylindern entnommenen Bodenproben zur Verfestigung mit einer Araldit-Lösung (Kunstharz) getränkt. Nach der Verfestigung

konnten Dünnschliffe aus den Sedimentproben präpariert werden. An einem Lichtmikroskop wurden die Dünnschliffe sowohl im Durchlicht- als auch im Auflichtverfahren untersucht. In speziellen Fällen wurden photographische Aufnahmen der Beobachtungen angefertigt.

3.1.2. Chemische Untersuchungen

- Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA)

Mittels der Röntgenfluoreszenzanalytik (SRS 3 000 von Siemens) erfolgte die quantitative Bestimmung der Haupt-, Neben- und Spurenelemente in den Laboratorien des UFZ Leipzig mit freundlicher Unterstützung von Dr. P. Morgenstern. Dazu wurden das auf eine Korngröße kleiner 2 mm abgeseibte Probenmaterial mit einem Mörser auf eine Korngröße kleiner 125 μm zu Probenmehl zermahlen und schließlich Preß- und Schmelztabletten angefertigt. Um die so aufbereiteten Sedimentproben zur Röntgenfluoreszenz anzuregen, wurden sie einer definierten Röntgenstrahlung ausgesetzt.

Der Probenanteil mit einer Korngröße größer 2 mm wurde nicht weiter untersucht, da es sich ausschließlich um Quarzkiese handelte. Es ist daher zu beachten, daß die Probenmenge an SiO_2 deutlich verringert wurde.

- Röntgendiffraktometrie (RDA)

Die Bestimmung des mineralogischen Stoffbestandes der Sedimentproben erfolgte mittels Röntgenbeugungsanalyse unter Verwendung eines D 5 000 von Siemens. Dazu wurden die Proben analysespezifisch aufbereitet. Die erhaltenen Spektren konnten softwaretechnisch durch einen Vergleich mit den Daten der JCPDS-Datenbank des Internationalen Zentrums für Diffraktionsdaten (ICDD) sowie den Daten des Programmes Diffrak AT identifiziert werden. Um eine quantitative Aussage über den Mineralbestand der Kippensedimente zu erhalten, wurde am GeoForschungsZentrum Potsdam (GFZ) eine überschneidende Analyse der ermittelten chemischen Zusammensetzung (RFA) und der stöchiometrischen Zusammensetzung sowie Beugungsintensitäten (RDA) durchgeführt (KRÜGER 1999).

Zur Bestimmung der Sekundärminerale wurde der Siebdurchgang (Korngröße kleiner 63 μm) der trocken gesiebten Sedimentproben an der Universität Leipzig mit freundlicher Unterstützung von Prof. Dr. P. Schreiter analysiert. Auf diese Weise konnte eine Überlagerung der RDA-Spektren durch die vergleichsweise extrem hohen Quarzintensitäten verhindert werden.

- $\delta^{13}\text{C}$ -Bestimmung

Die getrockneten und homogenisierten Sedimentproben wurden mit Phosphorsäure versetzt. Bei der dadurch initiierten Auflösung der Karbonate kam es zur Freisetzung von Kohlendioxid, welches mittels eines Isotopen-Massenspektrometers (IRMS delta S von Finnigan Mat) in den Laboratorien des UFZ Halle mit freundlicher Unterstützung von Frau M. Neuber und Frau P. Blümel analysiert werden konnte.

- Eluierbarkeit mit destilliertem Wasser

Zur Bestimmung der eluierbaren Elemente in den Kippensedimenten wurden die luftgetrockneten Bodenproben analog zur Bestimmung der Leitfähigkeit mit destilliertem

Wasser im Verhältnis 1 : 10 aufgeschlämmt und 24 Stunden geschüttelt (DIN 38 414-4). Nach dem Abfiltrieren erfolgte in den Laboratorien des UFZ Leipzig die Analyse der Hauptelemente durch Ionenchromatographie (IC - DX 500 von Dionex) und ICP-AES sowie die Analyse der Spurenelemente mittels ICP-AES (Spectroflam von Spectro). Diese Untersuchungsmethode ermöglicht eine gute Abschätzung des Verhaltens der verkippten Sedimente in Bezug auf die Löslichkeit der leicht wasserlöslichen Ionen. Es wurden die löslichen Anteile aus den Sedimentproben ermittelt, da das Wasser im Gelände das wichtigste Lösungsmittel darstellt. Schwer lösliche Bestandteile, deren Lösung einen längeren Zeitraum erfordern, konnten mit dieser Methode nicht erfaßt werden.

- Pyritkonzentration

In Anlehnung an DIN 51 724-2 wurde die Pyritkonzentration in den Kippensedimenten analysiert. Das auf eine Korngröße kleiner 100 μm zerkleinerte Probenmaterial (Masse 5 g) ist mit 100 ml HCl versetzt und eine Stunde unter einem Abzug bei 80°C erhitzt worden. Anschließend wurde der Rückstand abfiltriert (Cellulose-Acetat-Filter, 0,45 μm) und so lange mit destilliertem Wasser gespült, bis sich der pH-Wert des Spülwassers auf 5 erhöht hatte. Mittels ICP-AES (Spectroflam von Spectro) konnte dann in den Laboratorien des UFZ Leipzig der Schwefelgehalt des Rückstandes ermittelt werden. Unter der Voraussetzung, daß die Konzentration an organischem Schwefel vernachlässigbar klein ist, kann bei Kenntnis der Schwefelgesamtkonzentration der Gehalt an Pyrit berechnet werden. Zu Vergleichszwecken ist in einem weiteren Versuch die Pyritkonzentration durch RDA-Untersuchungen analysiert worden.

- Gesamtkohlenstoffgehalt (TC)

Die Bestimmung des Gesamtkohlenstoffgehaltes erfolgte entsprechend DIN 38 409-3 unter Verwendung eines C-mat 550 Analysators von Ströhlein. Nachdem die Sedimentproben analysegerecht gemahlen (kleiner 125 μm), homogenisiert und getrocknet wurden, sind ihre kohlenstoffhaltigen Bestandteile innerhalb eines Sauerstoffstromes bei 1 000°C zu CO₂ umgesetzt worden. Durch eine nicht-dispersive Infrarotgasanalyse konnte nun in den Laboratorien des UFZ Halle mit freundlicher Unterstützung von Frau S. Leider der TC-Gehalt ermittelt werden. Aus der Differenz zwischen dem Gesamtkohlenstoffgehalt und dem Gehalt an anorganischem Kohlenstoff (TIC) läßt sich die Menge an organischem Kohlenstoff (TOC) berechnen.

3.2. Hydrochemische und hydrogeologische Untersuchungen

Über einen Zeitraum von einem Jahr wurden in Intervallen von etwa 3 Monaten Schöpfproben (1 l Kunststoffeimer) der Grund- und Kippenwässer im Tagebau gewonnen (siehe Abb. 3.3). Dabei beschränkte sich die Probenahme des Kippenwassers auf solche Kippenseen, in denen auch über einen längeren Zeitraum (verschiedene Jahreszeiten) eine ausreichende Wassermenge zur Verfügung stand. Auch in dieser Abbildung geben die Übergänge des Kippenalters (gestrichelte Linien) nur eine Abschätzung an (**Anhang A**).

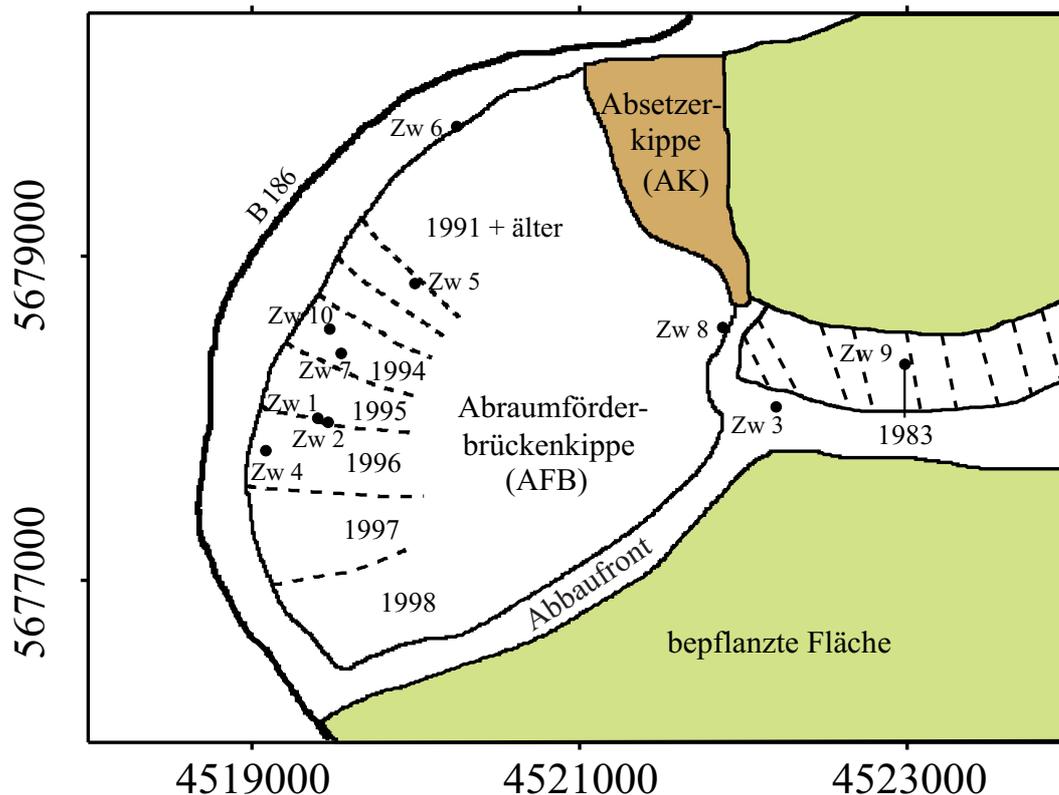


Abbildung 3.3.: Probenahmepunkte der Grundwasserproben (Zw 3 und Zw 6) und der Kippenwasserproben (verbleibende Punkte) im Tagebau Zwenkau

Ohne weitere Verzögerung sind direkt nach der Probenahme pH-Wert, Redoxpotential, Leitfähigkeit, Salinität, Sauerstoffgehalt und Temperatur mittels eines Feldmeßgerätes sowie die organoleptischen Merkmale Geruch, Trübung und Färbung bestimmt worden. Infolge der ungünstigen Bedingungen im Gelände war eine Filterung und Bestimmung der Säure- und Basekapazitäten vor Ort nicht möglich und wurde daher erst im Labor durchgeführt. So wurden die kühl gelagerten Wasserproben innerhalb der nächsten 6 Stunden nach ihrer Gewinnung durch ein Cellulose-Acetat-Filter der Porenweite $0,45 \mu\text{m}$ abfiltriert und mittels HCl bzw. NaOH titrimetrisch die Säure- bzw. die Basenkapazität bestimmt. Des weiteren sind die Anionen der Wässer durch Ionenchromatographie (IC - DX 500 von Dionex) und die Kationen sowie Spurenelemente durch Atom-Emissionsspektroskopie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-AES - Spectroflam von Spectro) analysiert worden. Die Natrium- und Ammoniumkonzentrationen wurden durch Atom-Absorptionsspektroskopie (AAS) unter Verwendung eines PE 4 100 von Perkin Elmer bzw. Photometrie (EPOS Analyzer 5 060 von Eppendorf) bestimmt. Der in den Wässern gelöste organisch gebundene Kohlenstoff (DOC) konnte nach dem in DIN 38 409-3 beschriebenen Verfahren mittels eines TOC 5 050 von Shimadzu thermisch ermittelt werden.

Um den Tagebau Zwenkau betreiben zu können, wurde das Grundwasser künstlich abgesenkt. In den Probepunkten Zw 3 und Zw 6 wurden die abgepumpten Grundwässer

aufgefangen, bevor sie zur Flutung des Tagebaus Cosputen weitergeleitet wurden. Insofern stellen die entnommenen Proben immer eine Mischung der Wässer sämtlicher im Tagebau vorkommenden Grundwasserleiter dar.

Die Proben des Kippenwassers entstammen den kleineren Seen, welche sich in den Schwemmflächen zwischen den Rippen gebildet haben. Hier sammelt sich das auf den Kippen niedergegangene Regenwasser, nachdem es unter Bildung von Erosionsrinnen an den Hängen der einzelnen Rippen abgeflossen ist (Abb. 2.7).

Die Gewinnung von Sickerwasser durch die an verschiedenen Standorten im Kippengelände des Tagebaus (Top und Schwemmflächen) in etwa 1 m Tiefe eingebauten Saugkerzen war nicht möglich. Der Grund dafür ist einerseits in den sehr trockenen Kippen zu finden, andererseits war der Aufbau eines Unterdruckes zur Sickerwassergewinnung in den auf dem Top der Kippen eingebauten Saugkerzen wegen der guten Durchlüftung des Kippenkörpers kaum möglich. Selbst bei starken Niederschlagsereignissen änderte sich die Situation nicht.

Zur Kontrolle der Analyseergebnisse wurde eine Ionenbilanzkalkulation durchgeführt. Unter der Voraussetzung einer vollständigen analytischen Erfassung (die auftretenden Ionen sind in ihrer Konzentration bestimmt) sollte die Summe der Kationenäquivalentmassen gleich der Summe der Anionenäquivalentmassen sein. In einer Empfehlung der DVWK heißt es, daß die maximal akzeptable Abweichung für Grundwasser bei 5 % liegt (DVWK 1992). In der vorliegenden Untersuchung wird diese Anforderung nur von 51,5 % der Wasserproben des Grund- und Kippenwassers erfüllt. Als eine der möglichen Ursachen für diese starke Diskrepanz kommt beispielsweise die Lagerung der Proben (teilweise bis zu 7 Stunden) in Frage, bis im Labor schließlich eine Ansäuerung und damit eine Stabilisierung des Chemismus erfolgen kann. Des weiteren spielen meßtechnisch bedingte Fehler, etwa die niedrigen Stoffkonzentrationen (bedingt durch die teilweise notwendige starke Verdünnung der Proben auf Grund der hohen Acidität (hohe Sulfatkonzentration)) bzw. dadurch bedingten Matrixprobleme, eine entscheidende Rolle. Da es im ungünstigsten Fall zu einer Aufsummierung der Probenahme- und Analytikfehler kommen kann, werden für die Wasserproben des Tagebaus Zwenkau Ionenbilanzfehler von $\pm 10\%$ als akzeptabel betrachtet (DOHRMANN 2000). In diesen Fehlerbereich fallen nunmehr bereits 83 % der untersuchten Wasserproben. Proben, für die die Ionenbilanz einen Fehler größer als 10 % ergab, sind in der Auswertung der Ergebnisse nicht mit berücksichtigt worden.

3.3. Untersuchungen der Bodengase

Für eine Interpretation des im Tagebau Zwenkau vorliegenden Gesamtsystems sind neben der sedimentologischen, geochemischen und hydrologischen Situation auch die Bodengase von Bedeutung. Daher wurden die Gasmengen der in der Bodenluft auftretenden Bodengase Kohlendioxid (CO_2) und Methan (CH_4) (Infrarot-Meßmethode) sowie Sauerstoff (O_2) und Schwefelwasserstoff (H_2S) (elektrochemische Zelle) mittels eines tragbaren Deponiegasmonitors (GA-94 von Geotechnical Instruments) gemessen. Zu diesem Zweck ist ein Stahlrohr (Innendurchmesser etwa 1,5 mm) ca. 1 m in den Boden eingetrieben und durch einen PE-Schlauch mit dem Gasmonitor verbunden worden. Mittels einer Pumpe gelangte die Bodenluft über ein Filter in die Meßküvette.

Da die Gaskonzentration im Boden stark vom Wassergehalt abhängt, kann es durch auftretendes Bodenwasser zu einer Versiegelung des Bodens kommen, was eine Erhöhung der Gaskonzentration zur Folge hat (WORM 1986). Aus diesem Grund wurden die Bodenluftmessungen überwiegend nach einer längeren Trockenperiode durchgeführt. An jedem Sedimentprobenahmepunkt (Abb. 3.2) ist auch eine Bodenluftbeprobung durchgeführt worden. Vor jeder Messung fand eine Kalibrierung des Meßgerätes mit Gasen bekannter Konzentration statt. Sauerstoff und Kohlendioxid konnten durch Messungen ihrer entsprechenden Konzentration in der atmosphärischen Luft kontrolliert werden, da diese Werte hinreichend bekannt sind (**Anhang A**).

4. Hydro- und geochemische Situation im Tagebau Zwenkau

In diesem Kapitel sollen die Meßergebnisse der im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten hydro- und geochemischen Labor- und Geländeuntersuchungen im einzelnen dargelegt und übergreifende Zusammenhänge erklärt werden. Zur Übersicht aller probenrelevanten Parameter der Untersuchungen wird auf **Anhang A** verwiesen.

4.1. Atmosphärischer Eintrag

Um die hydro- und geochemischen Wechselwirkungsprozesse innerhalb des Tagebaus beschreiben zu können, sind neben den lokalen Gegebenheiten auch die externen Zuführungen von Interesse. Insbesondere für die hydrochemische Situation spielt es eine entscheidende Rolle, in welchem Ausmaß die auftreffenden Niederschläge bereits belastet sind.

Im allgemeinen setzt sich der atmosphärische Eintrag aus nassen (Niederschläge), trockenen (Stäube, Gase) und okkulten (Nebel, Luftfeuchte) Depositionen zusammen (BOZAU 1995). Für diese Untersuchungen wurden jedoch nur die Niederschläge betrachtet.

Durch eine von Juli 1996 bis September 1998 im Osten des Tagebaus stationierte mobile Klimastation der Technischen Universität Braunschweig konnten Informationen zum Wettergeschehen gesammelt werden (CARSTENSEN 1999). Im Zeitraum von April bis September 1998 wurden in zeitlichen Abständen an der Klimastation 4 Regenproben gewonnen. Abgesehen von einigen wild wachsenden jungen Birken gibt es kaum Baumbestand auf dem rekultivierten Kippengelände, so daß ein zusätzlicher Eintrag durch eingewehte Staubpartikel, welche sich an den Bäumen ablagern würden, vernachlässigt und der auftretende Niederschlag als Freilandniederschlag betrachtet werden kann. Abbildung 4.1 zeigt die Verteilung des jährlichen Niederschlages und der Lufttemperatur über die einzelnen Monate im Jahr 1998 am Ort der Klimastation.

Nach der Intensität der Niederschläge sind diese überwiegend als schwache Niederschläge einzustufen. Speziell im Zeitraum von Februar bis September 1998 war die Verdunstung (potentielle Verdunstung – ermittelt nach Schendel aus HÖLTING 1996) höher als der Niederschlag. In Abbildung 4.2 ist der berechnete Wasserüberschuß bzw. das Wasserdefizit für 1998 dargestellt. Da sich das überwiegende Wasserdefizit nicht durch den leichten Überschuß zwischen Oktober und Januar kompensieren läßt, ist die Region um den Tagebau Zwenkau als ein Wassermangelgebiet anzusehen. Von einer regelmäßigen Versickerung des Regenwassers bis zum Grundwasser kann somit nicht ausgegangen werden.

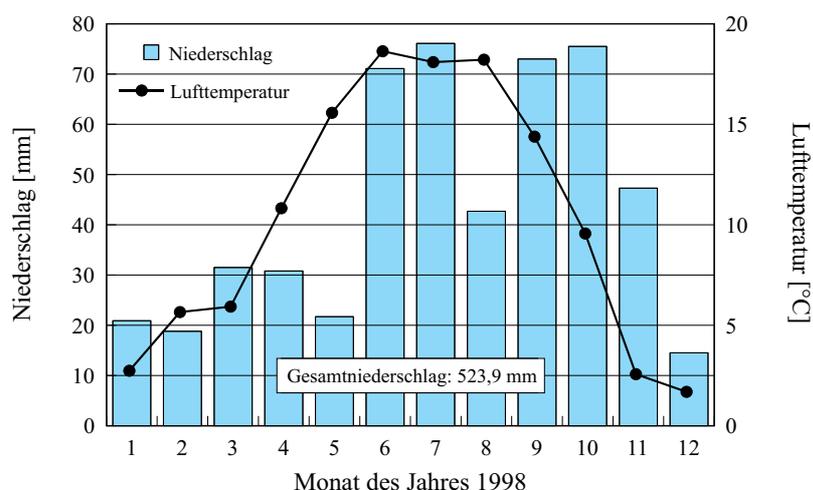


Abbildung 4.1.: Monatliche Niederschlagsmengen und mittlere Temperaturen im Bereich des Tagebaus Zwenkau für das Jahr 1998

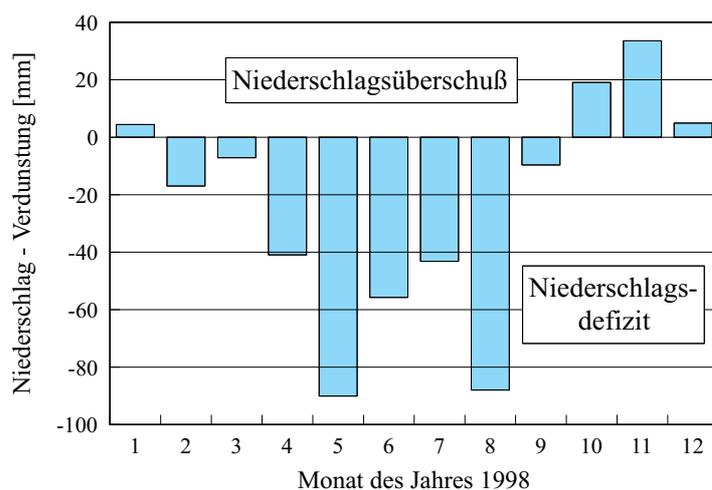


Abbildung 4.2.: Monatlicher Niederschlagsüberschuß bzw. monatliches Niederschlagsdefizit im Bereich des Tagebaus Zwenkau für das Jahr 1998

Die gewonnenen Regenproben wurden nach der üblichen Vorgehensweise analysiert, das heißt, direkt nach der Probenahme sind die physiko-chemischen Parameter im Gelände und einige Tage später die Haupt- und Spurenelemente im Labor bestimmt worden.

Eine Färbung oder Geruch der Regenproben wurden nicht festgestellt. Der pH-Wert liegt zwischen 5,6 und 6,8. Es handelt sich also um mäßig saures bis sehr schwach saures Regenwasser (BENDER 1981). Im Gleichgewicht mit der Atmosphäre ergibt sich für Regenwasser ein theoretischer pH-Wert von 5,7 (SEIM & TISCHENDORF 1990). Der vergleichsweise hohe pH-Wert der im Tagebau gewonnenen Regenproben ist hauptsächlich auf Flugasche- bzw. Staubemissionen (für den Meßzeitraum zutreffend) zurückzuführen. Beispielsweise wurden die bei der Verbrennung der Braunkohle im naheliegenden Braunkohlekraftwerk Lippendorf (Vorgänger des heutigen „modernsten Kraftwerkes der Welt“) freigesetzten Schadstoffe, wie

Stäube, SO_x und NO_x , in die Atmosphäre eingetragen, durch Niederschläge aufgenommen und auf die Kippenoberfläche des Tagebaus transportiert. Trotz erheblicher technischer Verbesserungen der Emissionsfiltertechnik ab 1989 lag der Schadstoffausstoß des Kraftwerkes Lippendorf im Bereich einiger Tausend Tonnen pro Jahr (BERKNER 1997). Weiterhin darf auch ein zusätzlicher Eintrag an Flugasche durch den Ferntransport aus Kraftwerken der näheren Umgebung, die zum Zeitpunkt der Untersuchungen noch aktiv waren, nicht vernachlässigt werden (BRUEGGEMANN & ROLLE 1998).

Leitfähigkeitsmessungen an den Regenproben haben innerhalb des Zeitraums von April bis September 1998 eine kontinuierliche Abnahme von 130 auf 40 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ergeben. Die Ergebnisse der chemischen Analyse der Regenwasserproben im Untersuchungsgebiet sind in Tabelle 4.1 im Vergleich zu den in der Literatur angegebenen mittleren Regenwasserkonzentrationen (WEDEPOHL 1967) und im Vergleich zu den Grenzwerten für das Trinkwasser nach EG-Norm (TVO 1990) angegeben. Die relativ starken Variationen der gemessenen Konzentrationen lassen sich durch die zeitlich sehr unterschiedlichen Regenmengen erklären. Auswaschungs- und Verdunstungseffekte führen bei geringeren Regenmengen zu höheren Stoffkonzentrationen im Wasser (GEORGII 1965). Nach längeren Trockenperioden zwischen den Niederschlägen wurden auf Grund der stärkeren Anhäufung von partikulären Luftverunreinigungen in der Atmosphäre ebenfalls höhere Stoffkonzentrationen in den Wasserproben gemessen.

Tabelle 4.1.: Inhaltsstoffe der Regenwasserproben des Tagebaus Zwenkau (Minimal- und Maximalkonzentrationen aus 4 verschiedenen Proben), verglichen mit den in der Literatur angegebenen Werten (WEDEPOHL 1967) und den europäischen Grenzwerten für Trinkwasser (TVO 1990)

	Tagebau Zwenkau [mg/l]	Regenwasserkonzentration (WEDEPOHL 1967) [mg/l]	Grenzwerte nach EG-TW (TVO 1990) [mg/l]
Na^+	0,3 - 2,1	1,1	175
K^+	0,3 - 3,0	0,26	12
NH_4^+	0,4 - 6,5	nicht bestimmt	0,5
Ca^{2+}	0,7 - 4,8	0,97	100
Mg^{2+}	0,1 - 0,7	0,36	50
Cl^-	0,5 - 4,2	1,1	250
SO_4^{2-}	8,4 - 39,0	4,2	250
NO_3^-	4,2 - 7,1	nicht bestimmt	50
HCO_3^-	9,2 - 33,5	1,2	nicht angegeben

Während Kalzium und Ammonium die Kationen dominieren, weisen Sulfat und Hydrogencarbonat die höchsten Konzentrationen unter den Anionen auf. In Abbildung 4.3 sind die Stoffkonzentrationen des Regenwassers zur besseren Übersicht in einem PIPER-Diagramm dargestellt. Anhand dieses Diagramms läßt sich das Regenwasser als überwiegend sulfatisch bzw. hydrogenkarbonatisch geprägtes erdalkalisches Wasser mit einem höheren Alkaligehalt klassifizieren (FURTAK & LANGGUTH 1967).

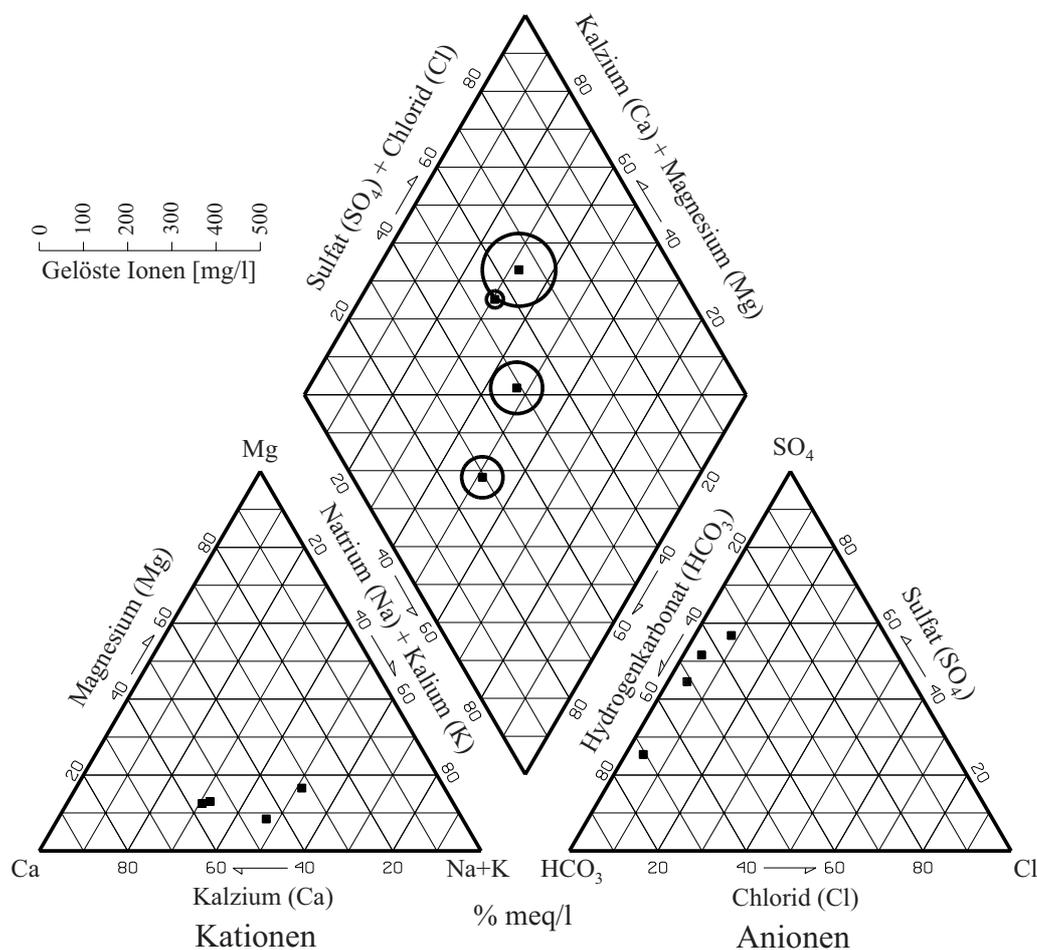


Abbildung 4.3.: Analytierte Stoffkonzentrationen des im Tagebau Zwenkau gewonnenen Regenwassers – Darstellung in einem PIPER-Diagramm

Die Niederschläge in der Region um den Tagebau Zwenkau sind sehr sulfatreich. Da jedoch durch die vergleichsweise hohen Hydrogencarbonat- und Ammoniumkonzentrationen sowie die basisch wirkenden Kalzium- und Magnesiumionen der pH-Wert gepuffert wird, liegt dieser nur im schwach sauren Bereich. Die Sulfatgehalte im Regenwasser reduzierten sich im Zeitraum von April bis September 1998 von 39,0 auf 8,4 mg/l. Ein beträchtlicher Teil der Sulfatkonzentration des Regens entstammt den bei der Verbrennung der Braunkohle in die Atmosphäre gelangten Rußpartikeln der verbliebenen kohlebeheizten Wohnhäuser der näheren Umgebung (saisonal bedingte Heizperiode) und des Braunkohlekraftwerkes Lippendorf, etwa 5 km in südöstlicher Richtung vom Tagebau Zwenkau entfernt (BRUEGGEMANN & ROLLE 1998). Messungen haben ergeben, daß die von der Kohlenverbrennung stammenden Rußpartikel eine Schwefelsäurekonzentration bis zu 75 % aufweisen können (MATTHESS 1990). Bei ungünstigen Windverhältnissen kann ein zusätzlicher Eintrag von den umliegenden Chemieindustriestandorten (beispielsweise Leuna) hinzukommen.

In Anlehnung an die Berechnungen des atmosphärischen Eintrages von SIEWERS & ROOSTAI (1990) wurde der mittlere jährliche Sulfateintrag für das Untersuchungsgebiet auf etwa 102 kg/ha abgeschätzt. Der Grenzwert, ab dem eine Versauerung eines Gewässers eintreten kann, wird mit 8 kg/ha pro Jahr angegeben (UBA 1992). Die Tatsache, daß dieser Grenzwert für das Gebiet des Tagebaus Zwenkau etwa 13-fach überschritten ist, macht das Potential einer zusätzlichen Versauerung der Sedimente durch den atmosphärischen Sulfateintrag deutlich. Jedoch ist zu beachten, daß dieser Grenzwert einen Mittelwert für ganz Deutschland angibt und demzufolge nicht direkt auf die Sedimente des Untersuchungsgebietes anwendbar ist.

Da die meisten Schwermetalle im Regenwasser auf Grund der analytischen Nachweisgrenze der Meßgeräte nicht bestimmt werden konnten, ist ihr atmosphärischer Eintrag vernachlässigbar klein. Abgesehen von Nickel liegen die Konzentrationen der Schwermetalle unter den Grenzwerten der Trinkwasserverordnung (TVO 1990). Nickel weist eine etwa 10-fach überhöhte Stoffkonzentration auf.

Die ermittelte Menge an gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) im Regenwasser liegt mit maximal 6,8 mg/l etwa 3-mal höher als die in der Literatur für Regenwasser angegebene mittlere Konzentration von etwa 2,5 mg/l (SIGG & STUMM 1994). Es ist anzunehmen, daß die Kohlenstaubpartikel aus dem Tagebau der Grund für diese Überkonzentration sind. Die Partikel werden durch den Wind in die Atmosphäre transportiert und dort von niedergehendem Regen aufgenommen, was den Eintrag an organischem Material erhöht.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß es trotz der hohen atmosphärischen Sulfateinträge auf Grund der pH-Wert-Pufferung des Regenwassers durch seine Inhaltsstoffe selbst zu keiner sauren Deposition durch Niederschläge im Gebiet um den Tagebau Zwenkau kommt (UBA-Bericht 1993). Des weiteren liegen die gemessenen Stoffeinträge in den für den deutschen Raum typischen Größenordnungen. Da es zu keiner regelmäßigen Versickerung der Niederschläge kommt, wirkt sich der atmosphärische Eintrag hauptsächlich auf die Oberfläche des Kippenkörpers aus.

Unberücksichtigt in dieser Betrachtung bleibt jedoch die trockene Deposition des atmosphärischen Eintrages, bei der die Stäube direkt auf den Kippen abgelagert werden.

4.2. Kippensedimente

Schon ohne aufwendige Untersuchungen lassen sich im Tagebau Zwenkau die extrem inhomogenen Sedimentationsverhältnisse der Schüttungskippenlandschaft erkennen. Während sich, durch Erosion bedingt, die feineren Kornfraktionen in den Schwemflächen zwischen den Einzelrippen sammeln und dort als großflächige Ablagerungen zu Wasserstauungen führen, verbleiben auf der Kippenoberfläche die gröberen Kiese. Abbildung 4.4 zeigt einen typischen Ausschnitt aus dem Kippengelände, in dem die beschriebene Fraktionierung gut zu sehen ist. Diese Heterogenität erschwert eine repräsentative Untersuchung der Oberflächensedimente wesentlich.



Abbildung 4.4.: Typischer Ausschnitt aus der Kippenlandschaft des Tagebaus Zwenkau

4.2.1. Chemische und physikalische Eigenschaften

Der pH-Wert der Abraumsedimente eines Braunkohlentagebaus kann, abhängig vom Fortschritt der Verwitterung und des Gesamtchemismus der Sedimente sowie der Verteilung und Lösungsspezies der Sedimentbestandteile, als Indikator für den Grad der Versauerung genutzt werden. Die Versauerung setzt ein, sobald die Pufferkapazität der Sedimente erschöpft ist. Ab diesem Zeitpunkt wird mit zunehmender Versauerung auch die Mobilisierung vieler Elemente erhöht.

Die pH-Werte der Kippensedimente des Tagebaus Zwenkau variieren sowohl an der Oberfläche als auch in 1 m Tiefe zwischen 1,5 und 5,7. In Abbildung 4.5 wird deutlich, daß der pH-Wert nach der Verkipfung der Sedimente, anfänglich im mäßig sauren Bereich liegend, innerhalb kurzer Zeit rapide abfällt und sich dann auf einen mittleren Wert zwischen 1,9 und 2,4 im extrem sauren Bereich (BENDER 1981) einpegelt. Ein Unterschied zwischen den pH-Werten der Oberflächen- und Tiefenproben ist auf Grund der starken Variation der Meßwerte nicht erkennbar.

An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, daß, wie auch im Folgenden, die verschiedenen Meßdaten immer nur in Abhängigkeit des Alters der Kippen und nicht in Abhängigkeit des Schüttungsjahrganges aufgetragen werden. Da sich die Probenahme über einen Zeitraum von mehreren Jahren erstreckte, stellen somit beispielsweise die Meßpunkte der etwa 3-jährigen Kippen einen Mittelwert aus der zu unterschiedlichen Zeitpunkten gewonnenen Proben der 1993, 1994 und 1995 verkippten Rippen dar.

Hauptgrund für diese drastische Verringerung des pH-Wertes ist die Verwitterung des Pyrits in den Kippensedimenten, bei der unter anderem auch Schwefelsäure gebildet wird. Da jedoch die Schüttungsdichte und auch die Konzentration des Pyrits nicht in allen Kippen

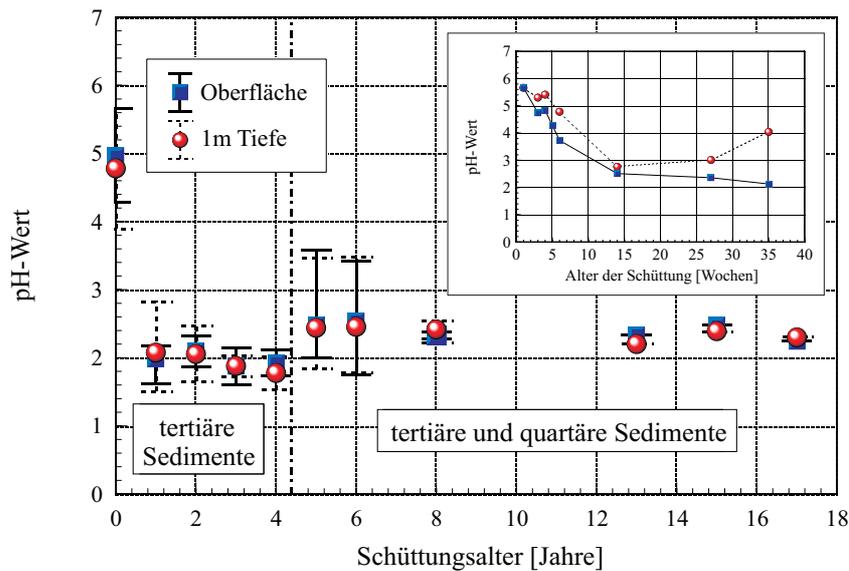


Abbildung 4.5.: pH-Wert der Kippensedimente, abhängig vom Schüttungsalter im Tagebau Zwenkau, Vergleich zwischen Oberflächen- und Tiefensedimenten

gleich ist, verläuft der Verwitterungsprozess nicht homogen, was zu starken Schwankungen der pH-Werte verschiedener Sedimentproben führt.

Weiterhin fällt auf, daß die Sedimente mit einer helleren Färbung gegenüber denen mit dunklerer Färbung einen vergleichsweise höheren pH-Wert aufweisen ($> 2,5$), was durch den höheren quartären Anteil in diesen Sedimenten erklärt werden kann. Einerseits ist die Gesamtkonzentration an Pyrit in den Sedimenten mit höheren quartären Anteilen niedriger, da Pyrit nur in tertiären Sedimenten zu finden ist, und andererseits kann der pH-Wert in diesen Mischsedimenten durch den aus dem quartären Anteil stammenden Karbonatgehalt zusätzlich gepuffert werden, so daß die Versauerung verzögert und verringert wird.

Es ist bekannt, daß die tertiären und quartären Abraumsedimente bis 1993 gemischt verkippt worden sind (WEGNER 1999). Ab 1994 fand eine Trennung statt, und es wurden nur noch die tertiären Sedimente in der AFB verkippt. Entsprechend ihrem quartären Anteil ist der mittlere pH-Wert der älteren Kippen leicht gegenüber den jüngeren erhöht. In Abbildung 4.5 ist deutlich ein Sprung ab einem Schüttungsalter von 5 Jahren zu erkennen. (Die Probenahme erfolgte 1998, somit liegt der pH-Wert-Sprung etwa im Jahr 1993.)

Um den rapiden pH-Wert-Abfall nach der Deponierung der Sedimente genauer zu untersuchen, wurden in definierten Zeitintervallen von einer frisch geschütteten Rippe Sedimentproben entnommen und der pH-Wert bestimmt. Wie Abbildung 4.5 zeigt, findet der Hauptteil der drastischen Versauerung bereits innerhalb der ersten 15 Wochen nach der Verkipfung statt. In einem Vergleich der pH-Werte der Oberflächen- und Tiefenproben wird klar, daß es durch den Mangel an Luftsauerstoff, welcher zur Verwitterung des Pyrits benötigt wird, im Inneren der Kippen gegenüber der Oberfläche zu einer Verzögerung der Versauerung kommt.

An ausgewählten Stichproben der Kippensedimente wurde neben dem pH-Wert zusätzlich der Kalkbedarf ermittelt. Bei einer starken Versauerung des Bodens gibt dieser Parameter

die zum Erreichen eines gewünschten pH-Wertes im neutralen Bereich (pH-Wert-Zielzone) nötige Menge Kalk an. Im Fall des Tagebaus Zwenkau ergeben sich für einen pH-Zielwert von 5,5 etwa 14 t CaO/ha (HOFFMANN 1991). Eine Neutralisierung des pH-Wertes auf diese Weise erscheint daher unrealistisch.

Die gemessenen Redoxpotentiale der Kippensedimente schwankten zwischen 400 mV und 839 mV, wobei ein Anstieg der Werte mit zunehmendem Alter der Schüttungskippen zu verzeichnen war. Ein Unterschied zwischen den Oberflächen- und Tiefenproben konnte nicht beobachtet werden.

Bis zu einem Redoxpotential von etwa 800 mV spricht man von einem gut durchlüfteten, stark sauren Boden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992). Auch wenn es sich bei den Kippensedimenten des Tagebaus nicht um Böden handelt, zu Kippensedimenten jedoch keine derartigen Klassifizierungen vorliegen, können die Oberflächen- und Tiefensedimente zumindest näherungsweise in diesem Bereich eingeordnet werden.

Üblicherweise können anhand des Redoxpotentials und seiner zeitlichen Veränderung die Richtung der Redoxveränderung bzw. ablaufende elektrochemische Prozesse nachvollzogen werden. Da jedoch in den untersuchten Sedimenten eine Vielzahl verschiedener Redoxpaare auftreten und somit die Redoxpotentiale stets als Mischpotentiale betrachtet werden müssen, ist eine Auswertung der Daten nur in qualitativer Hinsicht möglich. Ausgehend vom Wertebereich der Redoxpotentiale ist anzunehmen, daß die Redoxreaktionen des Eisens, des Schwefels und des Mangans dominieren. Zusätzlich können die Redoxpotentiale durch Reaktionen der Kippensedimente mit den in der Bodenluft enthaltenen Gasen verfälscht werden.

Die elektrische Leitfähigkeit der Kippensedimente ist lokal sehr unterschiedlich, wie in Abbildung 4.6 anhand der relativ hohen Schwankungsbreiten der Meßergebnisse einiger Schüttungsjahrgänge zu sehen ist. Dabei variieren die Meßwerte zwischen etwa 1 und 6 mS/cm. Eine Abhängigkeit der elektrischen Leitfähigkeit vom Alter der Kippen ist nicht erkennbar. Dennoch fällt auf, daß die aus 1 m Tiefe stammenden Kippensedimente gegenüber den Oberflächensedimenten höhere mittlere Leitfähigkeiten aufweisen. Offenbar führen die durch das Niederschlagswasser hervorgerufenen Auswaschungs- und Transporteffekte zu einer Verringerung der gelösten Ionen an der Kippenoberfläche. Da es jedoch in der Tiefe kaum zu einem Wassertransport kommt, werden zwar Ionen aus dem Sediment gelöst, verbleiben aber größtenteils vor Ort.

Trotz des deutlich unterschiedlichen Verhaltens des pH-Wertes in den tertiär und quartär gemischt verkippten und den rein tertiär verkippten Sedimenten ist bei der elektrischen Leitfähigkeit ein solcher Sprung nicht zu beobachten.

Es ist allgemein bekannt, daß es bei abnehmendem pH-Wert zu einer zunehmenden Freisetzung von Ionen kommt. Demzufolge sollte sich die elektrische Leitfähigkeit bei kleiner werdendem pH-Wert erhöhen. Tatsächlich konnte dieser Zusammenhang bestätigt werden.

Schon während den ersten Begehungen des Tagebaus fiel eine starke Fraktionierung der Sedimente an der Kippenoberfläche auf. Eine Bestimmung der Korngrößenverteilung in den Kippensedimenten bestätigte diese Beobachtung.

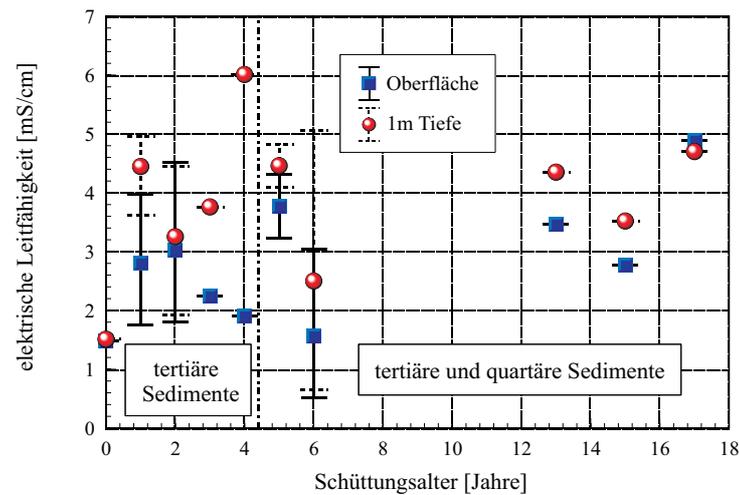


Abbildung 4.6.: Elektrische Leitfähigkeit der Kippensedimente des Tagebaus Zwenkau in Abhängigkeit des Schüttungsalters

Während der Verkippung der Sedimente findet eine derart starke Vermischung (jedoch keine Homogenisierung) statt, daß man bereits im Fall der einzelnen Schüttungsrippen von einer extrem heterogenen Zusammensetzung ausgehen muß. Auf diese primäre Heterogenisierung folgt durch die schon beschriebenen Abspülungs- und Verblasungseffekte eine sekundäre Heterogenisierung, in der es zur Selektionierung der Oberflächensedimente kommt. Abbildung 4.7 zeigt den typischen Verbleib größerer Kiese an den Top- und Hangoberflächen (umgangssprachlich „balance rock“), während die umgebenden, feineren Bestandteile abtransportiert worden sind.



Abbildung 4.7.: Fraktionierung der Kippenoberfläche – durch Erosion der feineren Kornfraktionen verbleiben instabil gelagerte kleinere Kiesel („balance rocks“)

Ausgehend vom äußerlichen Erscheinungsbild des Kippenkörpers wäre zu erwarten, daß auf Grund der sekundären Heterogenisierung sich die Kornsummenkurven der Oberflächen- und Tiefenproben unterscheiden. Wie Abbildung 4.8 zeigt, ist dies jedoch nicht der Fall. Abgesehen von wenigen Ausnahmen gibt es kaum signifikante Unterschiede. Dennoch darf nicht vernachlässigt werden, daß bereits die Kornsummenkurven der Oberflächen- bzw. Tiefenproben, für sich betrachtet, eine sehr hohe Streuung aufweisen. Offenbar sind die durch die unterschiedlichen Materialmischungen der einzelnen Kippenabschnitte hervorgerufenen primären Heterogenitäten wesentlich größer als die Unterschiede, die aus den entsprechenden Kornspektren der Oberflächen- und Tiefensedimente abgelesen werden könnten. Andererseits kommt es, bedingt durch einen energetisch metastabilen Zustand der Kippensedimente auf dem Top der Rippen, nicht zu einer derart starken Fraktionierung, wie sie in den Hangbereichen der Schüttungskippen stattfindet. Da die Beprobung auf dem Top der einzelnen Schüttungsrippen erfolgte, wird eine Unterscheidung zwischen den Sedimentproben der Oberfläche und aus 1 m Tiefe zusätzlich erschwert. Eine Abhängigkeit vom Alter der Schüttungsrippen tritt nicht auf.

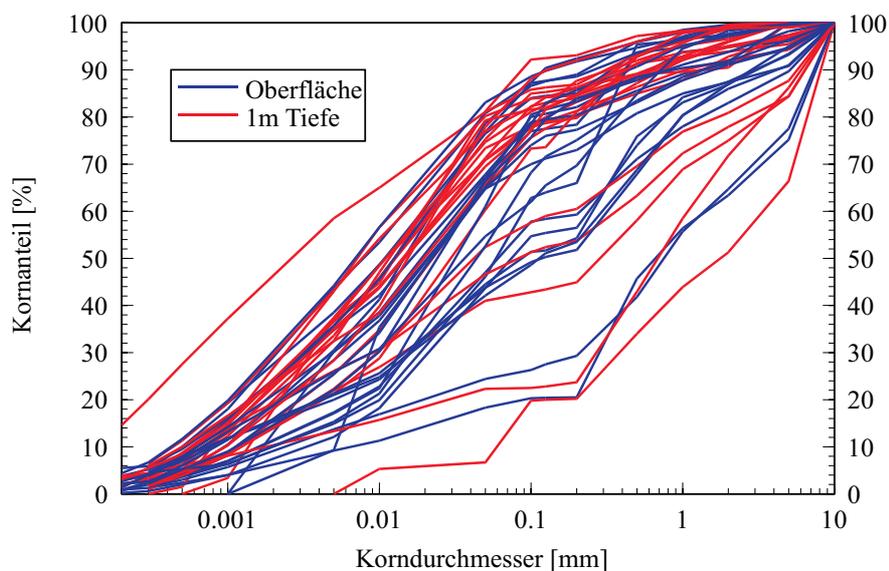


Abbildung 4.8.: Kornspektren der Oberflächen- und Tiefensedimentproben des Tagebaus Zwenkau

Dennoch ist es möglich, wenn auch nur lokal stark begrenzt, zwischen den Kornspektren der Oberflächen- und Tiefensedimente einer einzelnen Rippe zu unterscheiden, wie Abbildung 4.9 für die Proben der Voruntersuchung (siehe dazu Abschnitt **3.1 Sedimentologische Untersuchungen** im Kapitel **3 Analytik und Methodik**) zeigt. Gut erkennbar sind die Kornsummenkurven der Tiefensedimente in den tonig-schluffigen Bereich verschoben.

Nach der Klassifizierung der Kornspektren handelt es sich im Tagebau Zwenkau hauptsächlich um stark tonige Sande bis schluffige Tone mit vereinzelt Fein- bis Grobkiesen.

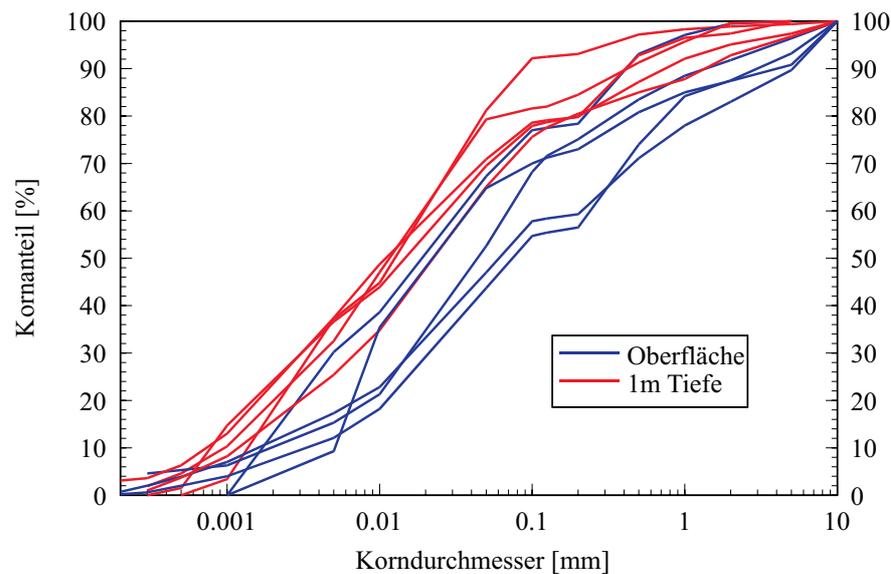


Abbildung 4.9.: Vergleich der Kornspektren der Oberflächen- und der Tiefensedimentproben einer Schüttungsrippe

Für einen Vergleich der Kippen- und Vorfeldsedimente (Ursprungsmaterial der Kippensedimente, BELLMANN *et al.* 1984) wurden die Korngrößenverteilungen beider Sedimenttypen in einem Dreiecksdiagramm dargestellt (siehe Abb. 4.10). Auffällig ist der erhöhte Schluff- und Tonanteil der Kippensedimente gegenüber den Vorfeldsedimenten. Vermutlich sind die Gründe dafür in den mechanischen und chemischen Belastungen der Materialien während des Abbaus bzw. während der darauffolgenden Verwitterung zu finden.

Ab einem Feinkornanteil $> 40\%$ spricht man von bindigem Material. Da der Hauptteil der untersuchten Sedimentproben eine mittlere Feinkornfraktion von etwa 70% aufweist, kann im Tagebau Zwenkau von einer bindigen Förderbrückenkippe ausgegangen werden.

Mit zunehmendem Beitrag an quartärem Material in den Sedimentproben sind auch höhere Anteile der Kies- und Sandfraktion (Kiesanteil $> 30\%$) zu verzeichnen, während bei rein tertiär verkippten Sedimenten die Schluff- und Tonfraktion dominiert. Im Vergleich dazu konnten in den Vorfeldsedimenten der oligozänen Schichten keinerlei Kiese nachgewiesen werden (BELLMANN *et al.* 1984). Offenbar gelangte im Zuge der Verkippung immer auch eine geringe Menge quartären Materials mit in die Förderbrückenkippe.

Um ein Maß für die Ungleichförmigkeit der untersuchten Sedimentproben zu erhalten, wurde die Ungleichförmigkeitszahl U entsprechend

$$U = \frac{d_{60}}{d_{10}} \quad (4.1)$$

bestimmt, wobei d_{60} und d_{10} den Korngrößenanteil bei 60% bzw. 10% Siebdurchgang angeben (PRINZ 1997). So spricht man ab einer Ungleichförmigkeitszahl $U > 6$ von einem ungleichförmigen Sediment. Im Fall der Kippensedimente ergeben sich U -Werte zwischen

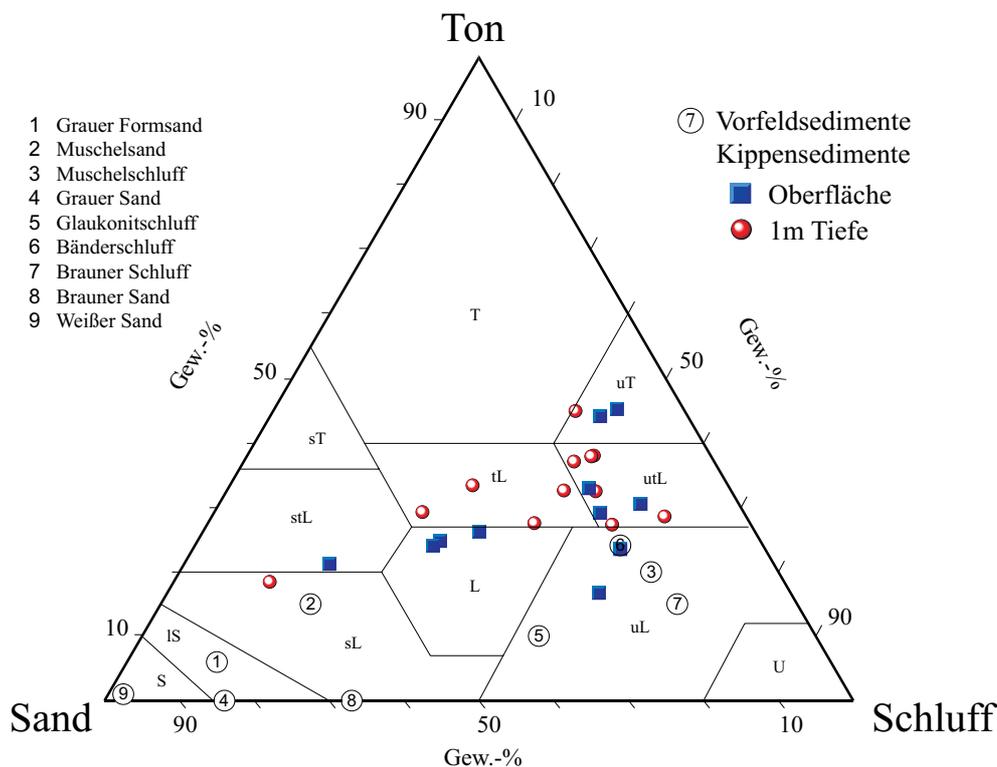


Abbildung 4.10.: Korngrößenverteilungen der Kippen- und Vorfeldsedimente nach dem Modell des United States Soil Survey (1951), Vorfeldsedimentproben aus BELLMANN *et al.* (1984)
 Abkürzungen: S, s - Sand, sandig; U, u - Schluff, schluffig; T, t - Ton, tonig; L, l - Lehm, lehmig

20 und 650. Derart extrem große Ungleichförmigkeiten sind typisch für die Sedimente eines Kippengeländes und beruhen auf der heterogenen Verkippung. Abbildung 4.11 zeigt die Ungleichförmigkeitszahl in Abhängigkeit vom Feinkornanteil ($< 63 \mu\text{m}$). Gut erkennbar nimmt die Ungleichförmigkeit mit steigender Feinkornfraktion exponentiell ab. Bei den stark ungleichförmigen Sedimenten handelt es sich vorzugsweise um die tertiär und quartär gemischt verkippeten Sedimente, in denen neben größeren Kiesen gleichermaßen feine Tone vorliegen, wodurch sich ein vergleichsweise breiteres Kornspektrum ergibt.

Weitere wichtige, den Gefügestand charakterisierende Merkmale sind die Dichte und das Porenvolumen der Kippensedimente. So kann beispielsweise durch die Kenntnis der Dichte eines Sedimentes der vorliegende Lagerungszustand klassifiziert werden (HARTGE & HORN 1989).

Auf Grund einer sicherheitstechnischen Beschränkung im Tagebau Zwenkau konnten nur oberflächennahe Sedimentproben gewonnen werden, an welchen eine Bestimmung der Dichte vorgenommen wurde. Die Trockendichte der Kippensedimente variiert zwischen $1,01$ und $1,37 \text{ g/cm}^3$, wobei jedoch keine spezifische Abhängigkeit vom Alter der Schüttungskippen erkennbar ist. Erfahrungsgemäß ist anzunehmen, daß die Dichte der

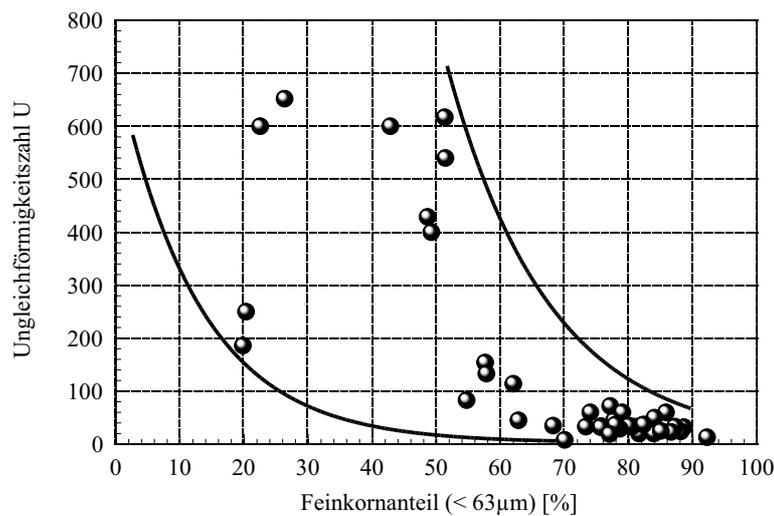


Abbildung 4.11.: Ungleichförmigkeitszahl der Sedimente des Tagebaus Zwenkau in Abhängigkeit der Feinkornfraktion

Sedimente mit zunehmender Tiefe in den Schüttungskippen durch die mechanischen Beanspruchungen während der Verkippung und den Verdichtungseffekt durch den Auflastdruck der überlagernden Sedimente ansteigt (DORSCHNER 1965, MATSCHAK 1969, JOLAS 1974). Wie die Voruntersuchungen zeigten, konnte auch für die verschiedenen Probenahmeorte (Schwemmfläche, Hang und Top) durch die starken Schwankungen der lokalen Dichte keine klare Abhängigkeit nachgewiesen werden. Ein Vergleich der ermittelten Trockendichten mit der Dichte von Quarz ($2,65 \text{ g/cm}^3$) weist auf eine weniger dichte Lagerung mit einem hohen Porenvolumen hin.

Das Porenvolumen V_p ist die Differenz des Gesamtvolumens V_{ges} und des Volumens der Bodenpartikel V_B

$$V_p = V_{ges} - V_B = V_{ges} - \frac{m_B}{\rho_B}, \quad (4.2)$$

wobei m_B die Masse und ρ_B die Dichte der Bodenpartikel darstellen (STICHER 1993). Da der Hauptanteil der Kippensedimente durch Quarz abgedeckt wird und die vergleichsweise geringen organischen Beimengungen vernachlässigt werden können, wurde für die Berechnung der Porenvolumina als mittlere Dichte der Bodenpartikel die des Quarzes angenommen.

Die Porenvolumina der Oberflächensedimente des Tagebaus Zwenkau variieren zwischen 44 und 56 % um einen Mittelwert von etwa 48 %. Während man zwischen 40 und 50 % von normal verdichtetem Boden spricht, werden Sedimente mit einem Porenvolumen größer 50 % als gering verdichtet betrachtet. Nahezu die Hälfte der Porenvolumina der gewonnenen Proben liegt über 50 %. Es kann daher von normal bis leicht verdichteten Oberflächensedimenten ausgegangen werden. Das ist nicht ungewöhnlich, da ja diese Sedimente nach dem Verkappen bis auf den Verwitterungsprozeß keinen weiteren Belastungen ausgesetzt worden sind. Wie bereits oben beschrieben, sind für die im Inneren des Kippenkörpers lagernden Sedimente höhere Dichten und geringere Porenvolumina zu erwarten.

Tendenzen bezüglich der Gesamtporenvolumina der untersuchten Sedimente, bedingt durch die unterschiedlichen Mischungen der Abraumsedimente oder durch das Alter der Schüttungskippen, konnten auch hier auf Grund der starken lokalen Schwankungen nicht beobachtet werden. Es ist anzunehmen, daß sich die Porensysteme durch die voranschreitende Verwitterung und Mineralneubildung weiter verändern werden.

Beim Versuch, die Versickerung der Niederschläge im Kippenkörper zu beschreiben, wurde festgestellt, daß das auftreffende Regenwasser nur sehr schwach, teilweise sogar überhaupt nicht in das Sediment eindringt (WIEGAND 1999). Selbst nach längeren Regenperioden konnte das Sickerwasser nur bis in eine Tiefe von etwa 1 cm vordringen, wie beispielsweise Abbildung 4.12 zeigt. In den Bereichen um die Kippenseen in den Schwemmflächen konnten bis zu einer Tiefe von etwa 30 cm gut durchfeuchtete Sedimente beobachtet werden. Eine vergleichende Untersuchung zum Versickerungsverhalten in den Kippensedimenten verschiedener Tagebaue (Espenhain und Klein Leipisch) kam zu dem Ergebnis, daß der mittlere Versickerungsanteil nur etwa 11 % ausmacht (MATSCHAK & WALDE 1968).

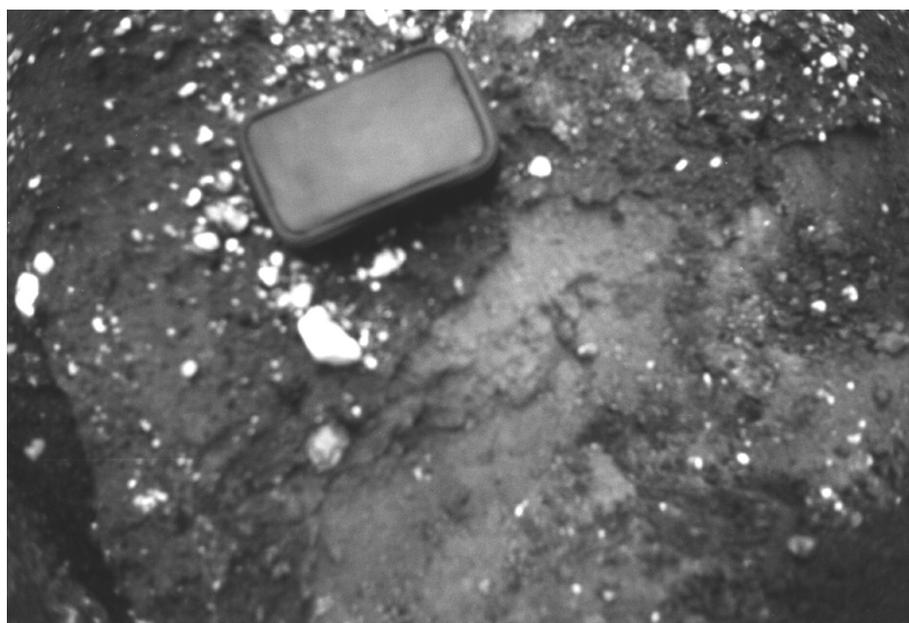


Abbildung 4.12.: Eindringtiefe des Sickerwassers in die Kippensedimente des Tagebaus Zwenkau nach einer längeren Regenperiode – nur eine etwa 1 cm dicke Oberflächenschicht ist durchfeuchtet

Zur genaueren Untersuchung des beobachteten Phänomens wurden in ausgewählten Kippenbereichen Saugkerzen und Tensiometer in den Kippenkörper eingebaut, um Sickerwasserproben gewinnen bzw. die Saugspannung bestimmen zu können. Wie bereits im Abschnitt **3.2 Hydrogeologische Untersuchungen** im Kapitel **3 Analytik und Methodik** beschrieben wurde, scheiterte die Sickerwasserbeprobung, da die Kippen derart trocken waren, daß der an den Saugkerzen angelegte Unterdruck nicht genügte, um das Wasser aufzufangen. Die Bestimmung der Saugspannung bestätigte diese Beobachtungen. Bei allen Meßtiefen stellte sich am Top und in der Schwemmfläche ein Gleichgewicht in

den Tensiometern ein. Nach Auswertung der gemessenen Tensiometerinnendrucke wurde jedoch klar, daß sich im wesentlichen – bei einem mittleren Meßfehler von etwa 15 % – nur ein Gleichgewicht zwischen der Wassersäule und dem im Tensiometer herrschenden Unterdruck eingestellt hatte. Die Saugspannung der Kippensedimente bis zu 1 m Tiefe ist daher nahezu null. Beim Ausbau der Tensiometer wurde nochmals deutlich, wie trocken die inneren Kippenkörper sind und wie geringfügig die Wasserausbreitung ist. Nur in einem kleinen Bereich um die Tensiometerspitzen sind die Sedimente leicht durchfeuchtet (siehe Abb. 4.13). In den Schwemmflächen bilden die antransportierten tonreicheren Sedimente eine wasserstauende Schicht, die eine Versickerung in tiefere Bereiche zusätzlich verhindert.



Abbildung 4.13.: Trockene Kippensedimente in etwa 1 m Tiefe – Sickerwasser dringt nicht bis in diese Tiefe vor

Weiterhin wurden im Labor der k_f -Wert (Durchlässigkeitsbeiwert) der Oberflächensedimente sowie die Wasseraufnahmefähigkeit der Oberflächen- und Tiefensedimente bestimmt, um das Phänomen der geringen Versickerung erklären zu können (WIEGAND 1999).

Die experimentell ermittelten k_f -Werte der Oberflächensedimente variieren zwischen $1 \cdot 10^{-6}$ und $7 \cdot 10^{-5}$ m/s, wobei der k_f -Wert einer Probe aus mindestens 3 Meßwerten gemittelt wurde, deren Schwankungen in Ausnahmefällen bis zu 2 Zehnerpotenzen betragen. Entsprechend DIN 18 130-1 können die untersuchten Proben als durchlässig bis schwach durchlässig klassifiziert werden. Diese für eine durchaus gute Versickerung sprechenden Ergebnisse lassen sich nicht mit den Beobachtungen im Gelände vereinigen. Als wesentliche Ursachen für die starke Abweichung der Laborexperimente von den tatsächlichen Verhältnissen im Tagebau sind die experimentellen Randbedingungen anzusehen. So müssen die Sedimentproben für eine sinnvolle Messung wassergesättigt vorliegen. Die im Tagebau gewonnenen Sedimentproben sind jedoch absolut wasserungesättigt, wodurch bereits ein erheblicher Fehler in das Experiment eingebracht wird. Trotz einem über etwa 2 Tage

anhaltenden, kontinuierlich zunehmenden Wasserangebot konnten die Probenzylinder nicht homogen gesättigt werden. Vielmehr mußte nach Beendigung des Experiments beim Ausbauen der Sedimentproben festgestellt werden, daß der Wasserlauf, abgesehen von wenigen Ausnahmen, nur über die Zylinderinnenwand stattfand und große Bereiche der Proben nicht durchfeuchtet waren, wie Abbildung 4.14 für einen typischen Probenzylinder zeigt. Die erhaltenen k_f -Werte sind daher kritisch zu betrachten. Es ist anzunehmen, daß die realen k_f -Werte deutlich niedriger liegen.

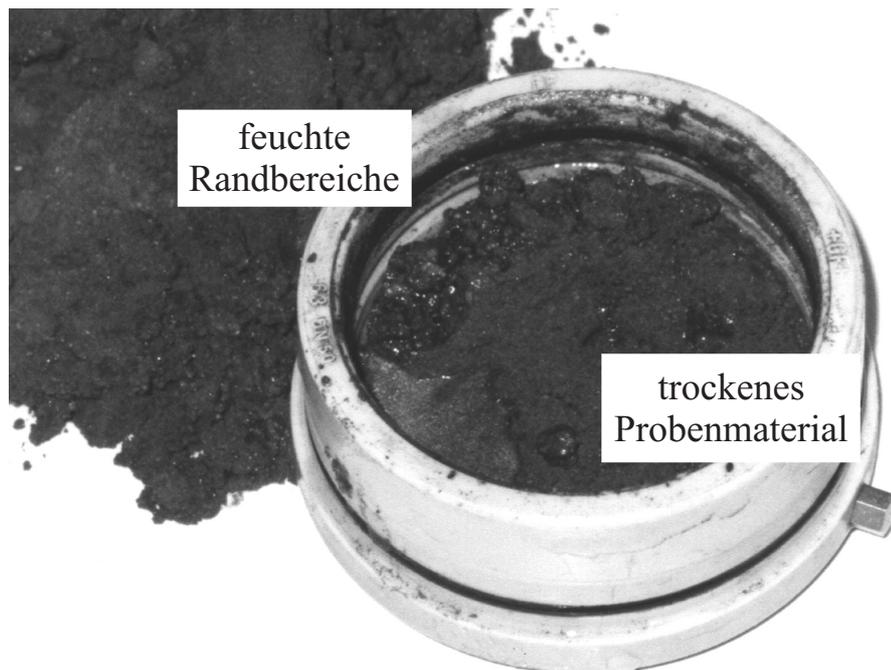


Abbildung 4.14.: Typischer Probenzylinder nach der Bestimmung des k_f -Wertes – nur die Randbereiche sind durchfeuchtet (Innendurchmesser des Probenhalters: 6 cm)

Alternativ kann der k_f -Wert der Sedimente nach verschiedenen Berechnungsmethoden aus den Kornsummenkurven, speziell dem Feinkornanteil, berechnet werden (HAZEN 1893; BEYER 1964; BIALAS & KLECZKOWSKI 1970). Dabei spielt jedoch der Ungleichförmigkeitsfaktor U eine wesentliche Rolle. Im Fall $U > 5$, wie auch bei den Kippensedimenten des Tagebaus Zwenkau, ist eine Berechnung des k_f -Wertes auf diese Weise nicht sinnvoll.

Neben dem k_f -Wert stellt die Wasseraufnahmefähigkeit einen weiteren Parameter zur Charakterisierung der Sedimentproben dar. Offenbar sind die Wasseraufnahmefähigkeiten der Oberflächensedimente mit weniger als 30 % für mehr als die Hälfte aller untersuchten Proben sehr gering. In Einzelfällen wurden bis zu 47 % erreicht.

Die Meßergebnisse deuten auf ein sehr geringes Quellvermögen der Sedimentbestandteile hin. Auf Grund des hohen Quarzgehaltes in den Proben – Quarzminerale können kein Wasser aufnehmen – sowie deren Feinkörnigkeit dürfen Kapillaritätseffekte keinesfalls

vernachlässigt werden. So können beispielsweise durch Kapillaritätseffekte in Quarzmehl (zerkleinerte Quarzminerale) Wasseraufnahmefähigkeiten bis zu 30 % gemessen werden (SCHULTZE & MUHS 1967).

Es ist allgemein bekannt, daß die Wasseraufnahmefähigkeit neben der Korngröße nicht unwesentlich von der chemischen Zusammensetzung der Tonminerale abhängt (SCHULTZE & MUHS 1967). Pauschal formuliert, steigt die Wasseraufnahmefähigkeit mit zunehmendem Tongehalt der Sedimente an. Wie in dem noch folgenden Abschnitt **4.2.2 Geochemische und mineralogische Untersuchungen** beschrieben wird, setzten sich die Tonminerale des Tagebaus Zwenkau hauptsächlich aus Kaolinit und Muskovit/Illit zusammen. Tatsächlich konnte für höhere Anteile an Schichtsilikaten in den Sedimentproben eine steigende Tendenz in der Wasseraufnahmefähigkeit beobachtet werden, wie Abbildung 4.15 zeigt. Der relativ breite Trendkanal kann auf eine verschiedenartige Zusammensetzung der Tonkornklasse zurückgeführt werden (MATSCHAK & RIETSCHEL 1965).

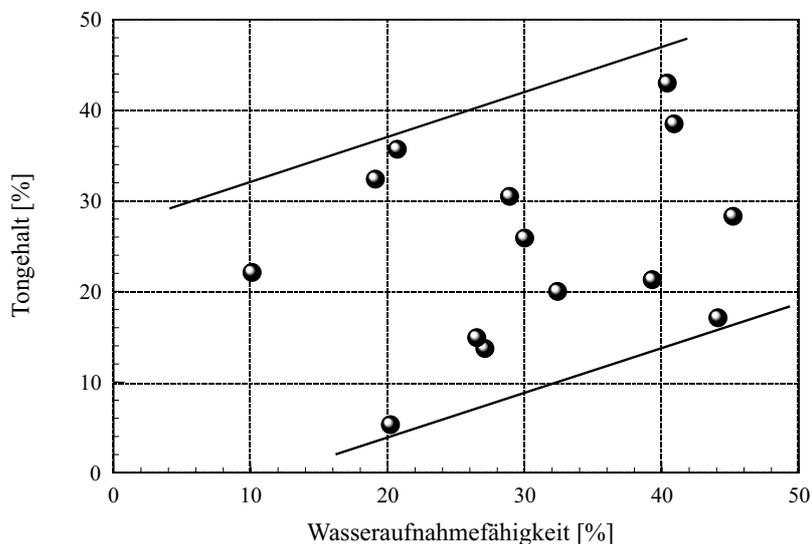


Abbildung 4.15.: Korrelation des Tongehaltes mit der Wasseraufnahmefähigkeit nach NEFF (1959) der Sedimentproben

Weiterhin fielen bei den Untersuchungen zwei typische Verhaltensmuster der Wasseraufnahmefähigkeiten auf (siehe dazu Abb. 4.16). Einerseits kam es in einigen Sedimentproben zu einer sehr schnellen Wasseraufnahme, bei der innerhalb weniger Minuten ein stationärer Zustand erreicht wurde, während in den verbleibenden Sedimentproben das angebotene Wasser nur sehr langsam aufgenommen wurde, so daß ein Gleichgewichtszustand innerhalb der auf 60 min beschränkten Meßzeit nicht erreicht werden konnte. Auch wenn es generell keine signifikanten Unterschiede zwischen den Wasseraufnahmefähigkeiten der Sedimentproben der Oberfläche und aus 1 m Tiefe oder der unterschiedlichen Kippungsalter gibt, können lokal trotzdem starke Differenzen zwischen den Entnahmetiefen bzw. Entnahmeorten auftreten. Darin spiegelt sich die starke Heterogenität der Kippen wieder.

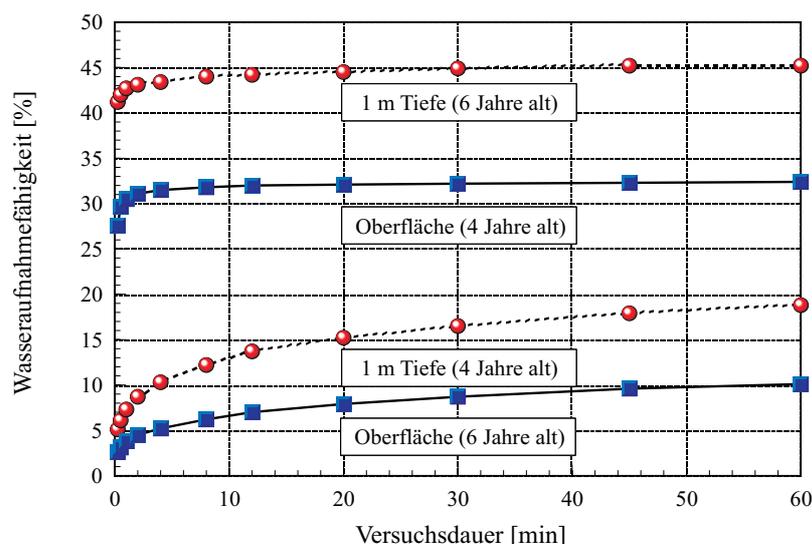


Abbildung 4.16.: Wasseraufnahmefähigkeit der Oberflächensedimente der Kippen in Abhängigkeit der Dauer des Wasserangebotes am Beispiel 4 ausgewählter Proben

Der letztere Fall kann durch eine überdurchschnittliche Präsenz von stark quellfähigen Tonmineralen (z.B. Montmorillonit) in den Sedimenten erklärt werden, da diese neben einer deutlich höheren Wasseraufnahmefähigkeit auch zu einer weit längeren Versuchsdauer führen können (KÖHLER & HERZOG 1962). In der vorliegenden Untersuchung wurden im Vergleich zur raschen Wasseraufnahme nur geringere Aufnahmefähigkeiten bestimmt, jedoch wurde auch nie der stationäre Zustand erreicht, was einen direkten Vergleich unmöglich macht. Eine Versuchsdauer über 60 min ist aber nicht sinnvoll, da sonst die durch Verdunstungseffekte auftretenden Meßfehler zu stark an Einfluß gewinnen würden.

Der rasche Verlauf der Wasseraufnahme deutet auf einen hohen Quarzanteil in den Sedimentproben hin. Wie bereits beschrieben, absorbieren Quarzminerale kein Wasser, so daß zur Wasseraufnahme nur die neben dem Quarz auftretenden Minerale beitragen können (MATSCHAK & RIETSCHEL 1965). Es dominieren somit kapillare Effekte. Daher gilt, je höher der Quarzgehalt ist, desto schneller ist die Wasseraufnahmefähigkeit.

Zur Abschätzung des Meßfehlers wurde für eine Sedimentprobe die Wasseraufnahmefähigkeit mehrfach bestimmt. Dabei ergab sich ein Fehler von etwa 10 %. Weiterhin dürfen verfälschende Effekte, etwa hervorgerufen durch Temperaturdifferenzen (höhere Temperaturen führen zu niedrigeren Wasseraufnahmefähigkeiten), durch einen erhöhten Anteil an organischen Bestandteilen in den Sedimentproben (Kohlepartikel) oder auch die Änderung des Benetzungswiderstandes der Sedimentproben im Zuge ihrer vorangegangenen Trocknung nicht vernachlässigt werden.

Der Grund für die schlechte Versickerung der auftretenden Regenwässer bzw. die nicht zu messende Saugspannung der Kippensedimente dürfte daher in ihrer schlechten Wasseraufnahmefähigkeit zu finden sein. Hinzu kommt eine zeitliche und örtliche Variation der Feuchte- und Kapillarverteilung im Kippenkörper, so daß schon innerhalb einer einzelnen Rippe starke Unterschiede auftreten können.

4.2.2. Geochemische und mineralogische Untersuchungen

Um einen Überblick über die im Tagebau auftretenden Minerale einschließlich deren Neu- und Umbildungen zu bekommen, wurden neben den üblichen RDA und RFA auch Dünnschliffe ausgewählter Oberflächenproben zur mikroskopischen Begutachtung angefertigt. Bei der Auswertung der erhaltenen Daten wurde schnell klar, daß sich die Stoffbestände der einzelnen Kippen verschiedenen Schüttungsalters kaum unterscheiden. Neben den erwartungsgemäßen Haupt- und Nebenmineralen konnte auch eine Reihe von Mineralneubildungen beobachtet werden. In Tabelle 4.2 sind alle im Rahmen dieser Arbeit nachgewiesenen Primär- und Sekundärminerale aufgelistet. Weiterhin wurden in detaillierten Untersuchungen der Vorfeldsedimente in einigen Schichten geringe Mengen Chlorit (etwa Brauner Schluff, Bänderschluff, Glaukonitschluff und Grauer Sand) bzw. Heulandit (Grauer Sand) analysiert (BELLMANN 1976 bzw. CESNOVAR 2001), deren Vorkommen auf Grund ihrer geringen Konzentrationen in den Zwenkauer Kippensedimentmischungen durch die vorliegende Arbeit nicht bestätigt werden konnten.

Tabelle 4.2.: Im Kippengelände des Tagebaus Zwenkau auftretende Primär- und Sekundärminerale

Mineral <i>primär</i>	Nachweis	Bemerkungen
Quarz	RDA/Mikroskopie	
Feldspat	RDA/Mikroskopie	
Kaolinit	RDA/Mikroskopie	
Muskovit/ Illit	RDA/Mikroskopie	
Glaukonit	Mikroskopie	
Pyrit	RDA/Mikroskopie DIN 51 724-2	
Karbonat	RDA/C-mat	nur als Konkretionen in Kippen älter als 8 Jahre
Schwerminerale	Mikroskopie	
<i>sekundär</i>		
Gips	RDA/Mikroskopie	ab einem Schüttungs- alter von etwa 1 Monat
Jarosit	RDA	ab einem Schüttungs- alter von etwa 1 Jahr
Eisenoxid bzw. Eisenhydroxid (Ferrihydrit)	RDA/Mikroskopie	bevorzugt in Feuchtflächen
Schwertmannit	RDA	bevorzugt in Feuchtflächen

In allen untersuchten Sedimentproben dominierte der Quarz. Selbst in den für die RDA der Spurenminerale abgeseibten Kornfraktionen ($< 63 \mu\text{m}$) verlor er seine vorherrschende

Stellung nicht. In den Dünnschliffen zeigte sich, daß die Quarze teilweise einer starken Deformation durch mechanische Beanspruchung unterlagen, was sich einerseits durch Ribbildungen in den Quarzkörnern und andererseits durch ein typisches Intensitätsverhalten bei der Polarisationsmikroskopie äußerte.

Weiterhin traten in den Sedimentproben Feldspäte, Kaolinit und Muskovit/Illit auf. Dabei liegen die Feldspäte stark zerstört vor. Im Mikroskop wurde neben einer Vielzahl von Rissen und Anlösungserscheinungen teilweise auch eine Kaolinisierung erkannt, wodurch sich die Feldspatkristalle in einem leicht getrübbten Erscheinungsbild offenbarten (SCHUSTER 2000). Ebenso zeigen die Schicht- und Tonminerale als Folge ihrer Verwitterung eine starke Zerstörung. Während die Schichtsilikate eine faserige hydratisierte Struktur aufweisen, sind die Tonminerale durch den Einfluß von Eisenhydroxid rötlich gefärbt. Allgemein konnte in allen Dünnschliffen eine Einbettung der Minerale in eine Matrix aus den gefärbten Tonmineralen beobachtet werden, wie Abbildung 4.17 an einem Ausschnitt eines Dünnschliffes zeigt. Auf diese Weise kommt es zu einer Verbindung der einzelnen Komponenten, was in seltenen Fällen in Fließstrukturen und Tonschlieren resultiert. Außerdem verkleinert sich das Porenvolumen.

Untergeordnet trat in den Dünnschliffen Glaukonit auf. Die meist rundlich abgeschliffenen, grünen (teilweise auch gelben oder blauen) Minerale konnten in verschiedenen Verwitterungsstadien, überwiegend stark zerrissen und teilweise auch angelöst, beobachtet werden (siehe Abb. 4.17). In einigen Bereichen waren die Minerale komplett zerstört. Es verblieb eine durch Eisenhydroxid rotbraun verfärbte Umwandlungserscheinung, die nur durch ihre Form auf ein früheres Glaukonitkorn schließen ließ.

In den Röntgendiffraktometrie-Analysen konnte kein Hinweis auf Glaukonit entdeckt werden. Der Grund dafür liegt einerseits in der zu geringen Häufigkeit des Minerals, was zum Ausbleiben der mineralspezifischen Linien in den RDA-Spektren der Gesamtfractionen der Kippensedimente führt, und andererseits in den vergleichsweise großen Korngrößen der Glaukonite (100 - 200 μm), so daß sie im wesentlichen für die Analysen der Spurenminerale bei der Probenpräparation mit abgeseibt worden sind.

Da dem Pyrit in dieser Arbeit besonderes Interesse geschenkt werden soll, wurde ein Nachweis des Minerals nicht nur durch die RDA und Dünnschliffmikroskopie angestrebt, vielmehr wurde zusätzlich ein chemisches Analyseverfahren in Anlehnung an DIN 51 724-2 angewendet. Bei dieser indirekten Bestimmungsmethode ergaben sich je nach Tiefe der Probenentnahme und Alter der Kippen Pyritkonzentrationen zwischen 0 und 3,9 Gew.-%. Dabei fiel auf, daß direkt nach der Verkippung der Sedimente die stärksten Konzentrationen auftraten (siehe Abb. 4.18). Während die Oberflächenproben bereits nach nur einem Jahr eine drastische Konzentrationsabnahme zeigten, verlief die Verringerung im Fall der Proben aus 1 m Tiefe etwas langsamer. Überlagert von lokal starken Schwankungen bleibt der Pyritgehalt ab einem Kippenalter von 3 Jahren im Mittel unter 0,3 Gew.-%. Mit zunehmender Tiefe der Probenentnahme konnten auch in älteren Kippen noch höhere Pyritkonzentrationen, beispielsweise 3,9 Gew.-% in 2 m Tiefe bei einem Kippenalter von 3 Jahren, gemessen werden.

Im wesentlichen werden diese Ergebnisse durch die RDA bestätigt. Auch hier konnte der Pyrit in den jüngsten Sedimentproben am besten nachgewiesen werden. Schon ab einem

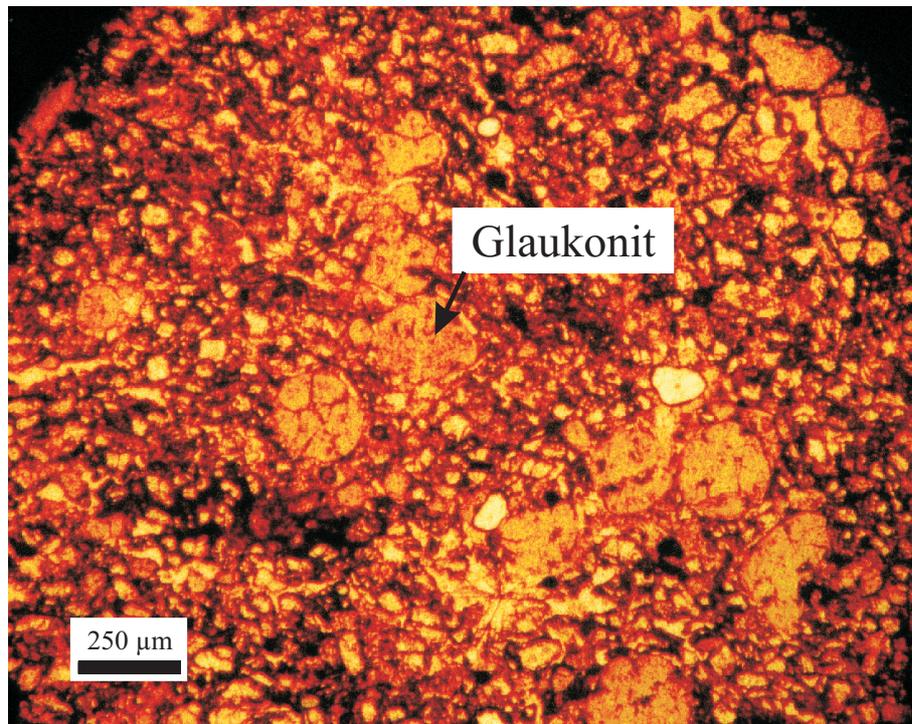


Abbildung 4.17.: Ausschnitt eines Dünnschliffes der Oberflächensedimentproben des Tagebaus Zwenkau

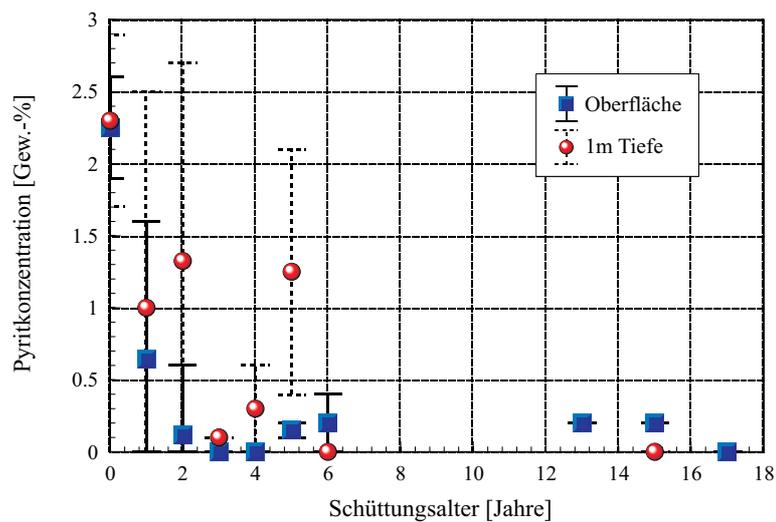


Abbildung 4.18.: Pyritkonzentration der Sedimentproben von der Oberfläche und aus 1 m Tiefe in Abhängigkeit des Kippenalters

Schüttungsalter von 1 Jahr stellte es sich als äußerst schwierig heraus, die pyritspezifischen Linien in den RDA-Spektren vom allgemeinen Untergrundrauschen zu unterscheiden. In noch älteren Proben war kein Pyrit mehr zu beobachten. Da die Nachweisgrenze für die RDA-Spektroskopie unter der Voraussetzung, daß keine Linienüberlagerungen von verschiedenen Mineralen auftreten, bei etwa 1 % liegt, kann mit dieser Meßmethode somit nur bis zu einem Schüttungsalter von 3 Jahren sicher von der Existenz des Pyrits ausgegangen werden.

Eine Erklärung für die rapide Konzentrationsverringerung – an der Kippenoberfläche innerhalb des ersten Schüttungsjahres immerhin um mehr als 50 % – ist in der relativ rasch vorangehenden Verwitterung des Pyrits zu suchen. Der verlangsamte Verlauf in 1 m Tiefe, bedingt durch die im Vergleich zur Oberfläche geringere Sauerstoffzufuhr, würde diese Theorie bestätigen. Unklar bliebe dennoch die Tatsache der Pyritvorkommen in den älteren Kippensedimenten.

Eine mögliche Antwort auf diese Frage bieten die Ergebnisse der Dünnschliffmikroskopie. In nahezu allen Dünnschliffen konnten framboidale (kugelige Konkretionen) und lagenförmige Pyrite beobachtet werden (SCHUSTER 2000), wobei ab einem Alter von etwa 2 Jahren eine Art Ummantelung der Körner sichtbar wurde, wie Abbildung 4.19 (a) am Beispiel einer 6 Jahre alten Probe zeigt. Offenbar bilden sich bei der Verwitterung des Pyrits amorphe Eisenhydroxide, die sich wie ein Saum um die Pyritkörner legen und diese dabei komplett einschließen. So eingebettet kann die Verwitterung nur deutlich langsamer verlaufen, was den Erhalt der Pyrite auch über einen längeren Zeitraum gewährleistet (GOLDHABER 1983; NICHOLSON *et al.* 1990). Selbst 13 Jahre nach der Verkippung treten noch immer Pyritfragmente in den Sedimenten auf (siehe Abb. 4.19 (b)).

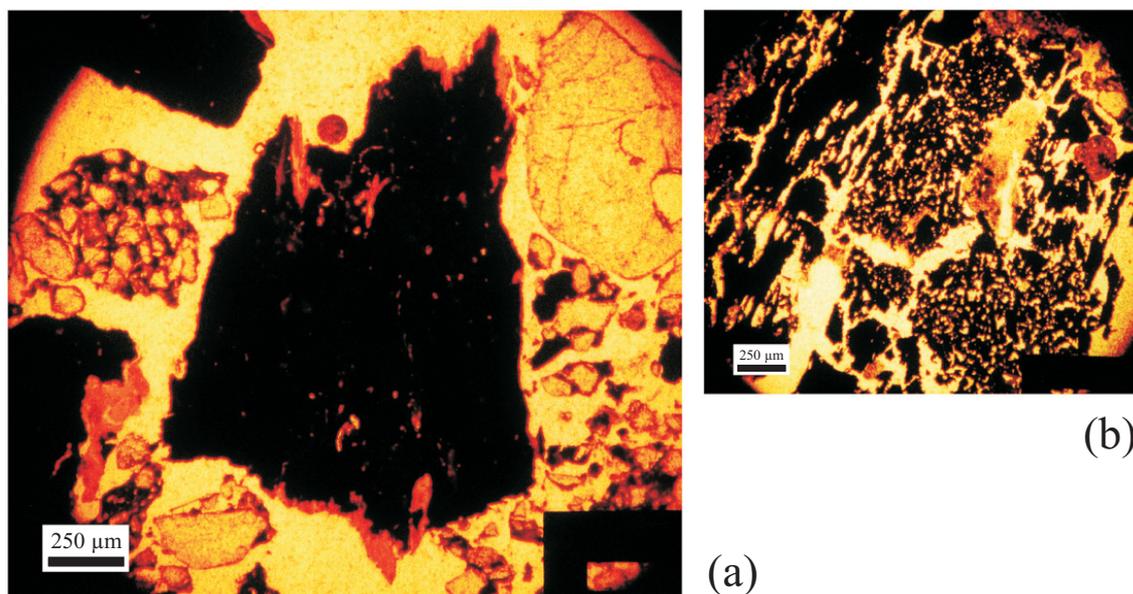


Abbildung 4.19.: Pyritkörner in Dünnschliffen; (a) 6 Jahre altes Kippensediment – Pyritkorn mit Ummantelung aus Eisenhydroxiden und (b) 13 Jahre altes Kippensediment – Pyritfragmente

Bedingt durch die extrem heterogene Zusammensetzung der Kippensedimente traten die Pyritkörner in den Dünnschliffen in sehr unterschiedlicher Größe und Verteilung auf. So ließen sich im Mikroskop neben Sedimentproben mit vereinzelt Körnern im Mikrometerbereich teilweise auch Anhäufungen größerer Pyritkörner (bis in den Millimeterbereich) erkennen. Dabei setzen sich die Pyritkörner vermutlich aus einer Vielzahl kleinerer Mineralaggregate, ähnlich den Beobachtungen von KITTSTEINER (1998), zusammen.

Entsprechend ihrer Bildung tritt neben der framboidalen Pyritformation eine weitere auf, welche sich hauptsächlich durch an Kohle gebundene Pyritkristalle kennzeichnet (GLÄSSER 1999). In sekundärelektronenmikroskopischen Untersuchungen der Vorfeldsedimente des Tagebaus Zwenkau konnte CESNOVAR (2001) die Existenz dieser Pyrite bestätigen. Auf Grund der verwitterungsbedingten Anlösungen der Pyrite in den Kippensedimente und der begrenzten Auflösung in der Dünnschliffmikroskopie war eine Unterscheidung zwischen den unterschiedlichen Pyritformationen nicht möglich.

Die Ergebnisse der reflexionsspektrometrischen Fernerkundung im Rahmen des gemeinsamen Verbundprojektes, welche bis in die ältesten Kippen in den oberflächennahen Bereichen des Tagebaus Pyritvorkommen von bis zu 3 Gew.-% erkennen ließen (KRÜGER 1999), stehen nicht im Einklang mit den Resultaten der vorliegenden Arbeit. Da die umfangreichen Analysen der oberflächennahen Kippensedimente bezüglich des Pyrits jedoch keinerlei Anzeichen für derart hohe und nahezu flächendeckende Pyritkonzentrationen offenbarten, ist von einer Fehlinterpretation der Fernerkundungsdaten auszugehen.

Vergleicht man den Pyritgehalt der Sedimentproben mit ihren gemessenen pH-Werten, so kann aus der durch die einzelnen Meßwerte gebildeten Kurve ein Zwei-Stufen-Prozeß abgeleitet werden, wie Abbildung 4.20 zeigt.

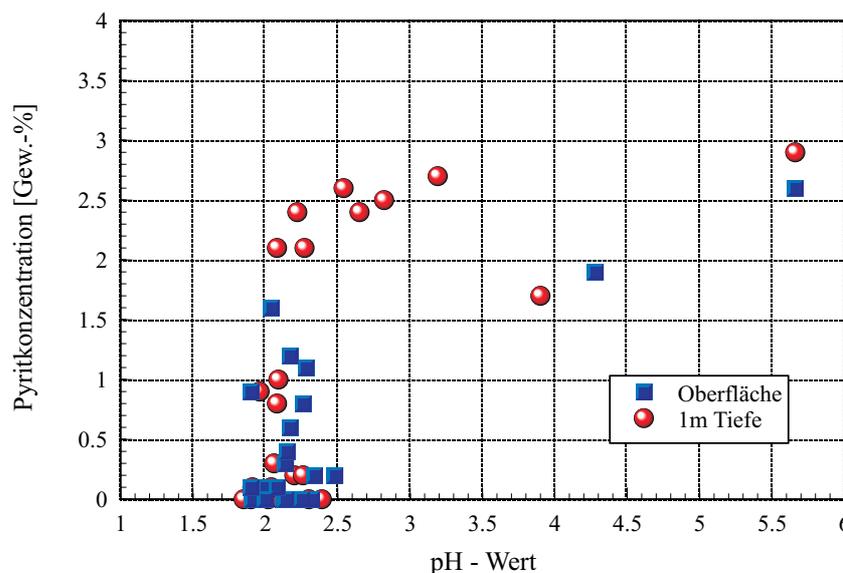


Abbildung 4.20.: Korrelation des pH-Wertes und der Pyritkonzentration der Kippensedimente

Bereits innerhalb kurzer Zeit nach der Verkipfung der Sedimente (bis zu einem Jahr) findet in der ersten Stufe eine drastische Reduzierung des pH-Wertes statt, die im wesentlichen auf eine fehlende Pufferung der im Zuge der Verwitterung des Pyrits entstandenen Schwefelsäure zurückzuführen ist. Messungen der Pufferkapazität ergaben Konzentrationen von 0,02 bis 0,05 mmol(eq)/l, so daß schon eine geringe Menge an Säure ausreichend ist, um den pH-Wert um mehr als eine Einheit zu senken. Bestätigt wird diese Theorie durch die nahezu konstanten Pyritgehalte bis hin zu einem pH-Wert von unter 3. Offenbar ist die Verwitterung von nur wenigen Prozent des Pyrites ausreichend. Nachdem sich der pH-Wert in einem Sättigungsbereich zwischen 2 und 2,5 eingeppegelt hat, findet in der zweiten Stufe über einen sehr langen Zeitraum (bis hin zu den ältesten Kippen) die allmähliche Verwitterung des Pyrites statt.

Entgegen den Erwartungen konnten keine Karbonate in den Kippensedimenten, auch nicht in den frisch geschütteten Kippen, nachgewiesen werden. Klar ist, daß ab einem bestimmten Alter der Sedimente eventuell vorhandene Karbonate durch die Schwefelsäure aus der Pyritverwitterung zerstört wurden. Für frisch verkippte Sedimente trifft dies jedoch nicht zu. Eine Analyse der Vorfeldsedimente zeigte, daß bereits in diesen Schichten keine Karbonate enthalten sind, was ihren Mangel in den jüngeren Kippen erklärt. Die beprobten Sedimente des Tagebauvorfeldes stammen hauptsächlich aus der Randfazies des Weißelsterbeckens. Auf ein Ausbleiben von Karbonaten in eben diesem Randfaziesbereich konnte schon in früheren Untersuchungen hingewiesen werden (BELLMANN 1976).

Um so erstaunlicher sind die speziell in den älteren Kippen (8 bis 17 Jahre) im Südteil des Tagebaus auftretenden Kalkkonkretionen. Diese kugelförmigen Formationen, deren Durchmesser bis zu 20 cm betragen kann, sind in sporadischen Abständen, scheinbar willkürlich verteilt, an der Oberfläche der Kippen zu finden, wobei die Außenkerne sehr stark, teilweise bis zur vollständigen Auflösung der Konkretion selbst, verwittert sind. Die Karbonatkonkretionen entstammen hauptsächlich den Senken der unteroligozänen Beckenfazies (Abb. 2.4) (BELLMANN *et al.* 1977). Abbildung 4.21 zeigt eine typische Kalkkonkretion auf einer 17 Jahre alten Kippe.

Der Grund für die Existenz dieser Karbonatkonkretionen nach so langer Lagerung trotz fortlaufender Versauerung des Kippengeländes liegt in ihrer kugelförmigen Gestalt, die eine geringstmögliche Angriffsfläche bietet, und in ihrer Größe. Fein verteilte Karbonate können den Belastungen vergleichsweise deutlich weniger standhalten und wären bzw. sind daher bereits nach kurzer Zeit aufgelöst.

Auch wenn sich die Kalkkonkretionen auf den ersten Blick sehr ähneln, fallen bei genauerer Betrachtung und Untersuchung Unterschiede auf. Offenbar treten zwei verschiedene Typen, im folgenden durch Typ A und B unterschieden, auf. Während die Konkretionen des Types A hauptsächlich aus Quarz, Kalzit und Dolomit sowie untergeordnet Alunogen [$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 17\text{H}_2\text{O}$], Montmorillonit und Gips bestehen, weisen die Konkretionen des Types B lediglich Quarz, Kalzit und Gips auf. Durch eine $\delta^{13}\text{C}$ -Untersuchung konnten die Typ-A-Konkretionen als primäre, marine oder kontinentale Karbonate identifiziert werden. Vereinzelt Muschelschalenreste auf den Kippenoberflächen in den älteren Bereichen des Kippengeländes lassen vermuten, daß es sich um marine Karbonate handelt. Für die Konkretionen vom Typ B ergab die $\delta^{13}\text{C}$ -Untersuchung, daß von einer sekundären Bildung



Abbildung 4.21.: Typische Kalkkonkretion auf der Oberfläche einer älteren Kippe (hier 17 Jahre alt)

der Karbonate auszugehen ist. Denkbar wäre eine Auflösung bereits vorhandener Karbonatkonkretionen durch CO_2 -haltiges Oberflächenwasser unter Bildung einer Bikarbonatlösung, aus der in übersättigten Bereichen erneut Karbonatkonkretionen abgeschieden werden können, wie es BELLMANN *et al.* (1977) beispielsweise für den Glaukonitschluff der unteroligozänen Beckenfazies beschrieben haben.

Da der Anteil an Schwermineralen in den Kippensedimenten nur sehr gering ist, führte die RDA auf Grund ihrer meßtechnisch bedingten hohen Nachweisgrenzen zu keinen Ergebnissen. Dennoch konnten in den mikroskopischen Untersuchungen der Dünnschliffe vereinzelte Vorkommen von Epidot, Turmalin, Zirkon und Sapphirin nachgewiesen werden.

Die Liefergebiete der Vorfeldsedimente sind offenbar recht vielfältig und lassen sich nicht auf eine Richtung bzw. eine Lokalität spezifizieren. In den Dünnschliffen konnten beispielsweise porphyrische Gesteinsfragmente – teilweise mit verwitterten Augiten und Pyroxenen – entdeckt werden, die auf ein vulkanisches Liefergebiet des Rotliegenden hindeuten (SCHUSTER 2000). Weiterhin traten Fragmente von Sandstein auf. Schließlich lassen die in den Sedimentproben vorkommenden Sapphirinminerale auf ein Liefergebiet aus Richtung Südost vermuten (wahrscheinlich das Erzgebirge).

Bereits kurz nach der einsetzenden Verwitterung der frisch verkippten Sedimente kommt es durch die freigesetzte Schwefelsäure zur Bildung von Sekundärmineralen. Untersuchungen haben ergeben, daß dabei der Bildungsort eine entscheidende Rolle spielt (WIEGAND *et al.* 2000). So findet in und auf der Schüttungskippe eine autochthone Mineralneubildung statt, bei der neben Gips und Jarosit auch Eisenhydroxide gebildet werden.

Gips konnte schon einen Monat nach der Verkippung in den Sedimenten mittels RDA nachgewiesen werden. Die mikroskopischen Untersuchungen der Dünnschliffe offenbarten lokale Anreicherungen von Gipsmineralen in Form von Kristallnestern in den Porenräumen der Sedimente, wie Abbildung 4.22 exemplarisch zeigt. Selten treten auch Einzelkristalle in kleineren Hohlräumen oder auf Bruchflächen auf. Gelegentlich sind Zwillingsbildungen zu beobachten.

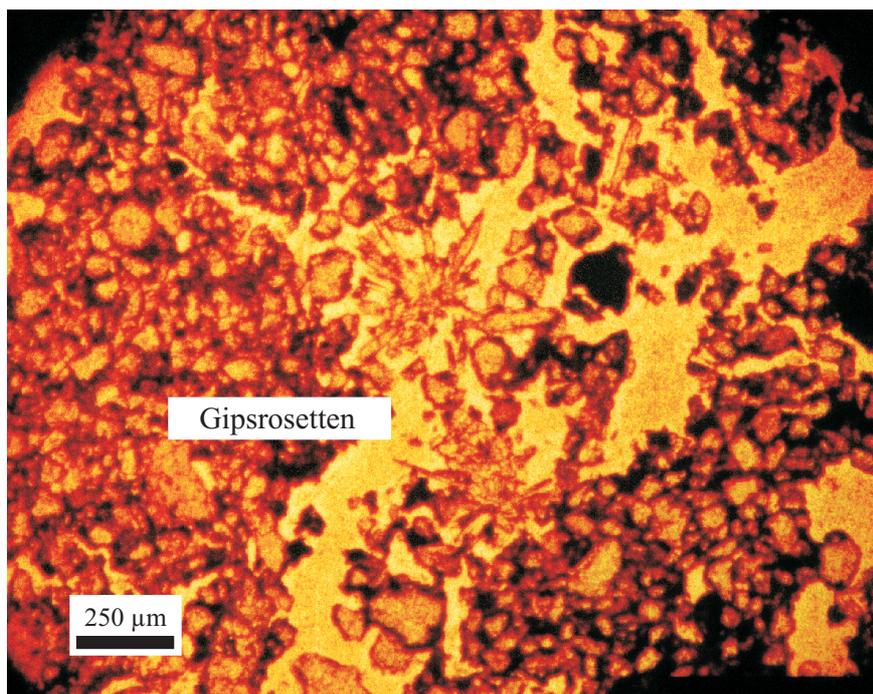


Abbildung 4.22.: Gipskristalle zwischen den Kippensedimenten

Etwa 1 Jahr nach ihrer Verkippung konnten erste Jarositneubildungen in den Kippensedimenten durch eine RDA nachgewiesen werden. Während der Dauer der Auflösungs- und Neubildungsprozesse der Minerale ist ein zeitgleiches Auftreten verschiedener Mineralassoziationen möglich. So überrascht es nicht, daß in einigen Sedimentproben neben Resten von Pyrit auch schon Jarosite analysiert wurden. In Phasenanalysen der Kippensedimente des Tagebaus Zwenkau konnte ein bevorzugtes Jarosit-Wachstum auf Quarzen festgestellt werden (CESNOVAR 2001).

Neben dem Jarosit werden durch die Versauerung der Sedimente über eine Reihe von Reaktionen auch Eisenoxid- und Eisenhydroxidverbindungen ausgefällt. In den Dünnschliffen ließen sich die Ausfällungen – im vorangegangenen Text bereits als Ummantelung der Pyritminerale beschrieben – je nach Menge des eingebundenen Wassers an ihren braunen bis hin zu gelblichen Färbungen erkennen. Nachdem sie in die Zwischenschichten und Porenräume eingedrungen sind, verfärben sie hauptsächlich die Schichtsilikate.

Speziell in den Naßbereichen am Rand des Tagebaugeländes konnten bei annähernd neutralem pH-Niveau Ferrihydritmineralneubildungen nachgewiesen werden.

Im Gegensatz zu den autochthonen Mineralneubildungen kommt es in den Naßbereichen des Tagebaus, Bereichen mit wechselnd starken und schwachen Wasserbewegungen (siehe Abb. 4.23), in Zeiten verminderten Durchflusses durch Verdunstungserscheinungen lokal zur Herabsetzung der Löslichkeit, in deren Folge allochthone Sekundärmineralausfällungen stattfinden. Nach diesem Prinzip konnten in den Sedimenten aus verschiedenen Probenahmen erst Gips, später Eisenhydroxid und Schwertmannit sowie schließlich Jarosit nachgewiesen werden. Abbildung 4.24 zeigt in zwei Aufnahmen der Auflichtmikroskopie die in den Naßbereichen beobachteten Gipskristalle und die rötlich gefärbten Eisenhydroxidausfällungen.



Abbildung 4.23.: Eisen- und sulfathaltige Ausfällungen in einem Naßbereich zwischen den Kippen des Tagebaus Zwenkau (keine Schwemmflächen)

Die RDA-Spektren zeigen eine starke Linienverbreiterung, ausgelöst durch diffuse Reflexionen auf Grund des geringen Kristallisationsgrades der Minerale, die auf eine Bindung des gelösten Eisens in amorphen Eisenoxiden und -hydroxiden hinweist.

Es ist davon auszugehen, daß neben den beobachteten Mineralneubildungen noch eine Reihe weiterer Sekundärminerale im Tagebau Zwenkau auftreten. So haben GÖTTLICHER & GASHAROVA (2000) beispielsweise Melanterit und CESNOVAR & PENTINGHAUS (2000) amorphe SiO_2 -Sekundärbildungen in den Zwenkauer Kippensedimenten nachgewiesen. In Laboruntersuchungen an Kippensedimenten des Tagebaus Cospuden konnte gezeigt werden, daß sich unter den gegebenen sauren Bedingungen beispielsweise auch Copiapit, Halotrichit, Voltait und Rozenit bilden können (GLÄSSER *et al.* 1997; WIEGAND *et al.* 2000).

Mittels RFA sind die spezifischen Elementsignaturen der Kippensedimente ermittelt worden, um etwaige orts- bzw. schüttungsalterabhängige Veränderungen aufzuzeigen sowie

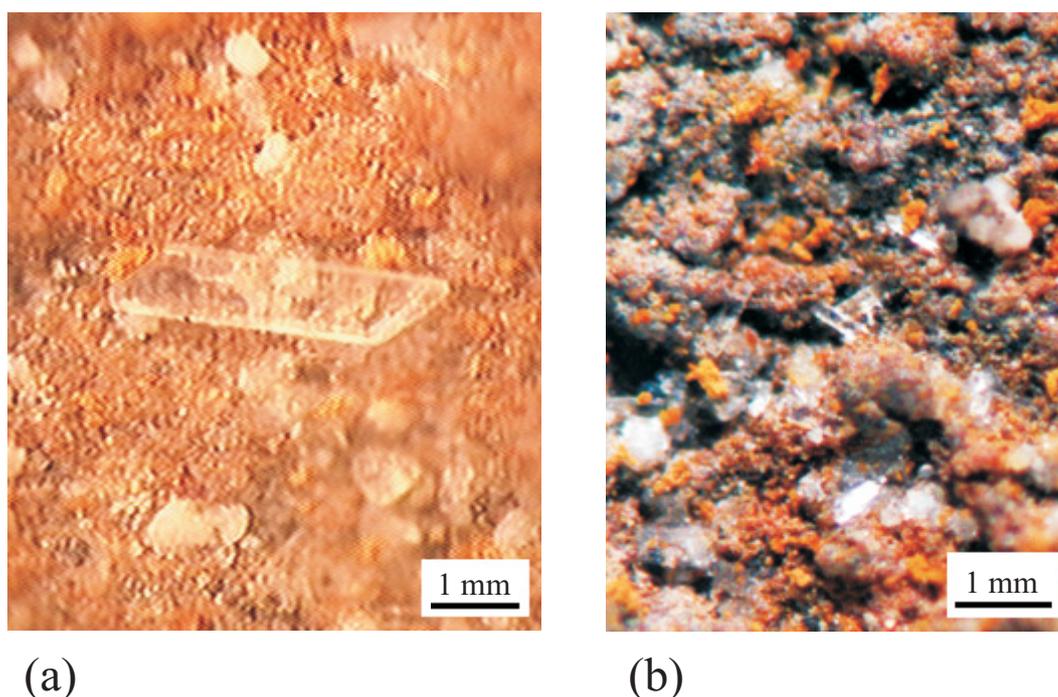


Abbildung 4.24.: (a) Gips- und (b) Gips- und Eisenhydroxidneubildungen aus dem in Abbildung 4.23 gezeigten Naßbereich des Tagebaus Zwenkau

durch einen Vergleich mit den gewonnenen RDA-Daten Aussagen über den quantitativen Mineralbestand treffen zu können.

Generell fällt beim Betrachten der Ergebnisse der Röntgenfluoreszenz-Analysen eine sehr hohe Schwankungsbreite auf. Tabelle 4.3 gibt einen Überblick über die ermittelten minimalen und maximalen Elementkonzentrationen in den Oberflächen- und Tiefensedimenten. Im wesentlichen sind die teilweise enormen Differenzen zwischen den geringsten und höchsten Konzentrationen auf die stark heterogene Zusammensetzung des Kippenmaterials zurückzuführen. Es ließen sich daher auch keine signifikanten Unterschiede in der Zusammensetzung zwischen den Sedimenten der Oberfläche und aus 1 m Tiefe und, bis auf wenige Ausnahmen (SiO_2 , S, C, TiO_2 , Zn und Sn), auch keine Tendenzen bezüglich des Schüttungsalters herausfiltern. Dabei sind die Gründe für eine Altersabhängigkeit der Ausnahmeelemente hauptsächlich in den Konzentrationsunterschieden zwischen den quartär und tertiär gemischt verkippten und den rein tertiär verkippten Sedimenten zu finden, wobei es zusätzlich in den gemischt verschütteten Kippen lokal zu starken Varianzen kommt.

Berechnungen haben gezeigt, daß die laterale Standardabweichung (gleichzusetzen mit der Altersabhängigkeit der Kippensedimente) größer ist, als die vertikale Standardabweichung (entspricht der Tiefenabhängigkeit). Das ist insofern nicht überraschend, da die Sedimente aus 1 m Tiefe und von der Oberfläche in den meisten Fällen einem Schüttungsvorgang entstammen.

Bereits im Rahmen der Voruntersuchungen an einer ausgewählten Kippe des Tagebaus Zwenkau (siehe Abb. 3.1) wurde eine hohe Streuung der analysierten Elementsignaturen beobachtet, was eine konkrete Aussage über die zeitlichen bzw. örtlichen Variabilitäten der Konzentrationen zusätzlich kompliziert.

Tabelle 4.3.: Konzentrationen der Hauptelemente bzw. Verbindungen der Kippensedimente des Tagebaus Zwenkau, Vergleich zwischen den Maximal- und Minimalkonzentrationen der Oberfläche und 1 m Tiefe

Hauptelement bzw. Verbindungen	Konzentration an der Oberfläche Min. - Max. [%]	Konzentration in 1 m Tiefe Min. - Max. [%]
SiO ₂	64,2 - 90,6	55,2 - 89,7
Al ₂ O ₃	2,7 - 11,0	3,3 - 11,8
Fe ₂ O ₃	1,3 - 4,4	1,5 - 5,4
TiO ₂	0,17 - 1,16	0,27 - 1,17
MgO	0,13 - 0,97	0,17 - 1,36
CaO	0,1 - 1,18	0,2 - 1,21
Na ₂ O	0,08 - 0,52	0,04 - 0,4
K ₂ O	0,95 - 2,6	0,42 - 2,1
S	0,18 - 3,3	0,35 - 4,0
C _{ges}	0,33 - 4,8	0,26 - 7,0

Wie der hohe Quarzanteil der Kippensedimente vermuten läßt, stellt das SiO₂ die Hauptkomponente der chemischen Elemente und Verbindungen dar. Dabei konnte in einem Vergleich der RFA-Meßdaten mit den Korngrößenanalysen eine Korrelation beider für die Schluff- und Tonfraktionen der Kippensedimente nachgewiesen werden. Mit zunehmendem Schluff- und Tonanteil wurden abnehmende SiO₂-Konzentrationen analysiert. Offensichtlich treten in den feineren Kornfraktionen neben dem dennoch dominaten Quarz deutlich mehr Nebenminerale auf, als es für die Grobfraktionen zutrifft. Eine ähnliche Tendenz konnte für die Na₂O-Konzentration beobachtet werden.

Die geringen CaO-Konzentrationen bestätigen die Ergebnisse der RDA, welche, mit Ausnahme einiger Karbonatkonkretionen, einen Mangel an Karbonaten in den Kippensedimenten offenbart hat. Es ist davon auszugehen, daß das Kalzium silikatisch und sulfatisch (Feldspat und Gips) gebunden ist.

Die Variationen der Schwefelkonzentrationen der Kippensedimente über das Schüttungsalter hängt stark vom Mischungsverhältnis der nahezu schwefelfreien quartären Sedimente und der pyritreichen tertiären Sedimente ab.

Auf Grund des Ausbleibens der Karbonate in den Kippensedimenten kann der analysierte Gesamtkohlenstoff dem organischen Kohlenstoff gleichgesetzt werden. Für den teilweise beachtlichen Betrag an organischem Kohlenstoff kommen verschiedene Ausgangsquellen in Frage. Der wohl wesentlichste Anteil entstammt mit Sicherheit den tertiären Kohleflözen selbst. So lassen sich speziell zwischen den Sedimenten der frisch geschütteten Kippen immer wieder Kohlereste mit einer Größe bis in den mm-Bereich finden. Untergeordnet besteht die Möglichkeit eines atmosphärischen Eintrages an Kohlenstoff. Im Fall des Tagebaus Zwenkau kam es durch die umliegenden Braunkohlekraftwerke zu Einwehungen von

Kohlenstaubpartikeln. Ebenso können durch die Zerstörung von eingeschlossenen Pflanzenresten Kohlenstoffverbindungen gebildet werden. Jedoch ist diese Art der Kohlenstoffquelle im Tagebau wegen des hauptsächlich unbewachsenen Kippenareals zu vernachlässigen.

Abbildung 4.25 zeigt die Kohlenstoffkonzentration der Kippensedimente in Abhängigkeit vom Schüttungsalter. Trotz der hohen Schwankungen in den verschiedenen Schüttungsjahrgängen läßt sich eine Stufenfunktion erkennen, in deren Verlauf es mit dem Übergang von rein tertiär verkippten zu tertiär und quartär gemischt verkippten Sedimenten zu einer Reduzierung des Kohlenstoffgehaltes auf im Mittel 1 % kommt.

Allgemein zeigte sich, daß in den Sedimentproben mit einem höheren Sand- und Kiesanteil im Vergleich zu den Sedimentproben mit einem höheren Schluff- und Tonanteil die Kohlenstoffkonzentration geringer ist. Da die Kohlereste jedoch durch die mechanischen Beanspruchungen während der Verkipfung und durch den Auflastdruck der Sedimente recht schnell zerkleinert bzw. zermahlen werden, stellen sie generell einen Feinkornanteil dar.

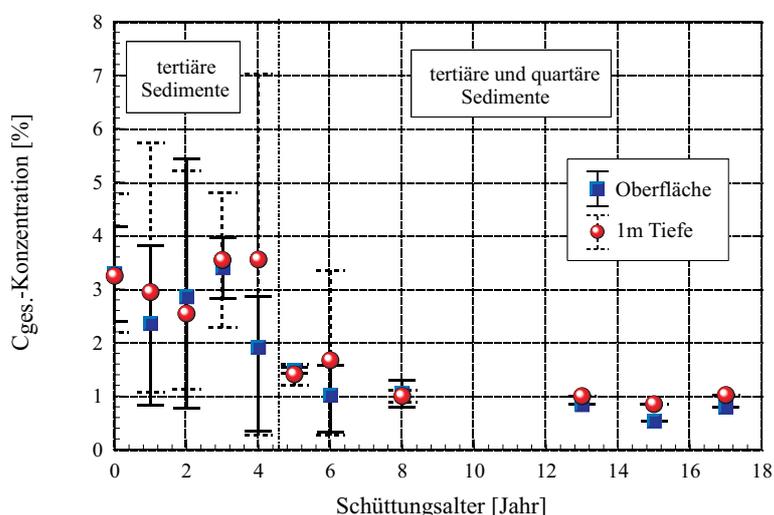


Abbildung 4.25.: Kohlenstoffkonzentration der Kippensedimente in Abhängigkeit vom Schüttungsalter

Neben der RFA wurde für einige Kippensedimente stichprobenartig der heißwasserlösliche Kohlenstoff (C_{HWL}) in der Sektion Bodenforschung des UFZ bestimmt. Dieses Maß für leicht verfügbare, umsetzbare organische Substanzen kennzeichnet durch seine Unabhängigkeit von jahreszeitlich bedingten Schwankungen den Zuwachs der Sedimente an organischen Verbindungen (KÖRSCHENS *et al.* 1990). Für die Sedimente des Tagebaus ergab sich ein heißwasserlöslicher Kohlenstoffgehalt von etwa 39 mg/100 g Boden. Dieser Betrag wird als „ausreichende Versorgung“ klassifiziert (KÖRSCHENS *et al.* 1990). Von einer Verallgemeinerung dieses Ergebnisses auf den gesamten Tagebau ist jedoch abzuraten.

Vergleicht man die Konzentrationen der Spurenelemente und Schwermetalle der Kippensedimente mit den Gesamtgehalten ausgewählter Elemente in Kulturböden (KLOKE 1980), so liegen die Elementsignaturen der Kippensedimente, von wenigen Ausnahmen abgesehen, in den tolerierbaren Bereichen. Speziell für die Elemente Vanadium, Molybdän und Zirkon wurden in Spitzenwerten Konzentrationen analysiert, die die entsprechenden Grenzwerte

bis zum 4-fachen überschreiten. Dennoch besteht in den Kippensedimenten des Tagebaus Zwenkau kein außergewöhnlich hohes Schwermetallreservoir. Auch hier sei bemerkt, daß dieser Vergleich nur zur Orientierung dienen kann, da es sich bei den Kippensedimenten nicht um Böden handelt. Nach einer Aluminiumnormierung der Elementkonzentrationen weichen die Kippensedimente nur unerheblich von den Signaturen und Konzentrationen der Oberen Kontinentalen Erdkruste ab (PLESSOW 1999).

Im Vergleich zu den Kippensedimenten zeigten sich in der RFA der Sekundärminerale teilweise erhebliche Anreicherungen an Spurenelementen. So wurden beispielsweise im Ferrihydrit Mn, Ni, Zn, As und Cu und im Schwertmannit V, Cl, As und Cu in höheren Konzentrationen gemessen, deren Ursachen vermutlich in Komplexbildungen mit dem Eisen zu suchen sind (RÜDE *et al.* 2000).

Um mögliche Häufungsstrukturen (Clusterbildungen) in den verschiedenen Konzentrationen der auftretenden Elemente zu lokalisieren, wurden unter Verwendung des mathematischen Computerprogrammes MULTIDAT (HENRION & HENRION 1995) eine Vielzahl von Berechnungen durchgeführt, die jedoch zu keinen verwertbaren Resultaten führten, so daß von keiner Clusterbildung ausgegangen werden kann.

In einem Vergleich der RFA-Signaturen der Kippensedimente mit denen der Ursprungsproben des Tagebauvorfeldes konnten keine eindeutigen Zuordnungen festgestellt werden. Neben der Tatsache, daß auch die Vorfeldsedimente in ihren Konzentrationen starken Schwankungen unterliegen, gibt es nur in Ausnahmefällen charakteristische Konzentrationsmerkmale, aus denen man Rückschlüsse auf die etwaige Verteilung der Vorfeldsedimente in den Kippen ziehen könnte. Beispielsweise kann bei erhöhten Al_2O_3 -Konzentrationen in den Kippensedimenten von Beimischungen aus der in etwa 20 m Tiefe vorliegenden Glaukonitschluffschicht ausgegangen werden (siehe Abb. 2.4). Treten dagegen erhöhte SiO_2 -Konzentrationen auf ($> 90\%$), kommen verschiedene Quellen, wie etwa „Grauer Sand“, die Grundwasserleiter 3 und 5 oder aber die quartären Sedimente in Frage. Allgemein können die Sedimentmischungen in den Tagebaukippen jedoch auf Grund ihrer extremen Heterogenität bis hin zu den starken Varianzen in den Einzelrippen selbst nicht mehr den verschiedenen Ursprungsschichten des Tagebauvorfeldes zugeordnet werden.

Für eine quantitative Beurteilung der in den Untersuchungen dieser Arbeit ermittelten Mineralanteile der Kippensedimente wurden in Zusammenarbeit mit dem GFZ numerische Vergleichs-, Anpassungs- und Reduktionskalkulationen durchgeführt (KRÜGER 1999). Ziel der Berechnungen war es, aus den RDA-Spektren und den Ergebnissen der RFA (bei Kenntnis der mineralspezifischen Stöchiometrie) auf die Konzentrationen der verschiedenen Mineralassoziationen zu schließen. Das komplexe Verfahren ist ausführlich in einer Arbeit von KRÜGER(1999) beschrieben worden, und soll daher an dieser Stelle nicht näher betrachtet werden. Die Ergebnisse dieser Berechnungen sind in Tabelle 4.4 für die einbezogenen Minerale in Form ihrer tiefenabhängigen Minimal- und Maximalkonzentrationen aufgelistet. Zu beachten ist, daß das Verfahren auf Grund einer Vielzahl von Annahmen, welche nicht konkret bewiesen werden können, basiert, was eine Abschätzung des realen Fehlers stark einschränkt.

Allgemein ließen sich trotz der sehr ähnlichen RDA-Spektren der untersuchten Kippensedimente teilweise große Unterschiede in deren Mineralkonzentrationen feststellen. So

Tabelle 4.4.: Berechnete quantitative mineralische Zusammensetzung der Kippensedimente des Tagebaus Zwenkau, Vergleich zwischen den Maximal- und Minimalkonzentrationen der Oberfläche, 1 m Tiefe und 2 m Tiefe

Mineral	Konzentration an der Oberfläche Min. - Max. [Gewichts-%]	Konzentration in 1 m Tiefe Min. - Max. [Gewichts-%]	Konzentration in 2 m Tiefe Min. - Max. [Gewichts-%]	maximaler relativer Fehler [%]
Albit	0,0 - 1,2	0,0 - 2,6	0,5 - 2,8	1,0
Gips	0,0 - 2,3	0,2 - 2,1	0,4 - 1,0	3,0
Muskovit/Illit	5,0 - 13,0	4,0 - 13,0	5,0 - 9,0	3,0
Jarosit	0,0 - 7,0	0,0 - 7,0	0,0 - 1,0	3,0
Kaolinit	3,0 - 16,0	1,0 - 11,0	2,0 - 7,0	3,0
Orthoklas	3,0 - 17,0	4,0 - 12,0	4,0 - 13,0	3,0
Pyrit	0,0 - 2,6	0,0 - 2,9	0,0 - 3,9	1,0
Quarz	54,0 - 68,0	53,0 - 74,0	57,0 - 69,0	5,0

kommt es lokal zu starken An- und Abreicherungen, deren Ursache hauptsächlich in den variierenden Verkippungsbedingungen liegen. Während der Hauptteil der primären Minerale keine eindeutige Abhängigkeit vom Schüttungsalter aufweist, ist speziell für Kaolinit eine Konzentrationsabnahme mit zunehmendem Alter der Kippen zu verzeichnen, die vermutlich auf Verwitterungserscheinungen basiert. Auch die Steigerung des Kaolinitanteils mit zunehmender Tiefe der Probenahme ist in diesem Zusammenhang zu sehen.

Für die Konzentrationen der sekundären Mineralbildungen Gips und Jarosit wird am Übergang von rein tertiär zu tertiär und quartär gemischt verkippten Kippensedimenten eine sprungartige Konzentrationsverringerung deutlich, was auf Grund der vergleichsweise geringeren Säurebelastung in den gemischt verkippten Sedimenten – die Acidität wird durch den quartären Anteil verringert – nicht außergewöhnlich erscheint. Auch beim Gips führen die unterschiedlichen Verwitterungsbedingungen an der Kippenoberfläche und im Kippeninneren in etwa 70 % der untersuchten Sedimentproben zu einer Konzentrationsverringerung in der Tiefe.

Durch Eluationsversuche können in einfacher Weise die Mobilisierungen der in den Kippensedimenten auftretenden Elemente simuliert und nachvollzogen werden. Die niedrigen pH-Werte in den Kippen haben bereits zu großflächigen Freisetzungen vorzugsweise der leicht-, aber auch der schwerlöslichen Elemente geführt, die durch ein geeignetes Medium, hier Regen- oder Kippenwasser, mobilisiert und abtransportiert werden können. Dabei hängen die Mobilisierungsraten nicht nur von der Konzentration der auftretenden Elemente in den Sedimenten, sondern vielmehr von ihren mineralspezifischen Bindungen ab.

Wie die Ergebnisse der Eluationen zeigen (Tab. 4.5), kommt es innerhalb der Kippensedimente relativ schnell und vergleichsweise leicht zu einer Freisetzung von Ionen. Grund dafür ist die bereits vielfach genannte Pyritverwitterung, in deren Folge es zu einer

Tabelle 4.5.: Chemische Zusammensetzung der Eluate der Kippensedimente des Tagebaus Zwenkau, Vergleich der Minimal- und Maximalkonzentrationen der Oberfläche und 1 m Tiefe (Elemente, deren Maximalkonzentration kleiner als 10 $\mu\text{g/g}$ betragen, sind vernachlässigbar und wurden daher nicht berücksichtigt.)

Element	Konzentration an der Oberfläche Min. - Max. [$\mu\text{g/g}$]	Konzentration in 1 m Tiefe Min. - Max. [$\mu\text{g/g}$]
Na ⁺	3,6 - 106	3,2 - 39
Ca ²⁺	185 - 5070	1014 - 5190
K ⁺	< 0,5 - 236	< 1,4 - 103
Mg ²⁺	16,2 - 1553	17,7 - 1368
Cl ⁻	33,4 - 297	57,5 - 298
SO ₄ ²⁻	1077 - 37660	2881 - 39350
Al	8,4 - 1471	12,9 - 1628
Cu	< - 4,6	< 0,2 - 199
Fe	9,9 - 5110	9,4 - 8440
Mn	0,9 - 75,2	2,2 - 109
Ni	< 0,8 - 11,9	< 0,8 - 18,7
P	< 0,7 - 49,2	< 1,0 - 57,5
Si	9,4 - 57,1	15,9 - 58,6
Sr	0,52 - 15,6	3,26 - 26,6
V	< 0,05 - 1,48	< 0,05 - 13,4
Zn	0,08 - 23,5	0,34 - 223

Versauerung der Sedimente und, dadurch bedingt, zu einer beschleunigten Verwitterung aller auftretenden primären Minerale kommt.

Da die Konzentrationen der mobilisierten Elemente nicht den gesamten Informationsgehalt bieten, wurden in Abbildung 4.26 zusätzlich die entsprechenden Auflösungsraten der durch die RFA in den Kippensedimenten ermittelten und damit für eine Lösung zur Verfügung stehenden Elementkonzentrationen dargestellt.

Wie nicht anders zu erwarten war, bildet das Sulfat den mengenmäßig größten Anteil an gelöstem Material. Betrachtet man jedoch die Auflösungsraten, so fällt auf, daß dabei nur etwa 10 bis 45 % des in den Sedimenten auftretenden Schwefels gelöst wurde. Anders verhält es sich beim Kalzium, welches deutlich höhere Auflösungsraten zeigt, oder gar beim Chlorid, das in allen Proben vollständig in Lösung gegangen ist. Generell liegen die Auflösungsraten dennoch sehr hoch, im Mittel immerhin um etwa 20 %, was die massive Austragung an Ionen verdeutlicht. Klar sind auch die vergleichsweise höheren Mobilisierungsraten der Sedimentproben aus 1 m Tiefe, da es hier durch die schlechte Versickerung noch nicht zum Abtransport der gelösten Elemente gekommen ist, während

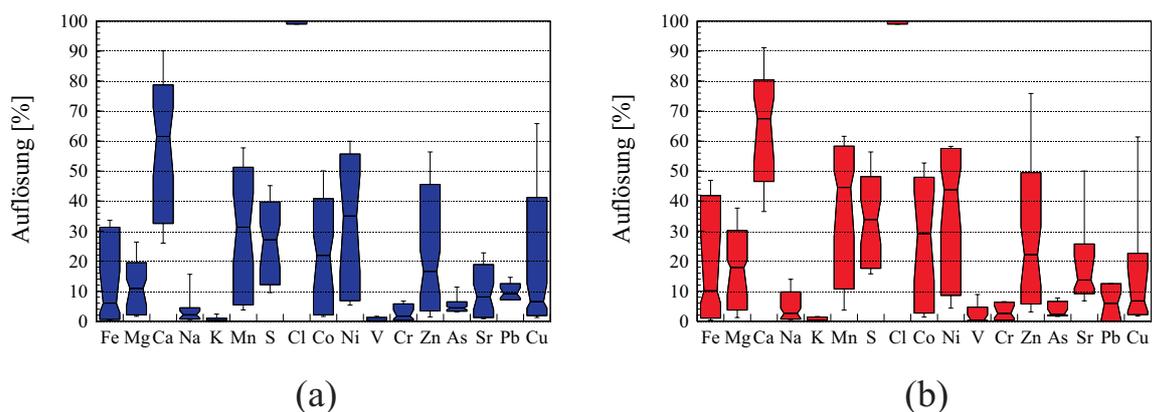


Abbildung 4.26.: Auflösung der durch die Eluation leicht mobilisierbaren Elemente der (a) Oberflächensedimente und (b) Tiefensedimente – Chlorid wurde in allen Eluatproben vollständig gelöst und ist daher nur als eine Linie bei 100 % in den Abbildungen dargestellt

das auftreffende Regenwasser an der Kippenoberfläche bereits Ionen abtransportiert hat. Für die Elemente Silizium, Titan, Kalium, Phosphor, Vanadium und Barium wurden sowohl an der Kippenoberfläche als auch in 1 m Tiefe nur sehr geringe Auflösungsraten ermittelt. Tendenzen bezüglich des Schüttungsalters der Kippensedimente konnten nicht beobachtet werden. Ein Vergleich der Eluatkonzentrationen mit den Korngrößenverteilungen der Sedimentproben offenbarte einen direkten Zusammenhang. Je höher der Feinkornanteil einer Sedimentprobe ist, desto höher sind die Auflösungsraten ihrer Elemente.

Bei genauerer Betrachtung der Elementkonzentrationen der Eluatproben fällt ein immer wieder auftretender exponentieller Zusammenhang mit dem pH-Wert der Kippensedimente auf. In Abbildung 4.27 ist dieser am Beispiel des Aluminiums dargestellt. Gut erkennbar, kommt es mit abnehmendem pH-Wert zu einer Konzentrationssteigerung des leicht mobilisierbaren Aluminiums, welche sich auf eine leichtere Lösung der Aluminiumverbindungen in den Mineralen bei niedrigeren pH-Werten zurückführen läßt. Ausnahmen bilden die Elemente Natrium und Kalium, bei denen es schon recht schnell nach der Verkippung zur vollständigen Lösung ihrer leicht mobilisierbaren Fraktionen kommt, so daß im weiteren Verlauf der Versauerung keine leicht löslichen Natrium- bzw. Kaliumionen mehr zur Verfügung stehen. Ein Grund für den Mangel an Kaliumionen könnte die Neubildung von Jarosit $[\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6]$ sein.

Ein typisches Merkmal von Kippensedimenten stellen die erhöhten Konzentrationen bestimmter Spurenelemente in den Sicker- und Porenwässern dar, insofern es noch nicht zu Ausfällungen gekommen ist (PLESSOW 1999). Im Tagebau Zwenkau läßt sich dieser Sachverhalt ebenfalls beobachten. Bei einer Zufuhr von Wasser, wie etwa im Fall der Flutung eines Tagebaurestloches, ist somit anfänglich mit hohen Schwermetallbelastungen zu rechnen, die im weiteren Verlauf der langsamen Abnahme der Versauerung bis hin zum neutralen Bereich wieder zurückgehen werden. Es empfiehlt sich daher, gleich vom Beginn der Flutung an für einen neutralen pH-Wert zu sorgen.

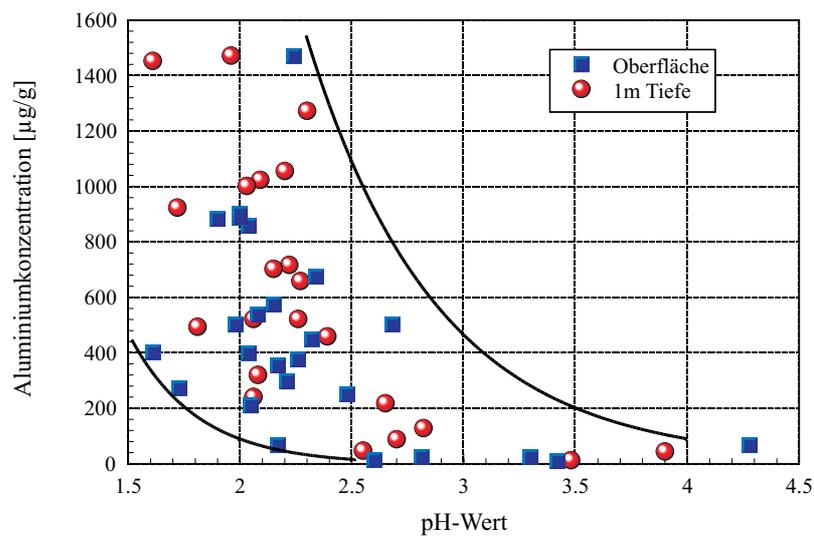


Abbildung 4.27.: Aluminiumkonzentration der Eluatproben in Abhängigkeit vom pH-Wert der Kippensedimente

Zusammenfassend kann festgehalten werden, daß die im Tagebau Zwenkau verkippten Sedimente neben geringen Mengen von Pyrit, Albit, Muskovit/Illit, Kaolinit, Glaukonit und Orthoklas hauptsächlich aus dem Mineral Quarz aufgebaut sind. Jedoch setzt schon sehr schnell nach der Verkipfung die Verwitterung ein, in deren Folge es zur Oxidation des Pyrites kommt. Dabei sind die Geschwindigkeit und die Intensität der Verwitterung davon abhängig, welche Lagerungsverhältnisse der Sedimente vorliegen und inwieweit ein Vordringen des zur Oxidation nötigen Luftsauerstoffs in tiefere Schichten möglich ist. So sind selbst in älteren Kippen lokal Pyritgehalte in Tiefen > 1 m zu verzeichnen.

Bei der Pyritoxidation werden große Mengen an Schwefelsäure gebildet, was zu einer generellen Versauerung des Kippengeländes führt. Dabei muß jedoch zwischen den tertiär und quartär gemischt verkippten und den rein tertiär verkippten Sedimenten differenziert werden. Durch einen Mangel an Schwefel (Sulfidschwefel \equiv potentieller Säurelieferant) in den quartären Sedimenten zeigen Kippensedimente mit einem höheren quartären Anteil eine geringere Versauerung, während Kippensedimente mit einem höheren tertiären Anteil eine stärkere Versauerung aufweisen.

Die niedrigen pH-Werte weisen darauf hin, daß der Vorrat an Basen in den Sedimenten nicht ausreicht, um die bei der Verwitterung entstehende Säure zu neutralisieren. Im Zuge der Versauerung kommt es zur Neubildung von Gips, Jarosit, Eisenhydroxid, Schwertmannit sowie gelegentlich Alunogen.

Durch die verkippungsbedingte starke Vermischung in den geschütteten Kippen sind die Sedimente extrem ungleichkörnig, ungeschichtet und unsortiert. Es handelt sich zumeist um stark tonige Sande bis schluffige Tone. Lokal können jedoch auch gröbere Kiese neben den feinkörnigen Fraktionen beobachtet werden. Diese führen aber auf Grund des allgemein breiten Kornspektrums zu keinen nennenswerten Unterschieden in den entsprechenden Kornsummenkurven. Zusätzlich kommt es durch Auswaschungs- und Transporteffekte zu einer Anreicherung der feineren Kornfraktionen in den Schwemflächen zwischen den einzelnen Schüttungsrippen.

Auch in der chemischen Zusammensetzung treten, bedingt durch die heterogene Mischung der Sedimente im Verlauf ihrer Verkippung, hohe Schwankungen auf, so daß kein signifikantes Unterscheidungsmerkmal zwischen den an der Oberfläche und den aus 1 m Tiefe gewonnenen Proben auffällt. Die stark streuenden Verteilungen der Elementsignaturen in den untersuchten Proben lassen somit nur in einem großflächigen Rahmen zu, von den Sedimenten der Oberfläche auf die in geringer Tiefe (bis zu etwa 1 m) zu schließen.

Im Vergleich zu bergbaulichen Abraumsedimenten in anderen Regionen bilden die Kippensedimente des Tagebaus Zwenkau kein wesentlich erhöhtes Schwermetallreservoir. Durch den niedrigen pH-Wert bedingt, findet aber eine deutlich stärkere Mobilisierung der Spurenelemente und Schwermetalle statt. Die Schwermetalle werden dabei in verschiedene metastabile Speicherminerale eingebaut, aus denen sie bei der Verwitterung und Zerstörung des Mineralbestandes wieder freigesetzt werden können und somit eine Kontamination der Umgebung des Tagebaus möglich ist.

4.3. Grund- und Kippenwasser

Sowohl das Kippenwasser als auch das Grundwasser wiesen im Zeitraum der Probenahme keine organoleptischen Auffälligkeiten, wie etwa Trübung oder Geruch, auf. Jedoch konnten für beide Wassertypen Färbungen beobachtet werden. Während das Grundwasser eine leicht bräunliche, im günstigsten Fall leicht gelbliche Färbung zeigte, erschien das Kippenwasser vorwiegend stark gefärbt. Dabei dominierte eine rotbraune Färbung in den Kippenseen der Schüttungskippen jüngeren bis mittleren Alters vor einer leicht gelblich-grünen Färbung, die hauptsächlich in den Kippenseen der älteren Schüttungskippen auftrat. Eine Abhängigkeit von der Jahreszeit der Probenahme konnte weder für das Kippenwasser noch für das Grundwasser beobachtet werden. Zu beachten ist, daß die Grundwasserproben aus einem durch das Abpumpen des Grundwassers entstandenen See entnommen wurden und somit eine Veränderung des Milieus durch die äußeren Einflußfaktoren nicht auszuschließen ist. Auch muß die Überkonzentration der Kippenseen und des Grundwassersees durch Evaporationseffekte, welche den direkten Niederschlagseintrag überkompensieren, berücksichtigt werden.

Die noch im Gelände gemessenen elektrischen Leitfähigkeiten der Wasserproben ergaben vergleichsweise hohe Werte. So wurden in den Kippenwässern 1,9 bis 21,6 mS/cm und im Grundwasser 1,7 bis 2,4 mS/cm gemessen, was auf eine stark erhöhte Gesamtmineralisation hinweist. Da die Leitfähigkeit des ungestörten Grundwassers in der Region um den Tagebau Zwenkau bei maximal 1,0 mS/cm liegt (KNÖLLER 2000), wird eine Kontamination des Grundwassers in den Abpumpseen des Tagebaus leicht vorstellbar. Auch bei den Leitfähigkeiten der Kippenwässer tritt die bereits bei den organoleptischen Merkmalen beschriebene Altersabhängigkeit der Schüttungskippen auf.

Messungen des Redoxpotentials für das Grundwasser bzw. das Kippenwasser ergaben Werte zwischen 277 und 531 mV bzw. 470 und 824 mV. Diese relativ hohen Potentiale deuten auf ein aerobes oxidierendes Milieu hin, welches im wesentlichen auf den in den Wässern gelösten Luftsauerstoff zurückzuführen ist. Das wird durch die gemessenen

Sauerstoffkonzentrationen bestätigt. Nahezu alle Wasserproben waren annähernd sauerstoffgesättigt. Vermutlich verändert der Einfluß der Umgebungsluft das abgepumpte und in den Grundwasserseen gespeicherte Grundwasser bereits so weit, daß es zu einer Veränderung des realen Redoxpotentials kommt, wodurch auch die beobachteten Färbungen der Grundwasserproben erklärt werden können.

Die pH-Werte der Grundwasserproben liegen trotz einer relativ hohen Belastung durch Sulfat (siehe chemische Analyse der Wasserproben) zwischen 5,8 und 6,5 im mäßig bis schwach sauren Bereich (BENDER 1981). Der Grund dafür ist in einer Pufferung des pH-Wertes durch Hydrogenkarbonat, welches ebenfalls in erheblicher Menge in den untersuchten Proben auftrat, zu finden. In hydrogeologischen Untersuchungen des Weißelsterbeckens wurde der mittlere pH-Wert des Grundwassers mit 6,5 bis teilweise über 7 angegeben (MICHEL 1960). Im Kippenwasser herrscht ein extrem saures Milieu bei pH-Werten von 2,0 bis 2,9 vor. In einem Vergleich der pH-Werte mit den Probenahmeorten fiel auf, daß die Seen zwischen den älteren Kippen leicht höhere pH-Werte (im Mittel etwa 0,5 Einheiten) aufwiesen. Eine Abhängigkeit vom Zeitpunkt der Probenahme ließ sich nicht feststellen.

Eine chemische Analyse der Grund- und Kippenwasserproben ergab ein sehr variables Spektrum an Konzentrationen der verschiedenen Elemente bzw. Verbindungen. Tabelle 4.6 gibt einen Überblick über die Konzentrationen der Haupt- und Nebenelemente, wobei neben dem arithmetischen Mittelwert auch die gemessenen Maximal- und Minimalkonzentrationen im Vergleich zu den Grenzwerten der Trinkwasserverordnung nach EG-Norm (TVO 1990) dargestellt sind. Teilweise betragen die Abweichungen mehr als 100 %. Die Grenzwerte der TVO für Sulfat, Magnesium, Eisen, Mangan und Aluminium werden in beiden Wassertypen teilweise mehrfach (im Fall des Fe_{ges} sogar über 100-fach) überschritten.

Die Elementkonzentrationen im Kippenwasser sind deutlich höher als die des Grundwassers. Hauptgrund dafür ist der kontinuierliche Nachschub an gelösten Elementen aus den Schüttungsrippen, die durch das niedergehende Regenwasser in die Kippenseen transportiert werden.

Schon 1985 wurde in einer Untersuchung des Grundwassers in Eythra (im Zuge des Kohlenabbaus im Tagebau Zwenkau bis 1986 devastiert) auf die erhöhten Elementkonzentrationen hingewiesen (REINHOLD *et al.* 1985). Tabelle 4.7 gibt die gemessenen Konzentrationen der einzelnen Grundwasserleiter im Vergleich zu den in dieser Arbeit ermittelten wieder. Die Sulfat- und Eisenkonzentrationen machen deutlich, in welchem Maß der antropogene Einfluß weiter zugenommen hat. Zu beachten ist, daß im Rahmen dieser Arbeit nur Mischproben der im Tagebau Zwenkau auftretenden Grundwässer gewonnen werden konnten. Während die Grundwasserleiter 1 bis 3 im Tagebau Zwenkau abgepumpt wurden, ist der Grundwasserleiter 5 nur entspannt worden (WEGNER 1999).

Die Mineralisierung des Grund- und Kippenwassers resultiert im wesentlichen aus den durch die Verwitterung der Kippensedimente freigesetzten Ionen. Neben einem vergleichsweise geringen Zusatz durch den atmosphärischen Eintrag liefern der niedrige pH-Wert und die Evaporation des Kippenwassers die entscheidenden Beiträge zur Aufkonzentration der Elementgehalte in den Kippenseen. Dabei besteht zwischen dem pH-Wert

Tabelle 4.6.: Gegenüberstellung der gemessenen Konzentrationen der Haupt- und Nebenelemente der Grund- und Kippenwasserproben im Tagebau Zwenkau im Vergleich zur TVO nach EG-Norm (TVO 1990) (Neben den arithmetischen Mittelwerten sind auch die gemessenen Minimal- und Maximalkonzentrationen angegeben.)

	Grundwasser (9 Proben)		Kippenwasser (27 Proben)		Grenzwert TVO [mg/l]
	Mittelwert [mg/l]	Min. - Max. [mg/l]	Mittelwert [mg/l]	Min. - Max. [mg/l]	
Cl ⁻	58,8	44,8 - 84,9	37,1	7,2 - 109	250
Br ⁻	-	< 0,05 - 0,7	< 0,05	-	-
NO ₃ ⁻	-	< 0,1 - 61,7	-	< 0,1 - 12,4	50
SO ₄ ²⁻	907	695 - 1215	5887	775 - 31252	250
HCO ₃ ⁻	135	108 - 183	-	-	-
NH ₄ ⁺	0,31	0,12 - 0,52	-	< 0,01 - 1,48	0,5
Na ⁺	30,6	16,6 - 37,7	15,9	0,8 - 35,8	175
K ⁺	7,8	5,4 - 16,6	-	< 0,1 - 11,4	12
Mg ²⁺	69,8	43,0 - 103	359	30,6 - 2077	50
Ca ²⁺	270	232 - 306	342	159 - 484	400
Fe _{ges}	15,4	0,25 - 42,1	1214	21,2 - 5619	0,2
Al ³⁺	-	< 0,07 - 0,15	255	16,9 - 1544	0,2
Mn ²⁺	2,1	0,43 - 3,2	25,8	2,9 - 137	0,05

Tabelle 4.7.: Mittlere Elementkonzentrationen des Grundwassers der Bohrung Eythra (REINHOLD *et al.* 1985), verglichen mit den in dieser Arbeit gemessenen (1) Grundwasserleiter 1 und 2 (siehe dazu Abb. 2.4), (2) Grundwasserleiter 3, (3) Grundwasserleiter 5

	eigene Messungen [mg/l]	Bohrung Eythra (1) [mg/l]	Bohrung Eythra (2) [mg/l]	Bohrung Eythra (3) [mg/l]
Cl ⁻	57,2	130	78,4	207
SO ₄ ²⁻	979	548	338	504
NO ₂ ⁻	-	0,08	0,08	0,84
NO ₃ ⁻	0,5	11,3	1,31	4,59
NH ₄ ⁺	0,4	3,88	0,71	0,56
Fe _{ges}	23,6	1,5	1,04	1,4
pH-Wert	6,2	7,0	7,2	7,0

und der Konzentration der meisten Haupt- und Nebenelemente ein exponentieller Zusammenhang, wie Abbildung 4.28 am Beispiel des Aluminiumgehaltes zeigt. Bei sinkenden pH-Werten steigt die Löslichkeit und damit die Konzentration an Aluminium zunehmend an.

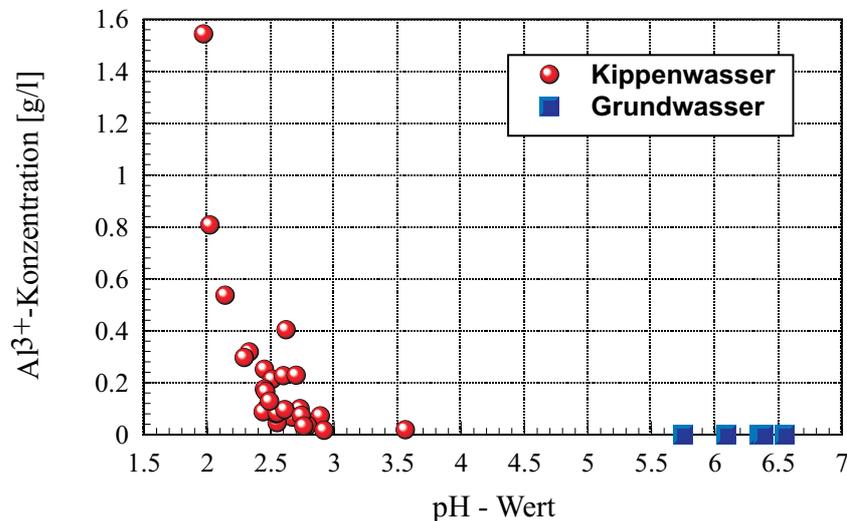


Abbildung 4.28.: Abhängigkeit der Elementkonzentration vom pH-Wert der Wasserproben des Tagebaus Zwenkau am Beispiel des Al³⁺-Gehaltes

Mit einer im Vergleich zu den Haupt- und Nebenelementen vielfach höheren Konzentration stellt das Sulfat sowohl im Grund- als auch im Kippenwasser das dominierende Ion dar (siehe Tab. 4.6). Bis zur Einstellung des metastabilen Gleichgewichtes der Verwitterung des Pyrits in den Kippensedimenten wird durch die dabei entstehende Schwefelsäure für einen kontinuierlichen Nachschub und die damit verbundene Dominanz des Sulfates in den Wässern gesorgt. Es ist somit nicht verwunderlich, wenn die elektrische Leitfähigkeit der Wasserproben ab einer Sulfatkonzentration von etwa 3 g/l annähernd konstant linear mit dem Gehalt an Sulfat ansteigt (siehe Abb. 4.29). Offensichtlich wird in diesem Bereich die Leitfähigkeit fast ausschließlich durch die Sulfatkonzentration bestimmt, während in Wasserproben mit geringeren Gehalten an Sulfat alle anderen Haupt- und Nebenelemente zunehmend an Einfluß gewinnen.

Im Grundwasser gibt es einen Zusammenhang zwischen den Sulfat- und Hydrogenkarbonatkonzentrationen und dem pH-Wert. Je größer der Anteil der Schwefelsäure wird, desto geringer wird die Konzentration des Hydrogenkarbonats. Da sich jedoch bei niedrigen Hydrogenkarbonatkonzentrationen auch die Pufferkapazität reduziert, nimmt der pH-Wert ab.

Die analysierten Gesamteisenkonzentrationen, speziell des Kippenwassers, erscheinen in Anbetracht der oxidierenden Bedingungen recht hoch (siehe Tab. 4.6). So besteht beispielsweise die Möglichkeit einer Fehlanalyse durch Feinstpartikel, die bei der Filtrierung der Wasserproben durchaus das Filter passieren können. In Vergleichsuntersuchungen an normal- und ultrafiltrierten Porenwasserproben konnten deutliche Konzentrationsunterschiede nachgewiesen werden (PLESSOW 1999). Detaillierte Untersuchungen an der

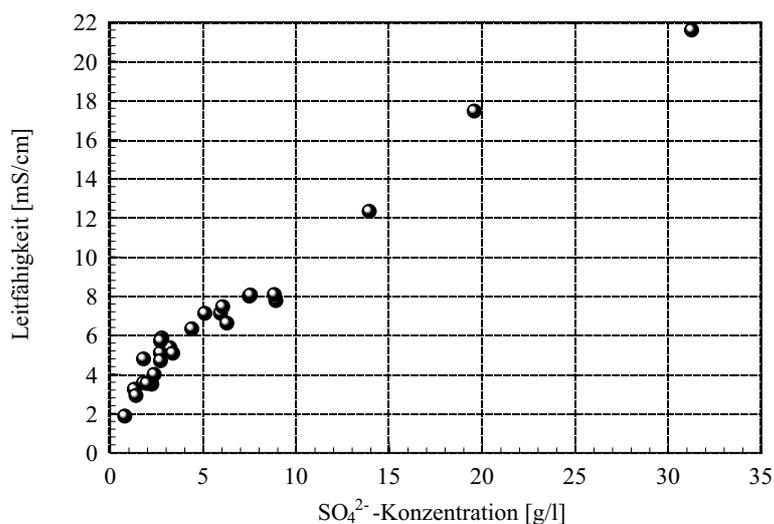


Abbildung 4.29.: Elektrische Leitfähigkeit der Grund- und Kippenwasserproben in Abhängigkeit der SO_4^{2-} -Konzentration

Technischen Universität München haben jedoch ergeben, daß die filtrierte Rückstände einer repräsentativen Kippenwasserprobe keinerlei Ausfällungen oder Kolloide enthalten (BAUMANN 2000). Eine Erklärung für die hohen Eisenkonzentrationen sollte daher in der Bildung stabiler Eisenkomplexe zu finden sein. Oder das Eisen wird durch die extrem niedrigen pH-Werte in Lösung gehalten.

Eine computergestützte hydrochemische Modellierung der Situation im Tagebau Zwenkau (PHREEQC von PARKHURST 1995) hat gezeigt, daß das Eisen im Grundwasser hauptsächlich in zweiwertiger Form vorliegt, während im Kippenwasser, bedingt durch die Oxidation, ausgelöst durch den Kontakt zur Atmosphäre, vorwiegend dreiwertiges Eisen zu finden ist (siehe Kapitel 5 **Chemisch-thermodynamische Betrachtungen**).

Zur besseren Vergleichbarkeit der Grund- und Kippenwasserproben sind die gemessenen Elementkonzentrationen zusätzlich in einem PIPER-Diagramm (Abb. 4.30) dargestellt.

Dabei wird nochmals die Dominanz des Sulfats deutlich (Anionendreieck). Offenbar ist für die einzelnen Kippenwasserproben nicht einmal mehr eine Differenzierung möglich. Die Kationenkonzentrationen dagegen streuen bei vernachlässigbar geringen Natrium- und Kaliumgehalten nahezu über den gesamten Bereich der möglichen Konzentrationen an Magnesium und Kalzium. Entsprechend der Einteilung nach FURTAK und LANGGUTH (DVWK-Schriften 1990) handelt es sich bei dem Kippenwasser im Tagebau Zwenkau um sulfatisch ausgebildetes erdalkalisches Wasser. GELLER *et al.* (1998) bezeichnen die Kippenseen als schwefelsaure Bergbauseen. In einer Klassifizierung von Bergbaurestseen würden die Kippenwässer des Tagebaus Zwenkau dem Initialstadium der Seenentwicklung zugeordnet werden (PIETSCH 1979).

Auch beim Grundwasser handelt es sich um erdalkalisches Wasser. Jedoch sind die vorherrschende Stellung des Sulfats sowie die Streuung der Kationen nicht so extrem ausgebildet wie im Kippenwasser.

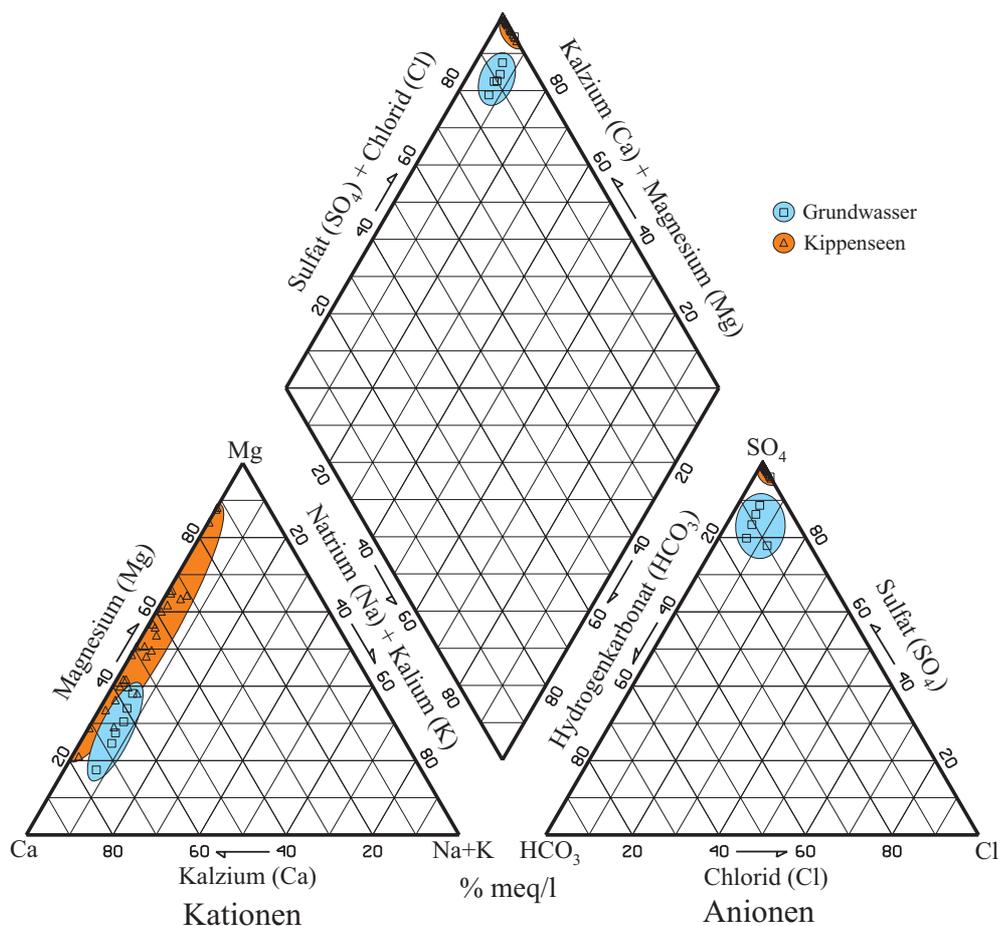


Abbildung 4.30.: Elementkonzentrationen der Grund- und Kippenwasserproben im Tagebau Zwenkau – Darstellung in einem PIPER-Diagramm

Die Analyse der Spurenelemente in den Wasserproben zeigte speziell für die Kippenseen eine deutliche Aufkonzentration, wie sich in einem Vergleich mit den Grenzwerten der TVO nach EG-Norm (TVO 1990) in Tabelle 4.8 nachvollziehen läßt.

Dennoch ist eine konkrete Aussage über den mittleren Gehalt an Spurenelementen in den Kippenseen nicht möglich, da die Variation der Meßergebnisse zu stark schwankt. So treten neben extrem aufkonzentrierten Wasserproben auch solche auf, in denen die Konzentrationen an Spurenelementen sogar unterhalb der Nachweisgrenze lagen. Eine darüber hinaus geltende Abhängigkeit vom Ort oder der Jahreszeit der Probenahme konnte nicht beobachtet werden.

Der Haupteintrag an Spurenelementen entstammt den Kippensedimenten, in denen es durch die Verwitterung zur Lösung und Mobilisierung der Ionen kommt. Dies erklärt die gegenüber dem Grundwasser deutlich höheren Konzentrationen in den Kippenseen, welche sich nach dem schon beschriebenen Prozeß durch das an den Kippen abfließende Regenwasser bildeten. Analog zu den Haupt- und Nebenelementen ist für die meisten Spurenelemente eine Zunahme ihrer Konzentration mit abnehmenden pH-Werten zu verzeichnen.

Tabelle 4.8.: Minimal- und Maximalkonzentrationen der Spurenelemente in den Grund- und Kippenwasserproben im Tagebau Zwenkau im Vergleich zur TVO nach EG-Norm (TVO 1990)

	Grundwasser Min. - Max. [mg/l]	Kippenwasser Min. - Max. [mg/l]	Grenzwert (TVO) [mg/l]
Arsen	< 0,08	< 0,08 - 1,6	0,05
Barium	< 0,01 - 0,02	< 0,01	0,1
Blei	< 0,1	< 0,1 - 0,53	0,05
Bor	< 0,05 - 0,15	< 0,05 - 0,86	-
Cadmium	< 0,05	< 0,02 - 0,22	0,005
Chrom	< 0,05	< 0,06 - 2,3	0,05
Kobalt	< 0,04 - 0,13	< 0,04 - 5,8	-
Kupfer	< 0,04	< 0,02 - 1,0	0,1
Lithium	0,04 - 0,16	0,13 - 5,2	-
Molybdän	< 0,05	< 0,05	-
Nickel	< 0,08 - 0,34	0,36 - 17,8	0,05
Phosphor	< 0,07 - 0,09	< 0,07 - 183	5,0
Silizium	0,92 - 6,7	0,5 - 77,9	-
Strontium	0,78 - 3,1	0,6 - 6,4	-
Titan	< 0,01	< 0,01 - 0,21	-
Vanadium	< 0,005 - 0,01	< 0,06 - 13,1	-
Zink	0,05 - 0,83	0,69 - 28,7	0,1
Zirkon	< 0,02	< 0,02	-

Der Kohlenstoffanteil in den untersuchten Wasserproben wird im wesentlichen durch den organischen Kohlenstoff (DOC) bestimmt. Dabei liegen die DOC-Werte des Grundwassers, ähnlich wie die des Regenwassers, im Bereich zwischen 2,2 und 5,6 mg/l. In der Literatur werden für Grundwässer Konzentrationen zwischen 0,1 und 2,0 mg/l angegeben (THURMAN 1985). Die Kippenseen enthalten teilweise sehr viel mehr Kohlenstoff (bis zu 93,2 mg/l), was jedoch auf Grund von Einwehungen der im Tagebau in hohem Maße auftretenden Kohlenstaubpartikeln nicht überrascht. Auch darf der lokal recht hohe Anteil an organischen Kohlenstoffverbindungen in den Sedimenten nicht vernachlässigt werden. In Abbildung 4.31 sind die Konzentrationen an organischem Kohlenstoff in den Kippenwasserproben gegen die Konzentrationen in den umgebenden Kippensedimenten aufgetragen. Dabei fällt die gute Korrelation der beiden Kohlenstoffgehalte auf. Es ist daher sehr wahrscheinlich, daß der Kohlenstoffanteil der Kippensedimente einen wesentlichen Beitrag zum Kohlenstoffanteil des Kippenwassers darstellt.

Bei den DOC-Gehalten in den Kippenwasserproben fiel eine tendenzielle Abhängigkeit vom Zeitpunkt der Probenahme auf. So wurden in den Wintermonaten vergleichsweise geringere DOC-Konzentrationen gemessen als in den Sommermonaten. Ebenfalls konnte

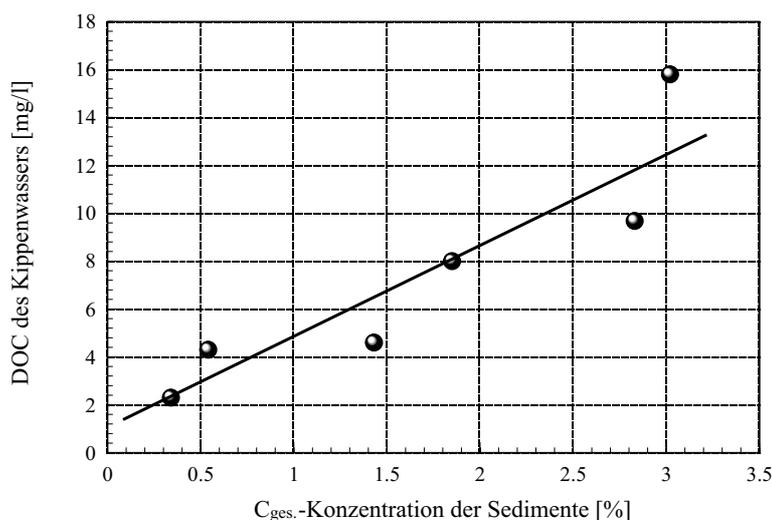


Abbildung 4.31.: Korrelation der Kohlenstoffkonzentrationen des Kippenwassers und der Kippensedimente im Tagebau Zwenkau

eine Abnahme der Kohlenstoffgehalte in zunehmend älteren Kippen beobachtet werden. Abschließend sei bemerkt, daß die organischen Substanzen im Tagebau durch Adsorption sowie mikrobiellen Abbau teilweise zu Kohlendioxid umgesetzt werden, was zu einer Verringerung der DOC-Konzentrationen führen kann (VOIGT 1990).

Die Ergebnisse der Untersuchungen der Wasserproben haben gezeigt, daß die Elementkonzentrationen im Grundwasser und in den Kippenseen des Tagebaus Zwenkau im Vergleich zu natürlichen Wasservorkommen teilweise deutlich erhöht sind. Als Folge der Verwitterung der Kippensedimente kommt es nicht nur zur Erhöhung einzelner Stoffkonzentrationen, sondern auch zur Veränderung des hydrochemischen Milieus (pH-Wert, Redoxpotential, gelöster Sauerstoff). Die Korrelationen der Elementgehalte zum pH-Wert und zur elektrischen Leitfähigkeit zeigen das quantitative Ausmaß der in Lösung gegangenen Stoffe unter den vorherrschenden Milieubedingungen, die im wesentlichen durch die Verwitterung des Pyrits geprägt sind.

4.4. Bodenluft

Wie die Untersuchungen der Kippensedimente gezeigt haben, ist auf Grund der schlechten Versickerung der Niederschläge nahezu kein Wasser in den Kippen, so daß die Porenräume hauptsächlich mit Bodenluft gefüllt sein müssen. Dabei ist die Zusammensetzung der Bodenluft – generell durch den Ablauf der im Sedimentkörper stattfindenden chemischen, physikalischen und biologischen Prozesse geprägt – von einer Reihe von Faktoren, wie etwa den chemischen Eigenschaften der Bodengase, dem Adsorptionsverhalten der Sedimente, den klimatischen Bedingungen in den Kippen, der Bodenatmung, der Bodensubstanz sowie vom Pflanzenbestand und der Aktivität des Endaphons (Bodenorganismen) abhängig (BALL *et al.* 1983; BENDER 1934; KLUSMANN & WEBSTER 1981; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992; WORM 1986).

Die Bodenluft der Kippen des Tagebaus Zwenkau in 1 m Tiefe enthält neben Sauerstoff (O_2), Kohlendioxid (CO_2) und Stickstoff (N_2) auch eine nicht unerhebliche Menge an Schwefelwasserstoff (H_2S). Zusätzlich treten vermutlich geringe Konzentrationen an Edelgasen auf, die jedoch im Zusammenhang mit den hier beschriebenen Untersuchungen nur eine untergeordnete Rolle spielen und daher nicht gemessen wurden. In Abbildung 4.32 sind die Konzentrationen ausgewählter Bodengase, abhängig vom Alter der Schüttung, in einem Vergleich dargestellt. Während der mittlere Sauerstoffgehalt in allen Kippen nahezu konstant bleibt, ist für die Mittelwerte des Kohlendioxids und des Schwefelwasserstoffes eine zunehmende Tendenz innerhalb der ersten 5 Jahre nach der Schüttung zu beobachten. Untersuchungen der Kippen des Tagebaus Cospuden (nördlich von Zwenkau) haben gezeigt, daß mit zunehmender Tiefe im Kippenkörper der CO_2 -Gehalt ansteigt (NITZSCHE *et al.* 1999).

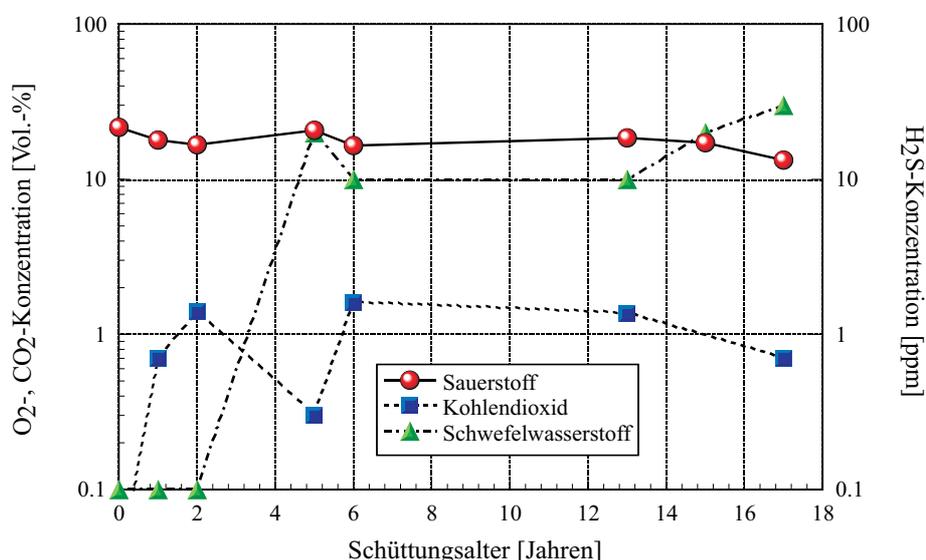


Abbildung 4.32.: Vergleich der Konzentrationen ausgewählter Bodengase in 1 m Tiefe der Kippen im Tagebau Zwenkau in Abhängigkeit des Schüttungsalters, logarithmische Darstellung

Der CO_2 -Gehalt im Kippenkörper ist, verglichen mit der atmosphärischen Luft, deutlich höher. Liegt der mittlere Normalwert für das CO_2 der Atmosphäre bei etwa 0,03 Vol.-%, wurden in den Kippen dagegen teilweise bis zu 6 Vol.-% gemessen, was einer etwa 200-fachen Überhöhung entspricht. Dabei fiel auf, daß die jüngeren Kippen im Vergleich noch relativ niedrige CO_2 -Konzentrationen aufwiesen (Schüttungsalter ca. 3 Wochen – CO_2 -Gehalt 0,03 Vol.-%).

Zur CO_2 -Bildung in den Kippen können verschiedene Prozesse in Frage kommen. Einerseits wird bei der Oxidation von organischen Substanzen (beispielsweise Kohle) entsprechend



neben Wasser auch Kohlendioxid gebildet (NITZSCHE *et al.* 1999), des weiteren entsteht bei der Zersetzung von Karbonaten, beispielsweise durch Schwefelsäure (als Folgeprodukte der Pyritoxidation),



Wasser, Kalziumsulfat und eben auch Kohlendioxid (ULRICH 1981b), und schließlich kann aus der Atmosphäre selbst CO_2 eingetragen werden. Ein Eintrag von CO_2 durch die Atmosphäre kann auf Grund des hohen Konzentrationsgefälles zum Kippenkörper ausgeschlossen werden. Vielmehr ist von einem CO_2 -Eintrag aus dem Kippenkörper in die Atmosphäre auszugehen.

Auch eine durch die Zersetzung von Karbonaten mögliche Bildung von Kohlendioxid kann vernachlässigt werden, da, wie bereits im Abschnitt **4.2 Kippensedimente** dargestellt, wegen der gleich nach der Verkippung rasch voranschreitenden Pyritverwitterung keine Karbonate im Kippenkörper verbleiben. Etwa seit 1992 treten in den Vorfeldsedimenten keine Karbonate mehr auf, so daß zusätzlich von einem Karbonatmangel in den verkipperten Sedimenten ausgegangen werden kann. Unterstützung finden diese Annahmen in einer Bestimmung des $\delta^{13}\text{C}$ -Wertes der Kippensedimente in Cospuden, die nicht in den substanztypischen Bereichen lagen (NITZSCHE *et al.* 1999). Eine Kohlendioxidbildung durch Pflanzenbewuchs auf den Kippen kommt wegen der zu geringen Ausbildung der Bodenflora nicht in Frage.

Auf Grund dieser Tatsachen kann speziell für die Kippen des Tagebaus Zwenkau auf eine hauptsächliche CO_2 -Bildung durch bakterielle Tätigkeit – die eine Oxidation der Kohle bewirkt – geschlossen werden.

Die Sauerstoffkonzentration der Bodenluftproben schwankt etwa zwischen 12 und 22 Vol.-%, wobei die Maximalwerte vorzugsweise in der jüngsten Rippe (zum Zeitpunkt der Messung etwa 3 Wochen alt), also dem nahezu frisch geschütteten Material, gemessen wurden. Hauptgrund dafür dürfte der Einschluß des atmosphärischen Luftsauerstoffes während der Verkippung sein. Schon nach kurzer Lagerungszeit stellt sich unter hohen Schwankungen ein mittlerer Gleichgewichtswert von etwa 14 Vol.-% als Folge eines Gleichgewichtes zwischen den sauerstoffbildenden und -vernichtenden Prozessen ein, der dann über viele Jahre hinweg konstant zu bleiben scheint (siehe Abb. 4.32). Da auf und in den Kippen kaum Pflanzen bzw. Bodenorganismen auftreten, kann der Verlust durch eine biologisch bedingte Sauerstoffumsetzung vernachlässigt werden. Die dennoch beobachtete Abnahme des O_2 -Gehaltes im Kippeninneren im Vergleich zur atmosphärischen O_2 -Konzentration (etwa 21 Vol.-%) läßt sich auf eine sauerstoffzehrende Verwitterungsreaktion

im Zuge der Pyritverwitterung sowie auf die Oxidation organischer Bestandteile (Gleichung (4.3)), hauptsächlich Kohle, zurückführen. Abbildung 4.33 zeigt die Korrelation zwischen der CO₂- und der O₂-Konzentration. Entsprechend der Umsetzung von Sauerstoff reichert sich das Kohlendioxid im Inneren der Kippen an, so daß mit abnehmendem O₂-Gehalt der CO₂-Gehalt zunimmt.

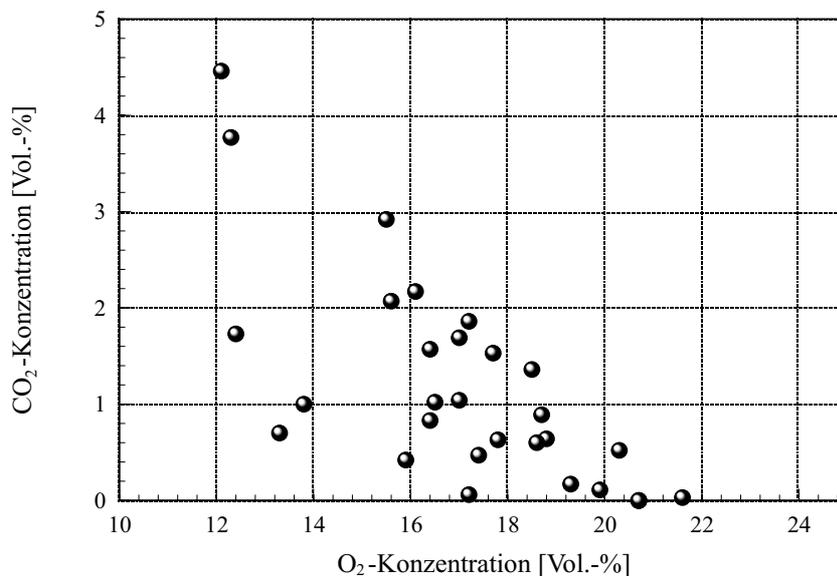


Abbildung 4.33.: Korrelation der Sauerstoff- und Kohlendioxidkonzentrationen der Bodenluftproben des Tagebaus Zwenkau – Beprobungstiefe 1 m

Daß es dennoch auch in sehr viel älteren Kippen zu annähernd atmosphärischen Sauerstoffkonzentrationen kommt, deutet auf lokale gut durchlüftete Bereiche im Kippenkörper hin. Bestätigt wird dieser Sachverhalt durch das Ausbleiben von Kohlendioxid in diesen Bodengasproben. Bedingt durch die Partialdruckdifferenzen der verschiedenen Bodengase ergibt sich ein Strom des im Inneren der Kippen gebildeten Kohlendioxids nach außen, während der atmosphärische Sauerstoff in den Kippenkörper hinein diffundiert.

Bei den an einer Einzelrippe durchgeführten Voruntersuchungen konnte eine Differenzierung zwischen dem Top und der Schwemmfläche beobachtet werden. Während die Sauerstoffkonzentrationen der in der Schwemmfläche gewonnenen Bodengasproben gegenüber denen vom Top deutlich geringer ausfallen, ist es im Fall der Kohlendioxidkonzentration umgekehrt. Offensichtlich ist der Gasaustausch auf dem Top einer Rippe durch die größere Kontaktfläche zur Atmosphäre besser als in der Schwemmfläche. Hinzu kommt eine Abdichtung der Schwemmflächen durch die vermehrten Ansammlungen an Tonmineralen und Schluffen bzw. durch die Kippenseen, welche eine Durchlässigkeit der Gase zusätzlich erschwert.

Bei einer Umwandlung organischer Substanzen durch Mikroorganismen wird neben dem Kohlendioxid üblicherweise auch Methan (CH₄) gebildet. Grundsätzlich ist jedoch ein extrem reduzierendes Milieu erforderlich (HEYER 1990), was auf Grund der hohen Sauerstoffkonzentrationen bis in eine Tiefe von etwa 1 m in den Kippen nicht vorhanden

sein kann. In den Messungen der Bodenluft im Tagebau konnte kein Methan nachgewiesen werden, wobei die Nachweisgrenze bei etwa 0,3 Vol.-% lag.

Ab einem Schüttungsalter von 5 Jahren wurde neben dem Sauerstoff und Kohlendioxid auch Schwefelwasserstoff in Konzentrationen zwischen 10 und 30 ppm gemessen. Die Bodengasproben der jüngeren Kippen enthielten kein H₂S-Gas.

Als Ursache für eine Bildung von Schwefelwasserstoff kommen verschiedene Prozesse in Frage. So entsteht H₂S-Gas beispielsweise beim mikrobiologischen Abbau von Schwefel- und Sulfatverbindungen, als Endprodukt der Lebenstätigkeit sulfatreduzierender Bakterien oder auch als Produkt anorganischer Reaktionsprozesse (MÜLLER 1965; KRÜGER 1973). Dabei sind zur Bildung und zum Verbleib des Gases anaerobe Bedingungen nötig. Bei gut durchlüfteten Sedimenten kommt es jedoch sehr schnell zur Oxidation des Schwefelwasserstoffes, so daß ein Nachweis zunehmend erschwert wird.

Da die Ergebnisse der aus 1 m Tiefe gewonnenen Bodenluft- und Sedimentproben auf ein oxidatives Milieu schließen lassen (Sauerstoffkonzentration und Redoxpotential), stammen die gemessenen H₂S-Konzentrationen wahrscheinlich aus den tieferen Bereichen des Kippenkörpers, von wo sie durch Gasdiffusion an den Beprobungsort gelangten. Vermutlich herrschen in den tieferen Regionen bereits anaerobe Bedingungen, die zur Bildung von Schwefelwasserstoff als Produkt der Sulfatreduktion führen. So konnte in Untersuchungen der Schwefel- und Sauerstoffisotope der Sedimente des Tagebaus Cospu den in allen Kippenbereichen eine Sulfatreduktion nachgewiesen werden (KNÖLLER 2000). Auch ist nicht auszuschließen, daß schon in geringeren Tiefen (1 m), in Bereichen ausgebildeter Mikrosysteme, anaerobe Bedingungen vorliegen.

In Analogie dazu ist auch eine Diffusion von Kohlendioxid aus dem tieferen Untergrund des Kippenkörpers denkbar, was in einem zusätzlichen Beitrag zu der lokal gebildeten CO₂-Konzentration resultieren würde.

Zusammenfassend läßt sich festhalten, daß durch den Mangel an Wasser im Kippenkörper die Porenräume hauptsächlich mit Bodengas gefüllt sind. Dabei werden in den Gasproben im Vergleich zur atmosphärischen Luft recht hohe Sauerstoffkonzentrationen gemessen, die durch die ablaufenden Verwitterungsreaktionen zwar verringert, auf Grund der teilweise guten Durchlüftung der Kippen jedoch lokal wieder ausgeglichen werden. In den Schwemmflächen führt die Verdichtung der Oberfläche durch herangespülte Tonminerale und Schluffe sowie durch eine kleinere Kontaktfläche zur Atmosphäre zu geringeren Sauerstoffgehalten. In Kippen, die älter als 5 Jahre sind, wurde Schwefelwasserstoff in den Bodengasen gemessen. Da in der Beprobungstiefe aerobe Bedingungen vorherrschen, ist anzunehmen, daß sich der Schwefelwasserstoff in tieferen Regionen des Kippenkörpers in einem anaeroben Milieu als Folge der Sulfatreduktion gebildet hat und in den Bereich der Meßtiefe diffundiert ist. Ebenfalls als Produkt der Sulfatreduktion und im Zuge der Oxidation der Kohlepartikel zwischen den Sedimenten wird Kohlendioxid gebildet. Methan konnte nicht nachgewiesen werden.

5. Chemisch-thermodynamische Betrachtungen

Bei der Verwitterung kommt es unter anderem durch die Einwirkung von wässrigen Lösungen und der daraus resultierenden chemischen Veränderung der Minerale zu einer Modifikation der Sedimente. Dabei wird die Koexistenz des vorliegenden chemischen Gleichgewichtes der verschiedenen stabilen hydrogenen Phasen und der Sedimente durch den Stoffeintrag in die wässrige Lösung und der damit verbundenen Veränderung des hydrochemischen Milieus gestört. Entsprechend dem Prinzip der chemischen Thermodynamik wird sich ein neues Gleichgewicht im System Wasser/Sediment/Gas einstellen (STUMM & MORGAN 1996). Der stoffliche Inhalt und die Konzentration der Wässer wird daher durch die Lösungs-, Ausfällungs-, Redox- und Sorptionsprozesse im Grenzbereich zwischen der wässrigen Lösung und dem Sediment bestimmt (APPELO & POSTMA 1994). Prinzipiell strebt das System ein Gleichgewicht mit der stabilsten Phase an. Thermodynamisch betrachtet, zeichnet sich die stabilste Phase durch die geringste Löslichkeit aus. Dennoch kommt es in der Natur aus kinetischen Gründen häufig vorerst zur Ausfällung metastabiler amorpher Phasen, deren Löslichkeiten über denen der stabilen Phasen liegen, ehe diese später in stabilere Phasen umgewandelt werden können. Bei Kenntnis der spezifischen Bedingungen, wie etwa Druck und Temperatur, ist es möglich, die ablaufenden chemischen Reaktionen zur Einstellung des Gleichgewichtes mit Hilfe des Massenwirkungsgesetzes zu beschreiben. Um auf der Grundlage thermodynamischer Modelle die möglichen Reaktionsprozesse im Wasser simulieren zu können, ist eine Vielzahl von Daten nötig. So müssen die Konzentrationen der gelösten Komponenten im Grund- und Kippenwasser bekannt sein. Ziel der Berechnungen ist es, eine Aussage über die chemisch-thermodynamische Gleichgewichtseinstellung treffen zu können, um so Informationen über den Grad der Sättigung der vorliegenden Mineralphasen zu erhalten. Dabei gibt der Sättigungsindex (SI)

$$SI = \log \left(\frac{\text{Ionenaktivitätsprodukt(IAP)}}{\text{Löslichkeitsprodukt}(K_L)} \right) \quad (5.1)$$

das Maß für die Über- oder Untersättigung einer Lösung gegenüber einer Mineralphase an. Der Sättigungsindex kann somit als indirekter Nachweis der Wechselwirkungen zwischen den gelösten Ionen in der wässrigen Phase untereinander und mit dem Sediment bzw. der Gasphase betrachtet werden (SIGG & STUMM 1994). Dabei entsprechen SI-Werte > 0 einer Übersättigung und SI-Werte < 0 einer Untersättigung. Der dominierende hydrochemische Parameter ist der pH-Wert der wässrigen Lösung, auch „master variable“ genannt, da die H^+ -Ionenaktivität über gekoppelte Reaktionen einen direkten Einfluß auf alle im System

ablaufenden Gleichgewichtsreaktionen hat (STUMM & MORGAN 1996). Schließlich wird der Sättigungsindex in unterschiedlicher Weise durch die Temperatur und das Redoxpotential geprägt.

Im Tagebau Zwenkau liegt ein offenes System vor, das heißt, ein Austausch von Materie und Energie mit der Umgebung ist möglich. Durch den drastischen Stoffaustrag aus den Sedimenten kommt es innerhalb des Kippenkörpers zu Auflösungs- und Neubildungserscheinungen von Mineralphasen. Um eine sinnvolle Modellierung der Situation in den wässrigen Lösungen durchführen zu können, wurde der Tagebau vereinfacht als geschlossenes System betrachtet, obgleich dadurch nur eingeschränkt gültige Ergebnisse erzielt werden können. Die Annahme eines geschlossenen Systems entspricht der Situation im Nahbereich einer Mineralisierung, wo einzelne Reaktionspartner nach der Lösung von Mineralen nicht einfach dem System entzogen werden, sondern in direktem Umfeld metastabile Sekundärminerale bilden. Alle Berechnungen erfolgten mit dem Programm PHREEQC (PARKHURST 1995), welches eine quantitative Bewertung der Speziesverteilung und des Sättigungsindex ermöglicht. Dabei sind die Grund- und Kippenwässer jeweils getrennt als wässrige Lösung anzusehen.

Im folgenden soll speziell auf die im Tagebau nachgewiesenen Mineralphasen – sowohl jene, die sich im Laufe der Zeit nach der Verkippung der Sedimente aufgelöst haben, als auch die sekundären Neubildungen – eingegangen werden. Dabei muß generell beachtet werden, daß die Modellierungen ausschließlich für die Kippen- und Grundwässer gelten und nicht pauschal auf die Porenwässer übertragen werden können, obwohl sich viele Auflösungs- und Neubildungsprozesse nur auf der Grundlage der Wechselwirkungen zwischen den Kippensedimenten und deren Porenwässern ereignen.

Wie bereits bei den Ergebnissen der sedimentologischen Untersuchungen beschrieben wurde, traten nur in den sehr alten Kippen des Tagebaus Karbonate in Form von Karbonatkonkretionen auf. Es ist davon auszugehen, daß es kurz nach der Schüttung dieser Kippen auch Karbonate feinerer Korngrößen gegeben hat. Diese wurden jedoch relativ schnell entsprechend Gleichung (4.4) (siehe Abschnitt **4.4 Bodenluft**) zerstört.

Die Berechnungen des Sättigungsindex für das Grundwasser haben eine geringfügige Untersättigung der Kalzitphase ergeben. Dabei korreliert der Sättigungsindex sehr gut mit dem pH-Wert und der HCO_3^- -Konzentration. Der Gleichgewichtszustand ist etwa bei einem pH-Wert von 6,9 anzusiedeln. Bestätigt werden diese Ergebnisse durch verschiedene Untersuchungen an Sedimenten des Rheinischen Braunkohlenreviers, in denen der Gleichgewichtszustand mit einem pH-Wert von etwa 6,3 angegeben wird (WISOTZKY 1994).

Im Fall des Kippenwassers treten infolge der extrem niedrigen pH-Werte keinerlei Kalzitphasen auf.

Für Pyrit wurde trotz der Tatsache, daß selbst in den ältesten Schüttungskippen noch lokal Pyrit nachgewiesen werden konnte, eine relativ starke Untersättigung berechnet (Stabilitätsbereich unter reduzierenden Bedingungen), teilweise wies der Sättigungsindex Werte kleiner –100 auf. Eine Erklärung dieser Diskrepanz zwischen Modellierung und realer Natur bietet die in der Dünnschliffmikroskopie beobachtete Ummantelung der

Pyritminerale mit Eisenhydroxiden, in deren Folge eine Art Versiegelung stattfindet, so daß die weitere Verwitterung in ihrer Geschwindigkeit drastisch reduziert wird.

Eine der ersten sekundären Mineralneubildungen nach der Verkippung der Sedimente im Tagebau ist der Gips. Die Bildung dieser Kalziumphase erfolgt entsprechend (SIGG & STUMM 1994)



wobei Karbonatminerale und, auf Grund des geringen Anteils an Karbonaten in den Kippensedimenten, auch Silikatminerale als mögliche Kalziumlieferanten sowie die bei der Pyritverwitterung freigesetzte Schwefelsäure als Sulfatlieferant in Frage kommen. Der Sättigungsindex liegt sowohl für das Kippenwasser, als auch für das Grundwasser im leicht untersättigten Bereich. Eine Abhängigkeit vom pH-Wert ist nicht erkennbar. Auf Grund der hohen, teilweise sogar extrem hohen SO_4^{2-} -Konzentration im Kippenwasser wäre eine permanente Übersättigung an Gips zu erwarten. Dem ist jedoch nicht so, was im wesentlichen auf einen Mangel an Ca^{2+} -Ionen zurückzuführen ist. In Abbildung 5.1 ist der Sättigungsindex für die Gipsphase in Abhängigkeit der Sulfat- und der Kalziumkonzentration für den Fall des Kippenwassers dargestellt.

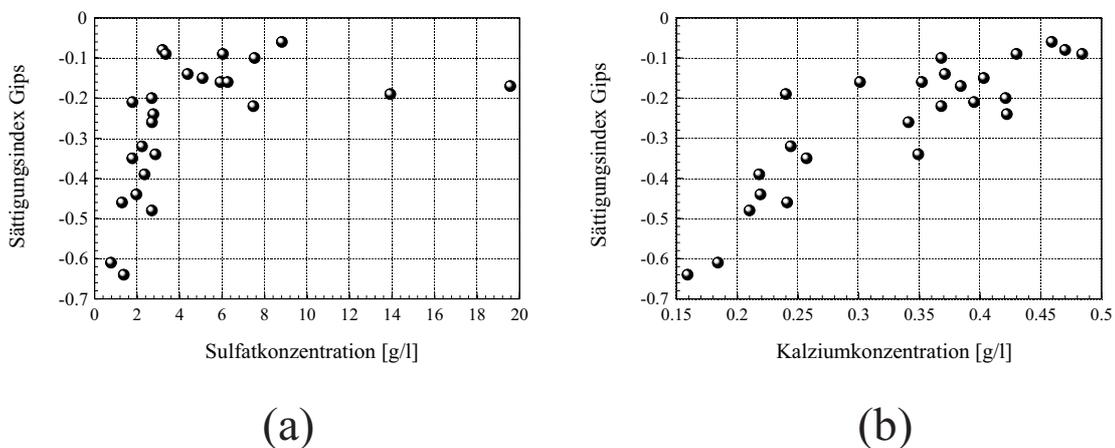


Abbildung 5.1.: Sättigungsindex der Gipsphase in Abhängigkeit von der (a) Sulfatkonzentration und der (b) Kalziumkonzentration

Gut erkennbar kann der Graph für die Sulfatkonzentration in zwei Bereiche aufgeteilt werden. Im Bereich geringerer Konzentrationen ist ein annähernd linearer Anstieg des Sättigungsindex zu verzeichnen. Das heißt, in diesem Bereich wirkt neben der Kalzium- auch die Sulfatkonzentration limitierend auf die Bildung einer Gipsphase. Ab einem Sulfatgehalt von etwa 3 g/l findet ein Wechsel statt, ab dem die Sulfatkonzentration keinen weiteren Einfluß auf den Sättigungsindex des Gipses hat. Offensichtlich ist der Zuwachs an Kalziumionen in diesem Bereich nicht mehr groß genug, so daß der Ablauf der chemischen Reaktion (5.2) zur Gipsbildung stagniert.

Eine wesentliche Rolle im System des Tagebaus Zwenkau spielen die Eisenphasen. Nahezu jede Änderung des Mineralbestandes ist gleichzeitig mit einer Umbildung der hydrogenen Mineralphasen verbunden, bei der unter anderem auch Mobilisierungen bzw. Immobilisierungen von Eisen stattfinden. Abbildung 5.2 stellt ein theoretisches pe-pH-Diagramm der möglichen Eisenmodifikationen in einem Fe-S-K-O-H-System für den Fall saurer sulfathaltiger Wässer, wie sie auch im Tagebau Zwenkau auftreten, dar (BIGHAM *et al.* 1996b). Es beschreibt den Zusammenhang zwischen der Konzentrationsentwicklung und dem pH-Wert bei der Bildung bzw. Lösung der verschiedenen Mineralphasen.

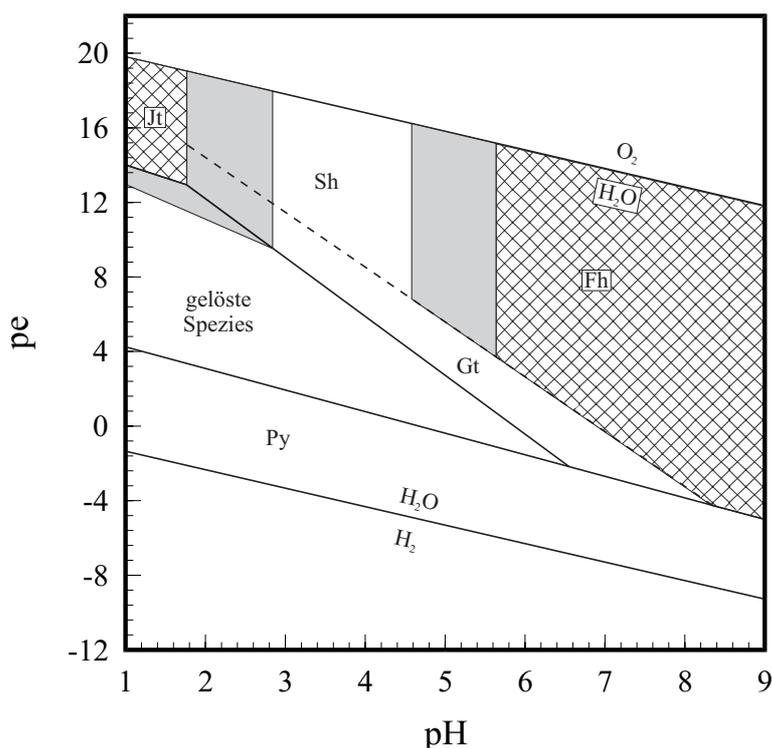


Abbildung 5.2.: Theoretisches pe-pH-Diagramm der möglichen Mineralphasen des Eisens im System Fe-S-K-O-H für den Fall saurer sulfathaltiger Wässer (BIGHAM *et al.* 1996b); Abkürzungen: Jt - K-Jarosit, Sh - Schwertmannit, Fh - Ferrihydrit, Gt - Goethit und Py - Pyrit

Im Tagebau Zwenkau ist die Situation etwas komplexer. Die analysierten Eisenkonzentrationen der Kippenwässer sind für ein thermodynamisches Gleichgewicht zu hoch – theoretische Berechnungen ergeben eine extreme Übersättigung. Jedoch besteht, wie bereits im Abschnitt **4.3 Grund- und Kippenwasser** beschrieben, die Möglichkeit der Eisenkomplexbildung. Eine üblicherweise auftretende temperatur- und pH-Wert-abhängige Konzentrationsverteilung der Eisenspezies im Kippenwasser konnte nicht festgestellt werden.

Die Berechnungen für die Mineralphasen Schwertmannit, Jarosit, Goethit, Hämatit sowie für amorphes Eisenhydroxid ergaben für nahezu alle Wasserproben eine Übersättigung. Lediglich Jarosit und amorphes Eisenhydroxid zeigten sich in einigen Proben untersättigt.

Im Fall des Jarosits konnte dieser Effekt einem Mangel an Alkalimetallen zugeordnet werden. Anhand eines Analysenvergleichs künstlich gezüchteter und der im Tagebau Zwenkau sekundär gebildeten Jarosite konnte gezeigt werden, daß es sich bei den in den Kippensedimenten auftretenden Mineralphasen um Kalium-Endglied-Jarosite handelt (GÖTTLICHER & GASHAROVA 2000). Die Tatsache, daß Schwertmannit immer die stärksten Übersättigungen aufwies, läßt vermuten, daß eben diese Mineralphase zuerst ausfällt. Obgleich auch die Mineralphasen Goethit und Hämatit stark übersättigt vorliegen, konnten sie im Tagebau nicht nachgewiesen werden, da ihre Bildung, rein kinetisch betrachtet, sehr langsam abläuft.

Neben den verschiedenen, bereits beschriebenen Mineralphasen wurde in den Modellierungen auch eine mögliche Ausfällung von Alunit $[\text{KAl}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6]$ berechnet, die jedoch weder im Gelände noch in Laborversuchen (GLÄSSER *et al.* 1997) beobachtet bzw. nachgewiesen werden konnte. Im Gegensatz dazu ist das Aluminiumsulfat-Alunogen $[\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}]$ sowohl im Tagebau als auch im Labor identifiziert worden, welches die Berechnung nicht berücksichtigte. Offenbar ist ein Mangel an Kalium für diesen Effekt verantwortlich.

Generell sollte bei der Modellierung geochemischer Situationen in Hinblick auf die realen Verhältnisse und die zur Modellierung zur Verfügung stehenden thermodynamischen Datensätze mit berechtigter Skepsis vorgegangen werden. Oftmals entsprechen die den verschiedenen Programmen (beispielsweise Minteq, Wateq oder Phreeq) mitgelieferten Datensätze, welche ihren Ursprung üblicherweise in einer regional- oder auch problem-spezifischen Situation haben, nicht den experimentell ermittelten Verhältnissen des Tagebaus Zwenkau (WIEGAND *et al.* 2000). Ebenso kommt es vor, daß der kinetische Aspekt der Kristallisation vernachlässigt wird oder bestimmte Mineralphasen gar nicht in die Berechnungen mit einbezogen werden, wie etwa im Fall des Alunogen und Schwertmannit. Auch lassen sich die Ergebnisse der Auflösungskinetik und Gleichgewichtsberechnungen aus Stabilitätsdiagrammen nicht uneingeschränkt auf komplexe natürliche Systeme, wie es der Tagebau Zwenkau ist, übertragen, da eine Vielzahl von relevanten nichtkonstanten Randbedingungen (pH-Wert, Temperatur, Redoxpotential, O_2 -Konzentration, CO_2 -Partialdruck, Konzentrationen von Komplexbildungen, mikrobiologische Aktivitäten und weitere Faktoren) nicht mit erfasst werden.

Zusammenfassend läßt sich feststellen, daß die permanenten Veränderungen der Ionenfracht aus dem Kippenkörper der Einstellung eines thermodynamischen Gleichgewichtes entgegenwirken, so daß die Kippenwässer nicht im hydrochemischen Gleichgewicht stehen. Trotz starker Konzentrationsunterschiede in den Kippenwässern verhalten sich die Mineralphasen der Wässer in Bezug auf ihren Sättigungszustand ähnlich. Der Sättigungsindex des Wasser/Sediment/Gas-Systems im Tagebau Zwenkau zeigt keine Abhängigkeiten vom Alter der umgebenden Schüttungskippen.

6. Mobilisierungs- und Demobilisierungsprozesse

Ein wesentlicher Parameter für die Mobilisierung einzelner Elemente während der Verwitterung ist der pH-Wert des Sedimentes. Durch ihn wird der Grad der Reaktivität – die Menge der reaktiven Hydroniumionen – im Sediment angegeben, also zwischen Stoffsenke und Stoffquelle differenziert. So kommt es bei fallenden pH-Werten zu einer verstärkten chemischen Verwitterung und Mobilisierung sowie zur Abnahme der Humusbildung, der biologischen Aktivität, der Wachstumsprozesse und der Nährstoffverfügbarkeit (BAAS BECKING et al. 1960; ROSE & ELLIOTT 2000). Die Sedimente liegen dabei in einem dynamischen Zustand vor, das heißt, sie sind einer zunehmenden Versauerung unterworfen. Der im Laufe des Verwitterungsprozesses voranschreitenden Versauerung stellen sich jedoch eine Vielzahl von Pufferungswiderständen entgegen. Abbildung 6.1 gibt einen schematischen Überblick über die typischen Puffersysteme und deren Wirkungsbereiche für den Fall einer Versauerung.

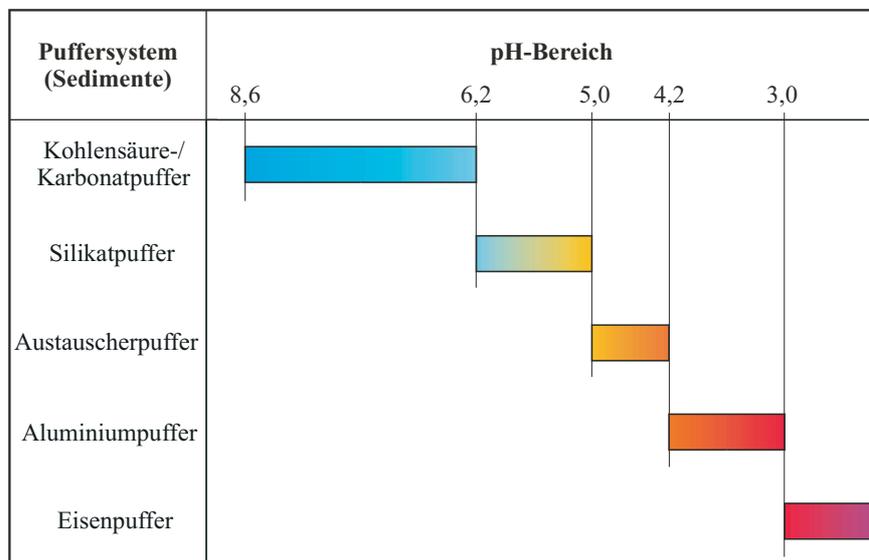


Abbildung 6.1.: Typische Puffersysteme und deren Wirkungsbereiche bei der Versauerung eines Sedimentes (in Anlehnung an ULRICH 1981a)

Unter der Voraussetzung, ein Sediment enthalte die für die in Abbildung 6.1 genannten Puffersysteme typischen Elemente bzw. Verbindungen, sollte der Versauerungsprozeß, im

neutralen Bereich beginnend, zuerst durch das Kalziumkarbonat bis zu einem pH-Wert von etwa 6,2 verzögert werden. Da in den jüngeren Sedimenten des Tagebaus Zwenkau keine Karbonate nachgewiesen werden konnten, ist davon auszugehen, daß dieses Puffersystem nicht zum Tragen kam und sich der pH-Wert recht schnell verringern konnte. Die Vorkommen an Karbonatkonkretionen in den älteren Kippenbereichen lassen eine Wirkung des Karbonatpuffersystems in den frühen Jahren des Tagebaus vermuten.

Bei der sich anschließenden Silikatpufferung werden durch die freigesetzten Kationen typischerweise Tonminerale gebildet. Dabei verläuft die Verwitterung der Silikatanteile vergleichsweise sehr langsam, was zu einer ungenügenden Pufferung führt, da dem gewaltigen Ausmaß an Säurebelastung nicht schnell genug entsprechendes Puffermaterial entgegengesetzt wird (PRENZEL 1985). Dies bestätigen auch die Ergebnisse der pH-Wert-Untersuchungen an frisch geschütteten Sedimentrippen, welche eine rasch voranschreitende Versauerung offenbarten (siehe Abb. 4.5). Daher sollte die sekundäre Bildung von Tonmineralen ausgeschlossen werden können. Auch die Dünnschliffmikroskopie zeigte keine Anzeichen neugebildeter Tonminerale.

Im Bereich des Austauscherpuffers dominiert der Austausch von Kationen der in den Sedimenten auftretenden Minerale und H^+ -Ionen der Säuren. Dieser Pufferungsprozeß ist natürlich durch die Anzahl der möglichen Austauscherplätze limitiert, was auch die Wirksamkeit des Puffersystems entsprechend begrenzt.

Bei einem pH-Wert von etwa 4 setzt infolge einer Protonisierung der OH-Gruppen das Aluminiumpuffersystem nach Gleichung



ein (PRENZEL 1985), wodurch zunehmend Aluminium aus dem Sediment mobilisiert wird und in Lösung gelangt (BÖTTCHER & STREBEL 1988). Als Hauptlieferanten für das Aluminium werden die Tonminerale angesehen (HÖLSCHER *et al.* 1993). In Analogie zur Aluminiumpufferung kommt es schließlich ab pH-Werten unter 3 zur Eisenpufferung entsprechend Gleichung (PRENZEL 1985)



Untersuchungen haben gezeigt, daß es während der Versauerung durch die willkürlichen Schwankungen der H^+ -Belastungen auch zu einem periodischen Wechsel zwischen den Stabilitätsbereichen des Aluminiums und des Eisens kommen kann (ULRICH 1981b). Im Tagebau Zwenkau beginnt die Wirkung beider Puffersysteme bereits etwa 5 bis 8 Wochen nach der Verkipfung der Sedimente. Rund 10 Wochen später ist bis in eine Tiefe von ca. 1 m ein annähernd stationärer Zustand des pH-Wertes und damit der Versauerung erreicht.

Nach der Verkipfung der Sedimente kommt es in der noch nicht überdeckten Förderbrückenkippe zur Bildung einer Oxidationsfront, welche durch einen niedrigen pH-Wert sowie eine hohe Konzentration an Schwefelsäure, Salzen und ökotoxischen Elementen

charakterisiert ist. Den wesentlichen Anteil an der Versauerung hat dabei die Verwitterung des Pyrits, welche vereinfacht durch die Reaktionsgleichung



beschrieben werden kann (WISOTZKY 1996). Während die direkte Pyritoxidation durch das kontinuierliche Angebot an Luftsauerstoff an der Kippenoberfläche relativ ungehindert abläuft, ist sie in den tieferen Bereichen der Kippe natürlich stark vom Sauerstoffangebot abhängig. Der Sauerstoff kann in diese Kippenbereiche nur durch Diffusionsmechanismen, Erosion oder durch Rutschungserscheinungen, die den Reaktionsort freilegen, sowohl in der Gasphase als auch in wässriger Lösung vordringen.

Wie die Ergebnisse der Dünnschliffmikroskopie gezeigt haben, führen die bei der Verwitterung entstehenden Sekundärmineralneubildungen zu einer Ummantelung der Pyritkörner (siehe Abb. 4.19). Derartige Oxidationsprodukte haben natürlich einen Einfluß auf die Sauerstoffdiffusion und damit auch auf die Rate der Pyritoxidation, so daß es nicht selten zu einer Verzögerung der Verwitterung kommt (GOLDHABER 1983; NICHOLSON *et al.* 1990). Auch schrumpft mit zunehmendem Reaktionsfortschritt der reaktive Pyritkern und damit verbunden auch die Reaktionsfläche, wobei der Diffusionsweg durch die umlagernde Schicht der Oxidationsprodukte gleichermaßen wächst. Die Folge dieses „shrinking core“-Effektes ist eine weitere Verlangsamung der sauerstoffbasierten Pyritverwitterung (WUNDERLY *et al.* 1996).

Neben der direkten Pyritoxidation tritt im Tagebau Zwenkau auch eine Oxidation des Pyrits durch Fe^{3+} entsprechend Gleichung



auf (KNÖLLER 2000), wobei das Fe^{3+} aus einer bakteriobiologischen Umsetzung des Fe^{2+} – welches als Reaktionsprodukt der sauerstoffbasierten Pyritoxidation bereits vorliegt – gebildet wird.

Da die Pyritkörner im Tagebau Zwenkau eine geringe Korngröße haben (woraus eine vergleichsweise deutlich größere Reaktionsgesamtoberfläche resultiert) und die Säureneutralisationskapazität der Kippensedimente verhältnismäßig schwach ist (keine Karbonate), kommt es zu der beobachteten, rasch verlaufenden Säurebildung und damit zur Senkung des pH-Wertes. In derartigen Systemen kann davon ausgegangen werden, daß das Säurepotential proportional zum Gehalt an Pyritschwefel ist (CARUCCIO *et al.* 1988).

Der Einfluß des atmosphärischen Eintrages auf die Versauerung der Kippensedimente ist vernachlässigbar gering. So weist beispielsweise das Regenwasser einen pH-Wert von etwa 6,2 auf, was für die Verhältnisse der Kippenoberfläche nahezu als neutral angesehen werden kann. Durch die extrem geringe Versickerung, den geringen Niederschlag und die hohe Verdunstung (Evaporation) im Tagebau Zwenkau bleiben die wasserlöslichen Inventare, abgesehen von einem sehr eng bemessenen Oberflächenbereich und der

voranschreitenden Erosion, ortstreu und können somit in ihrer nächsten Umgebung Folgereaktionen auslösen. Auf Grund der niedrigen pH-Werte kommt es zu einer Abschwächung der Bindungsstärke in den Sedimenten, so daß eine Mobilisierung einzelner Elemente erheblich vereinfacht wird. Da die Elementkonzentrationen im Regenwasser relativ gering sind und dementsprechend ein hohes Sättigungsdefizit besteht, treten Lösungs-, Hydrolyse-, Austausch- und Redoxreaktionen im Fall eines Kontaktes des Regenwassers mit den Kippensedimenten auf. Dabei werden im frühen Stadium der Versauerung hauptsächlich Erdalkalien (Magnesium und Kalzium), Sulfat und Säuren mobilisiert und produziert. Später folgen Aluminium, Eisen, Mangan und Schwermetalle. Das so angereicherte Regenwasser dient dann gleichzeitig als Transportmedium der freigesetzten Stoffe und sammelt sich in den Kippenseen zwischen den Schüttungsrippen.

Gleichzeitig kann das Regenwasser durch seine geringen Stoffkonzentrationen im Vergleich zu dem daraus resultierenden Kippenwasser als Mobilisierungsindikator der Sedimente genutzt werden. Betrachtet man das Verhältnis der mittleren Regenwasserkonzentration c_R zur mittleren Kippenwasserkonzentration c_K eines Stoffes, läßt sich daraus, bei Vernachlässigung eventuell auftretender Nebeneffekte, ein prozentualer An- bzw. Abreicherungsfaktor F_A entsprechend

$$F_A = 100 \cdot \frac{(c_K - c_R)}{c_R} \quad (6.5)$$

für die aus den Kippensedimenten stammenden Elemente angeben. In Tabelle 6.1 sind die berechneten An- bzw. Abreicherungs faktoren für ausgewählte Elemente wiedergegeben.

Tabelle 6.1.: An- bzw. Abreicherungs faktoren des Kippenwassers gegenüber dem Niederschlagswasser ausgewählter Elemente

Element	mittlere Konzentration des Niederschlages [mg/l]	mittlere Konzentration des Kippenwassers [mg/l]	An- bzw. Ab- reicherungs faktor [%]
Na ⁺	3,3	15,9	382
K ⁺	10,0	1,7	-83
Ca ²⁺	2,7	342	12 567
Mg ²⁺	1,7	359	21 018
Cl ⁻	5,9	37,1	529
SO ₄ ²⁻	43,4	5 887	13 465
HCO ₃ ⁻	25,9	0,0	-100
Fe _{ges}	0,09	1 214	1 348 789
Al ³⁺	< 0,1	255	254 900
Mn ²⁺	0,24	25,8	10 650

Wie bereits zu Beginn dieses Kapitels bei der Karbonatpufferung beschrieben, wird das Hydrogenkarbonat des Regenwassers komplett verbraucht. Die Abreicherung an Kalium ist

vermutlich auf sekundäre Mineralneubildungen zurückzuführen. Im wesentlichen jedoch kommt es zu einer starken Anreicherung der Elemente, wobei teilweise sogar extreme Aufkonzentrationen stattfinden. Während etwa Eisen oder Aluminium im Regenwasser nur als Spurenelemente zu betrachten sind, dominieren sie in Kippenwässern.

Neben dem Pyrit werden Feldspäte und Tonminerale (Kaolinit, Muskovit/Illit, Glaukonit) teilweise zerstört, was sich durch die vergleichsweise hohen Siliziumgehalte in den Eluatlösungen und Kippenwässern bemerkbar macht. Ebenso zeigten die Dünnschliffe der Sedimentproben an den Feldspäten und Tonmineralen deutliche Korrosionsspuren an den Randbereichen der Mineralkörner. Während sich Natrium, Kalium, Kalzium und Magnesium relativ leicht aus den Feldspäten und Tonmineralen mobilisieren lassen, ist dies beim Silizium nicht der Fall. Auch besteht bei der Zerstörung der Tonminerale die Gefahr, daß neben den bereits gelösten, potentiell toxisch wirkenden Metallkationen (etwa Arsen, Kobalt und Nickel) weitere Elemente, wie beispielsweise Aluminium, in umweltgefährdenden Konzentrationen freigesetzt werden.

Die im Zuge der Verwitterung gebildete Schwefelsäure löst in den umliegenden Kippensedimenten weitere Reaktionen aus, in deren Folge es unter anderem zu sekundären Mineralbildungen kommt. Im wesentlichen handelt es sich dabei um Gips, Jarosit und Eisenhydroxid sowie untergeordnet Schwertmannit und Ferrihydrit, welche auf der Sedimentoberfläche und den Kornoberflächen, sozusagen als Füllung der Porenräume, ausfallen und in den Dünnschliffen durch gut sichtbare Gefügeveränderungen erkennbar sind. Dabei resultieren die sekundären Ausfällungen im oberflächennahen Kippenbereich nicht ausschließlich aus dem Überschuß lokal freigesetzter Elemente. Vielmehr kommt es durch den kapillaren Aufstieg von gesättigten Lösungen zu einem zusätzlichen Angebot an freien Elementen. Auf Grund der Mineralneubildungen reduzieren sich die Konzentrationen der in den Lösungen befindlichen freien Elemente. An der Kippenoberfläche und in den Naßbereichen des Tagebaus werden die Ausfällungserscheinungen zusätzlich begünstigt, da sich die Elementkonzentrationen in den Lösungen durch Evaporationseffekte erhöhen. Durch den Überzug der Sedimente bzw. die Füllung der Porenräume mit sekundären Ausfällungen verringert sich gleichzeitig das Porenvolumen, so daß sich die Durchlässigkeit für Gase und Wässer erheblich reduziert. Im feuchten Zustand verschmieren dann die noch verbleibenden Porenräume der bindigen Abraumsedimente. Einmal ausgetrocknet, verhärten und verklumpen diese Kippenbereiche, wobei sich Trockenrisse bilden (siehe Abb. 6.2). Später auftretende Niederschläge geringen Ausmaßes bzw. Gase können dann nur innerhalb dieser Schwundrisse strömen. Im Zuge einer längeren Feuchtigkeitsperiode (etwa Dauerregen oder Schneeschmelze) kommt es zur Aufweichung der bindigen Sedimente im oberflächennahen Bereich und somit zu einer erneuten Verschmierung der Porenräume. Auf diese Weise werden die im Inneren derartiger Kippenbereiche mobilisierten Elemente von einem Abtransport nahezu ausgeschlossen.

Schon ab pH-Werten um 5 bis 8 können unter oxidierenden Bedingungen Ferrihydrit-mineralneubildungen einsetzen (BIGHAM *et al.* 1996a). Im Kippengelände des Tagebaus tritt diese Mineralassoziation nur selten und nur in den fließenden Naßbereichen, welche eine gute Durchlüftung gewährleisten, bei annähernd neutralem Milieu auf. Da Ferrihydrite jedoch

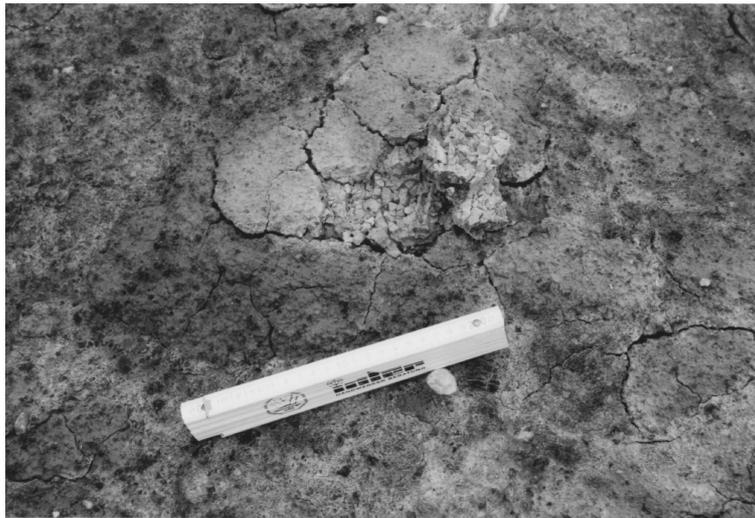


Abbildung 6.2.: Trockenrisse auf der Oberfläche der Kippensedimente

oftmals sehr schlecht kristallisieren bzw. überwiegend in amorphen Phasen vorliegen, sind bisher nur wenige Informationen über seine Kristallstruktur oder seinen chemischen Aufbau bekannt. So werden von verschiedenen Autoren auch unterschiedliche Strukturformeln vermutet, wie etwa $\text{Fe}_3\text{HO}_8 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ (SCHWERTMANN & CORNELL 1991; BIGHAM *et al.* 1996a), $\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot 1,6\text{H}_2\text{O}$ (YU *et al.* 1999) oder $\text{Fe}(\text{OH})_3$ (FOOS 1997). Es ist daher nicht möglich, eine eindeutige Aussage über den eingebundenen Wassergehalt zu treffen oder eine thermodynamische Modellierung der Auflösungs- und Ausfällungsprozesse durchzuführen. Im Verlauf der Oxidation des in den Lösungen befindlichen Eisens bilden sich in zunehmendem Maße Eisenoxide und -hydroxide. Speziell im Fall der Hydrolyse des Eisens, welche vereinfacht durch die Rückreaktion der Eisenpufferung (entsprechend Gleichung (6.2)) beschrieben werden kann, entsteht zusätzlich Säure, und damit kommt es zu einer weiteren Versauerung der Kippen. Im allgemeinen muß dabei zwischen den Bildungslokalitäten unterschieden werden. Finden die Ausfällungen beispielsweise in den Zwischenschichten der Tonminerale statt, kommt es zu einer Vergesellschaftung beider Phasen, in deren Folge die Tonminerale eine typische Rotfärbung erhalten, wie sie auch in der Dünnschliffmikroskopie zu beobachten war. Bietet der Ausfällungsbereich jedoch ausreichend Freiraum, wie etwa in den Naßbereichen des Tagebaus, können sich neben einzelnen Plättchen auch bis zu mehreren mm dicke Schichten formieren. Auf Grund des sehr hohen Angebots bzw. der kontinuierlichen Nachlieferung an 3-wertigem Eisen ist für eine geordnete Kristallisation vorerst nicht genug Zeit. Es liegen daher hauptsächlich amorphe Eisenphasen vor. Sinkt der pH-Wert weiter ab und unterschreitet die Marke von 3, setzt die Eisenpufferung (siehe Gleichung (6.2)) ein, so daß es wieder zu einer Auflösung der Eisenhydroxide kommt. In diesem pH-Bereich scheint sich das Tagebausystem zu stabilisieren.

Erreichen die Sulfatkonzentrationen der wässrigen Lösungen 1 bis 3 g/l, so kann sich unter den für den Tagebau charakteristischen Bedingungen (aerobes Milieu, pH-Wert unterhalb 4,5) entsprechend der idealisierten Gleichung



Schwertmannit, ein bräunlich-gelbes Oxidationsprodukt der sauren Wässer, bilden (BIGHAM *et al.* 1994; BIGHAM & MURAD 1997). Da die Sulfatkonzentration der Kippengewässer die zur Schwertmannit ausfällung nötigen Beträge teilweise noch weit übersteigt, ist anzunehmen, daß nicht nur in den Naßbereichen, in denen der Nachweis der Minerale erfolgte, sondern auch in den für die Beprobung unzugänglichen Kippenseegrundbereichen Schwertmannit zu finden ist.

Wenn die bei der Pyritverwitterung freigesetzten Elemente und Verbindungen Fe^{2+} , SO_4^{2-} , K^+ und Na^+ in ausreichender Menge vorhanden sind und sich genügend Fe^{2+} in Fe^{3+} umgewandelt hat, kann sich bei oxidierenden Bedingungen ab pH-Werten unter 3 das vergleichsweise stabile Sekundärmineral Jarosit bilden (BROWN 1971; KUBIZ 1964).

Nach der Auffassung einiger Autoren kann es infolge des Alterungsprozesses der kinetisch bevorzugten Mineralneubildungen unter aeroben Bedingungen bei pH-Werten über 3 zu einer Umwandlung in Goethit ($\alpha\text{-FeOOH}$) und Hämatit (Fe_2O_3) kommen (SCHWERTMANN & CORNELL 1991; BIGHAM *et al.* 1996a). Da dieser Vorgang jedoch bereits unter Laborbedingungen bis zu 1000 Tage benötigt (BIGHAM *et al.* 1996b) und der genannte pH-Bereich im Tagebau Zwenkau noch nicht wieder erreicht wurde, blieb ein Nachweis von Goethit und Hämatit im Kippengelände erfolglos. Welche der genannten Mineralphasen sich tatsächlich ausbildet, hängt neben dem pH- und dem Eh-Wert, der Temperatur, der Ausfällungsrate und der Eisenkonzentration auch von der bakteriellen Aktivität und den Fremdbestandteilen der Lösungen ab (BIGHAM & MURAD 1997; SCHELLMANN 1959; SCHWERTMANN 1969).

Eine Mineralneubildung bietet immer auch die Möglichkeit zum Einbau freigesetzter Schwermetalle (BRÜMMER *et al.* 1986). Allgemein spielen neben dem Gesamtgehalt an Schwermetallen auch ihre Bindungsformen, welche Auskunft über die Mobilisierbarkeit bzw. Rückhaltefähigkeit der einzelnen Elemente geben, eine entscheidende Rolle für ihre Verfügbarkeit und Umweltrelevanz. Die Lösungs- und Fällungsreaktionen finden in der Regel begleitet von weiteren Prozessen, wie zum Beispiel die Bildung löslicher Komplexe sowie Sorptions- und Desorptionsreaktionen, an der Oberfläche von Sedimentpartikeln statt (BRÜMMER *et al.* 1983), was die Eisenhydroxid (Ferrihydrit)- und Jarositneubildungen auf den Quarzoberflächen gut bestätigen. Nach Ansicht einiger Autoren stellt das Sulfat für eine Vielzahl von Elementen einen guten Komplexbildner dar (BRÜSCHKE *et al.* 1999; JOHANNESSEN & LYONS 1995; JOHANNESSEN *et al.* 1996). Der Bindungsvorgang der Schwermetalle folgt meistens den Gesetzen des Kationenaustausches – an negativ geladene Verbindungen (etwa Eisenhydroxid) werden positiv geladene Ionen gebunden (STUMM & MORGAN 1996) – wobei im gleichen stöchiometrischen Maß Ionen sorbiert und desorbiert werden (VOIGT 1990). Ebenso können die im Tagebau auftretenden Mineralneubildungen Jarosit, Schwertmannit, Gips, Eisenhydroxid sowie Ferrihydrit als Spurenmetallsenken angesehen werden, da sich in ihnen bevorzugt Metallionen einbauen. Beispielsweise werden durch den im Tagebau Zwenkau auftretenden Ferrihydrit, ähnlich den Beobachtungen von SWEDLUND & WEBSTER (2001), große Mengen an Mangan, Nickel, Zink, Arsen und Kupfer adsorbiert, während sich im Schwertmannit vorzugsweise Vanadium, Chlor, Arsen

und Kupfer einlagern. Die Jarosite binden hauptsächlich Mangan, Vanadium, Strontium und Kupfer (CESNOVAR 2001). Infolge dieses selektiven Bindungsverhaltens der Spurenelemente ist zu erwarten, daß sich die Elementsignaturmuster der Lösungen entsprechend ändern. Dabei liegen die Metalle in hydratisierter Form als positiv geladene Ionen, als organische bzw. anorganische Komplexe, als dispers gelöste Kolloide, in suspendierten Huminstoffen und Tonmineralen oder aber in bereits ausgefallten Verbindungen vor (ALLOWAY & AYRES 1996). Nicht selten dienen die Sekundärminerale jedoch nur als Zwischenspeicher für die Schwermetalle, da sie schon bei geringfügigen Veränderungen des Milieus auf Grund ihrer Instabilität – oftmals liegen sie nur in einem metastabilen Zustand vor – sofort wieder zerfallen bzw. aufgelöst werden. Dennoch verbleiben eine Vielzahl von Schwermetallen trotz der recht hohen Elementkonzentrationen in Lösung und führen so zu der beobachteten starken Anreicherung des Kippenwassers.

Allgemein läßt sich zusammenfassen, daß das Ausmaß der physikalischen und chemischen Verwitterung (insbesondere die Pyritverwitterung und die daraus resultierenden Oxidationsprodukte) die Mobilisierungs- und Immobilisierungsprozesse im Kippenkörper wesentlich beeinflusst. So wird auch das hydrochemische Milieu durch das Ausfällen und Auflösen verschiedener Verbindungen in komplexen Gleichgewichtsbeziehungen zwischen den Sediment- und Lösungsphasen, insbesondere durch die im Zusammenhang mit der Pyritverwitterung mobilisierten Elemente und Verbindungen sowie den sekundären Mineralneubildungen, bestimmt. Infolge der irreversiblen Auflösungen der Mineralbestände der Kippensedimente kommt es teilweise zu einer sehr starken Aufkonzentration der Lösungen, die trotz anschließender Mineralneubildungen dennoch erhalten bleibt. Dabei bieten die Sekundärmineralbildungen für ausgewählte Schwermetalle bevorzugte Einbaumöglichkeiten. Die heterogene Mischung der Kippensedimente und demzufolge auch der uneinheitliche Pyritgehalt führt zu lokal sehr unterschiedlichen Stadien der Verwitterung bzw. der Versauerung, was auch in lokalen Milieuunterschieden resultieren kann. Durch die kontinuierlichen, jedoch in ihrem Ausmaß variierenden Elementeinträge konnte sich bis zum gegenwärtigen Zeitpunkt noch kein stabiles hydrochemisches Gleichgewicht einstellen. Erst wenn das Versauerungspotential eingedämmt ist (Flutung, Abdeckung), besteht die Möglichkeit einer Stabilisierung des Systems.

7. Betrachtung der zeitlichen Entwicklungen

Die im Zuge der zeitlichen Entwicklung in den Tagebaukippen stattfindenden Veränderungen sind an eine Reihe eng gekoppelter, von anthropogenen und geogenen Faktoren beeinflusster Prozesse, wie etwa der Struktur der Kippen oder hydraulischer Besonderheiten, gebunden. Verallgemeinert lassen sich die zeitabhängigen (und natürlich auch pH-Wert-abhängigen), in der Förderbrückenkippe ablaufenden Alterationsprozesse in einem Fließdiagramm darstellen (siehe Abb. 7.1).

Nach der Verkipfung der Abraumsedimente entsprechen diese stofflich im wesentlichen noch den Ursprungssedimenten des Vorfeldes, wobei durch die Verkipptechnologie eine extreme Heterogenität erzeugt wurde, so daß eine Unterscheidung der verschiedenen Vorfeldschichten nicht mehr möglich ist. Während der stoffliche Austausch noch nicht begonnen hat, ist die Versauerung der Sedimente bereits seit der Freilegung an der Abbaufont durch den Sauerstoffzutritt in vollem Gang. Da die Beprobung der Kippen, bergbautechnisch bedingt, jedoch erst etwa eine Woche nach ihrer Schüttung möglich war, wurde der Ausgangspunkt der zeitlichen Betrachtungen mit dem Zeitpunkt ihrer Verkipfung gleichgesetzt (Abb. 7.1). Auf Grund der nicht vorhandenen Informationen über die hydro- und geochemischen Veränderungen im Zeitraum zwischen dem Freilegen der Vorfeldsedimente des Tagebaus Zwenkau und ihrer Verkipfung lassen sich diesbezüglich keine Aussagen vornehmen. Die Ergebnisse der kurzfristigen pH-Wert-Untersuchungen einer frisch geschütteten Rippe, insbesondere der rapide Abfall des pH-Wertes binnen der ersten Wochen nach der Verkipfung, lassen aber den Schluß zu, daß die Pyritverwitterung schon vor der Ablagerung begonnen haben muß.

Abhängig von den verschiedensten spezifischen Eigenschaften der Rippe (lokale Variationen der Stoffkonzentrationen, Porenräume und Durchlüftungen, Grad der Fraktionierung, Feuchtigkeitsbedingungen usw.) durchläuft die Versauerung innerhalb der Kippen unterschiedliche Puffersysteme, wobei eine Vielzahl von Elementen und Verbindungen mobilisiert wird. Durch auftreffendes Regenwasser von der Kippenoberfläche abtransportiert, führen diese Stoffe im Laufe der Zeit zu stark aufkonzentrierten Kippenseen bzw. im Inneren der Kippen zu konzentrierten Lösungen. Sekundärminerale fallen aus. Etwa 20 Wochen nach der Verkipfung stabilisiert sich der pH-Wert und damit die Versauerung auf einem stark sauren Milieu, welches auch nach 20 Jahren noch vorliegt. Ein hydrogeochemisches Gleichgewicht hat sich in dieser Zeit jedoch noch nicht eingestellt.

Betrachtet man die Kippe unter dem Aspekt der endogenen und exogenen Einflußfaktoren, so läßt sich scheinbar ein periodisch wechselnder Ablauf erkennen. Der zweifellos exogene

7. Betrachtung der zeitlichen Entwicklungen

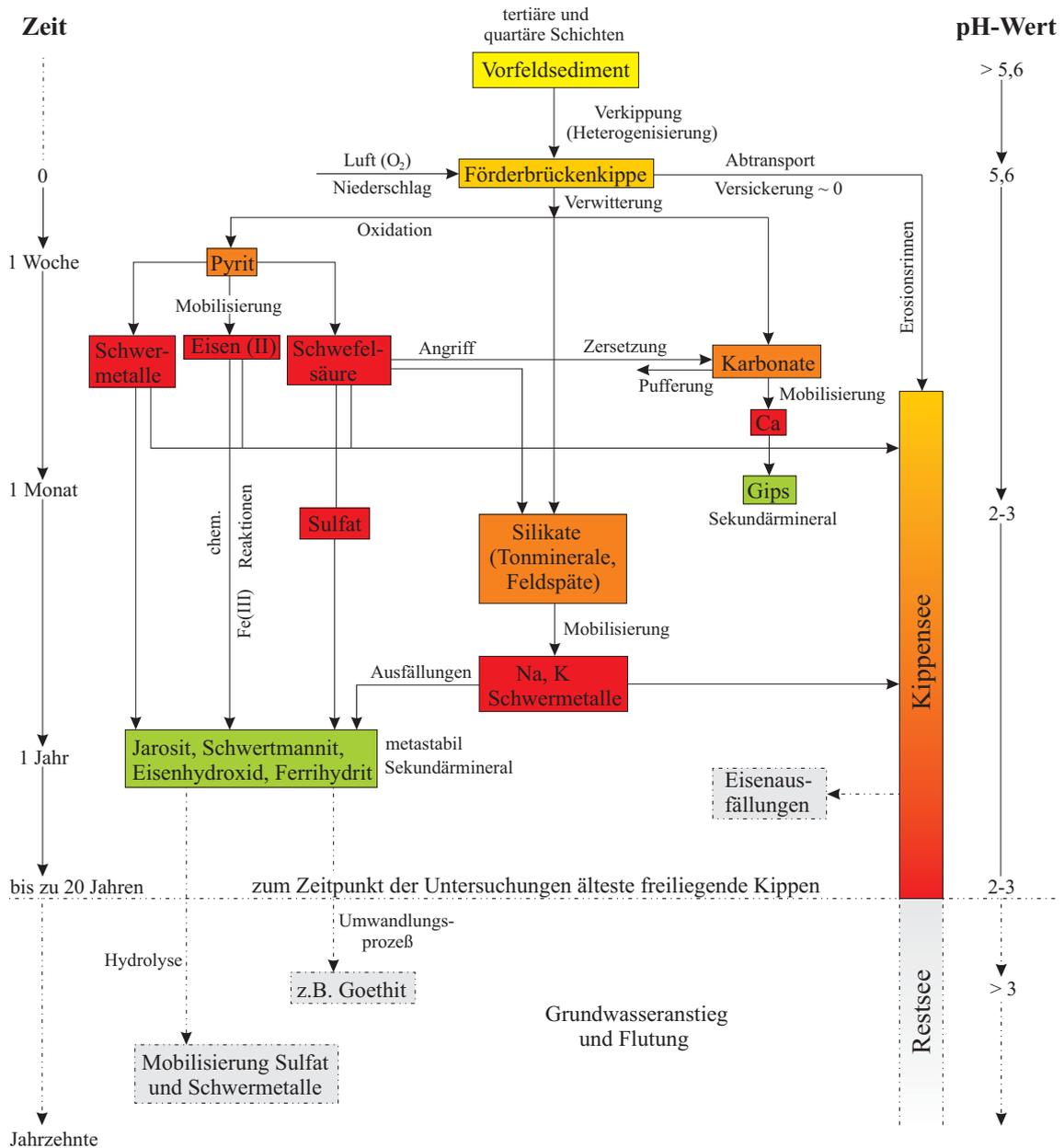


Abbildung 7.1.: Schematische Darstellung der zeitlichen Alterationsprozesse im Kippen- und Restseegebiet des Tagebaus Zwenkau (Über die punktiert dargestellten Prozesse und Ereignisse können keine genauen Angaben gemacht werden.)

Verkippungsvorgang ist der Auslöser einer Reihe endogener Wechselwirkungsprozesse im Kippenkörper, wie die Pyritoxidation, Mineralzersetzen und -neubildungen sowie die Mobilisierungen einzelner Elemente und Verbindungen. Durch weitere exogene Ereignisse (Wind und Niederschläge) kommt es im Laufe der Zeit zu Folgeerscheinungen (Erosion, Fraktionierungen und Abtransport mobilisierter Elemente), welche wiederum die bereits laufenden endogenen Prozesse fördern bzw. neue beginnen lassen (Veränderungen der Wasserchemie). Dieser Kreislauf kann bis in die ältesten Kippen verfolgt werden.

7.1. Veränderungen der Stoffkonzentration

Werden die im Zuge der Versauerung an der Kippenoberfläche mobilisierten Elemente durch das Regenwasser in die Kippenseen abtransportiert, verändern sich zwangsläufig die Stoffkonzentrationen in diesem Kippenbereich (siehe Abb. 7.1). Dabei ist der Versauerungsprozeß, gekennzeichnet durch den im zeitlichen Verlauf nach der Verkippung sinkenden pH-Wert, selbst zeitabhängig, was sicher auch zu einer zeitlichen Varianz der Elementkonzentrationen führt. Wie die Untersuchungen der Wasseraufnahmefähigkeit und des Versickerungsvermögens gezeigt haben, dringt das Regenwasser nicht bis in die tieferen Regionen des Kippenkörpers vor, so daß dort vergleichsweise von einer konstant verbleibenden Stoffkonzentration ausgegangen werden kann. Während sich diese Vermutung anhand der durch die RFA ermittelten Sedimentzusammensetzung wegen der starken Heterogenität der Kippensedimente nicht bestätigen ließ (WIEGAND & KRÜGER 1999), zeigt ein Vergleich der Eluate der von der Oberfläche und aus 1 m Tiefe gewonnenen Sedimentproben, daß in der Tiefe deutlich höhere Stoffkonzentrationen vorlagen. Offenbar verbleiben die mobilisierten Elemente in der Tiefe vor Ort. Aussagen über eine zeitliche Variation der Stoffkonzentrationen beschränken sich daher nur auf die oberflächennahen Sedimente. Da die RFA, wie beschrieben, nicht für eine Charakterisierung anwendbar ist, kommen nur indirekte Methoden in Betracht, wie etwa eine Orts-Zeit-bezogene Betrachtung der Veränderungen der Stoffkonzentrationen in den Kippenseen. Auch bei dieser Methode ist jedoch nur eine Abschätzung möglich, da die Aufkonzentration durch eine Verdunstung (KNÖLLER 2000) des Kippenwassers bzw. durch das Ausfällen sekundärer Minerale zu teilweise nicht unerheblichen Verzerrungen der Ergebnisse führt. Im Fall des Tagebaus Zwenkau ist die eher spärliche Verteilung der Seen über den gesamten Kippenbereich, insbesondere in den älteren Kippen, nachteilig. Dennoch lassen sich vereinzelte Tendenzen einiger Elemente beobachten. Abbildung 7.2 zeigt die Konzentrationen ausgewählter Elemente der Kippenseen des Tagebaus in Abhängigkeit ihrer Lage im Kippenkörper und damit natürlich des Alters der Kippen. Zu Vergleichszwecken wurden nur die Ergebnisse einer Probenahme (Sommer 1998) gegenübergestellt.

Aus der Abbildung wird deutlich, in welchem Ausmaß das Sulfat die Anionen dominiert. Selbst die im Vergleich zu den übrigen Anionen höher konzentrierten Chloridionen spielen offensichtlich nur eine zu vernachlässigende Rolle. Die Kationen hingegen bilden eine altersabhängige Verteilung verschiedener Elemente, wobei sich teilweise sogar tendenzielle elementspezifische Konzentrationsänderungen zeigen. So etwa für die Aluminium-, Eisen-, Kalzium- und Magnesiumionen. Während beispielsweise Aluminium und Eisen in den Kip-

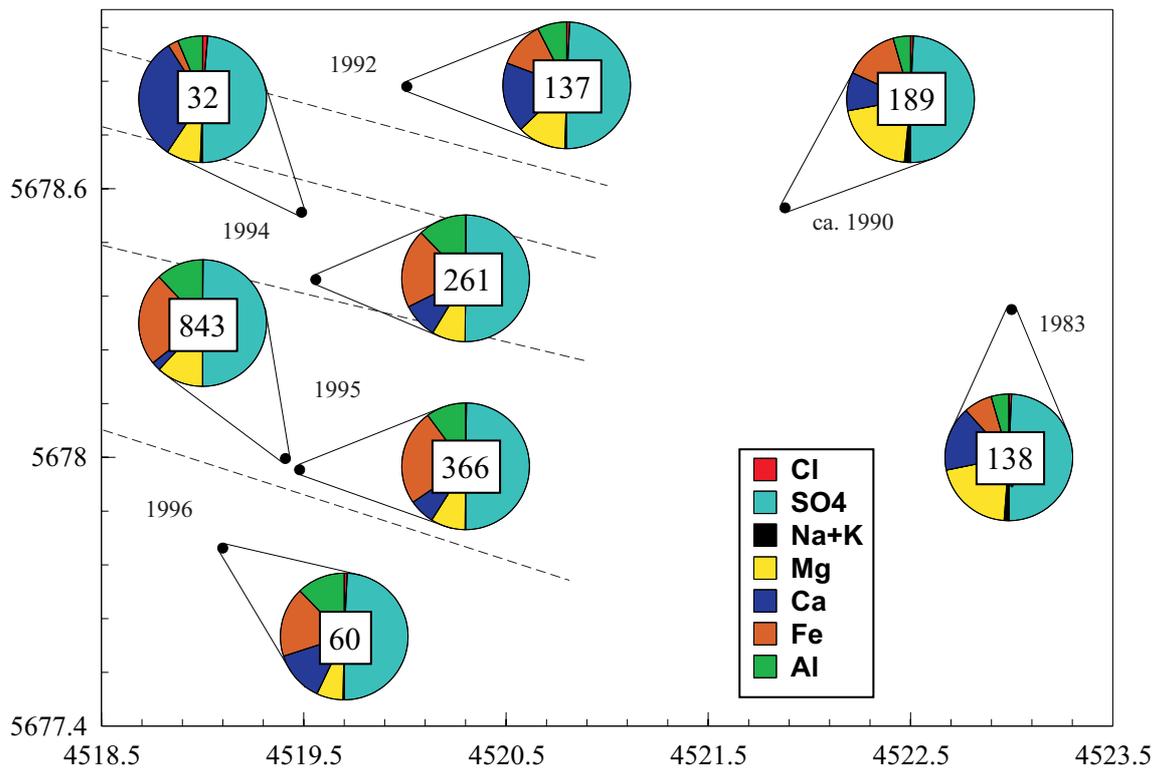


Abbildung 7.2.: Orts-Zeit-bezogener Vergleich der Elementkonzentrationen [meq/l] in den Kippenseen – dargestellt in UDLUFT-Kreisdiagrammen (Die Werte in den Kreisdiagrammen geben die Gesamtkonzentration [meq/l] an. Auf Grund der stark variierenden Gesamtkonzentration der Wasserproben wurde zugunsten einer besseren Übersicht auf die konzentrationsabhängige Größendarstellung der Kreisdiagramme verzichtet und die Gesamtkonzentration der einzelnen Proben in den jeweiligen Kreisdiagrammen mit angegeben.)

penseen zwischen den jüngeren Kippen in höheren Konzentrationen vorliegen, sind Kalzium und Magnesium in zunehmendem Maße in den älteren Kippenseen vertreten. Ähnlich dem Chlorid im Fall der Anionen sind auch die Natrium- und Kaliumkonzentrationen in der Summe der Kationen vernachlässigbar gering. Eine Erklärung der beobachteten Konzentrationsverschiebungen ist in den unterschiedlichen Sedimentmischungen zu suchen. Wie bereits bei den Ergebnissen der Untersuchungen der Kippensedimente festgestellt werden konnte, gibt es auf Grund des etwa ab 1994 eingetretenen Überganges von tertiär und quartär gemischt verkippten zu rein tertiär verkippten Sedimenten zu diesem Zeitpunkt einen Sprung im pH-Wert (siehe Abb. 4.5). Einerseits fehlt in den jüngeren Sedimenten der komplette quartäre Sedimentanteil, andererseits deuten die in den älteren Kippen auftretenden Karbonatkonkretionen darauf hin, daß die Ursprungssedimente dieser Kippen Karbonate enthalten haben müssen, was für die in jüngerer Vergangenheit abgebauten Vorfeldsedimente nicht zutrifft. Weiterhin findet durch den pH-Wert-Sprung auch ein leichter Milieuwechsel statt, in dessen Folge es zu einer zusätzlichen Verschiebung der Konzentrationsverteilung kommt. Unterstützung findet diese Theorie in der ebenfalls ab 1994 stark steigenden Gesamtmineralisierung der Kippenseen. In diesem Zusammenhang sollte erwähnt werden, daß sich der

jüngste in Abbildung 7.2 dargestellte Kippensee im Randbereich des Kippengeländes befindet und somit nur ein einseitiger Elementeintrag stattgefunden hat, was in einer veränderten, nicht der Tendenz entsprechenden Konzentrationsverteilung resultiert.

7.2. Mineralogische Zusammensetzung und Gefüge

Wie bereits in verschiedenster Weise in dieser Arbeit diskutiert wurde, kommt es im Laufe der Alterung des Kippengeländes zu einer Veränderung des primären Mineralbestandes entsprechend dem in Abb. 7.1 dargestellten Schema. Dabei muß jedoch zwischen den auftretenden Mineralen differenziert werden. Abbildung 7.3 stellt die zeitabhängigen Veränderungen (Zersetzung und Neubildung) der im Kippenkörper des Tagebaus Zwenkau auftretenden primären und sekundären Minerale dar. Zu beachten ist, daß die vorzugsweise in den älteren Kippen auftretenden Karbonatkonkretionen sowie die in den Naßflächen der Kippenlandschaft gebildeten sekundären Mineralneubildungen nicht berücksichtigt worden sind. Die Abbildung ist auf den Zeitrahmen der ersten 5 Jahre nach der Verkippung begrenzt, da in dieser Periode die wichtigsten Alterierungsprozesse ablaufen.

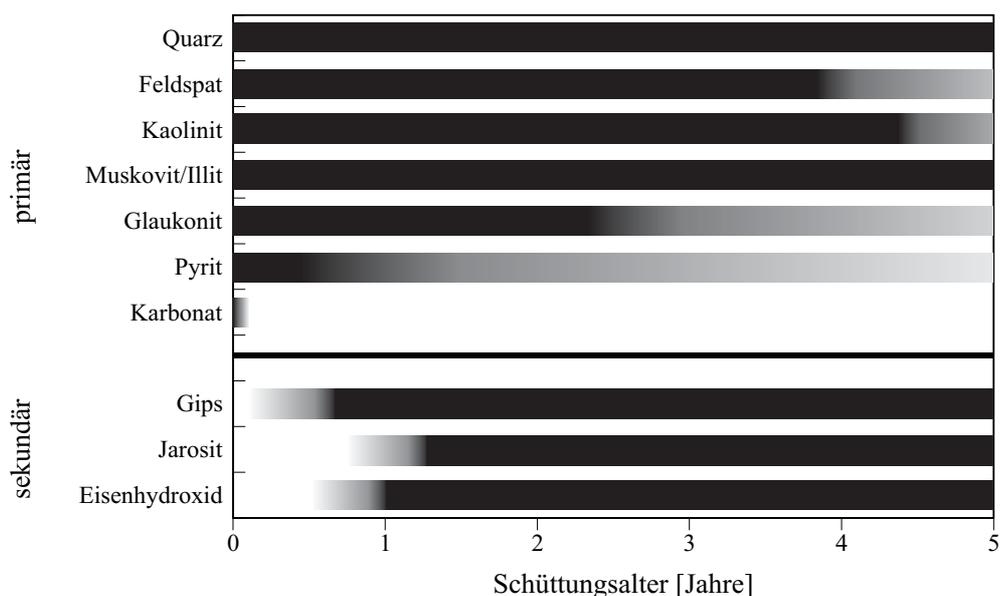


Abbildung 7.3.: Zeitabhängige Veränderungen der primären und sekundären Mineralzusammensetzung der Förderbrückenkippe des Tagebaus Zwenkau (die Karbonatkonkretionen wurden nicht berücksichtigt)

Die Abbildung zeigt eine stark verallgemeinerte Vorstellung, da die Veränderungen der mineralogischen Zusammensetzung neben den spezifischen lokalen Bedingungen der Kippen (Mineralkonzentrationsverteilungen) auch von den variierenden hydraulischen Bedingungen in den Kippen abhängt.

Sehr schnell nach der Verkippung beginnt die Oxidation des Pyrits, in deren Folge (Schwefelsäurebildung) das Mineral selbst zum Teil und die Karbonatminerale, soweit vorhanden,

nahezu vollständig zerstört werden. Bereits innerhalb eines Jahres ist der Hauptanteil des Pyrits verwittert und das maximale Säurepotential freigesetzt. Nur die Ummantelung der Pyritminerale durch Eisenhydroxide (siehe Dünnschliffmikroskopie) verhindert die vollständige Zerstörung des Minerals. Zudem ist die Pyritoxidation tiefenabhängig, so daß auch in den tieferen Bereichen vergleichsweise sehr alter Kippen Pyrit nachgewiesen werden konnte. Untersuchungen von CESNOVAR (2001) und DOHRMANN (2000) haben ergeben, daß die Oxidationsfront innerhalb eines Jahres bis in eine Tiefe von etwa 2 m in den Kippenkörper vordringt.

Mit deutlich geringeren Zersetzungsraten folgen die Minerale Glaukonit und die Feldspäte, welche nur noch rudimentär bzw. stark angegriffen in den Dünnschliffen der Sedimentproben zunehmenden Alters sichtbar sind. Weit weniger werden Kaolinit und Illit/Muskovit angegriffen. Am stabilsten verbleibt das Mineral Quarz, welches für seine extrem geringe chemische Abtragung, nur wenige monomolekulare Schichten pro Jahr, bekannt ist (WEHRLI 1990).

Im Verlauf der rasch voranschreitenden Versauerung nach der Verkippung der Sedimente und der damit verbundenen Elementmobilisierungen finden zwangsläufig eine Reihe von lokal abhängigen sekundären Mineralausfällungen statt (WIEGAND *et al.* 2000). Im wesentlichen handelt es sich um autochthone und allochthone Mineralneubildungsprozesse sowohl im Kippenkörper selbst als auch in den Naßbereichen des Kippengeländes. So können bereits etwa ein Monat nach der Schüttung bis hin zu den ältesten noch zugänglichen Kippen neugebildete Gipskristalle bevorzugt in oberflächennahen Kippenbereichen nachgewiesen werden (siehe dazu Abb. 7.1). Offenbar scheint sich unter den gegebenen sauren Bedingungen ein annähernd stabiles Gleichgewicht zwischen Lösung und Neubildung der Gipskristalle eingestellt zu haben. Ähnlich dem Gips kommt es etwa ein Jahr später auch zur Ausfällung von Jarosit. Da die für die Bildung des Jarosits notwendigen Kaliumionen erst durch die Verwitterung der Kippensedimente, beispielsweise der Illite und Feldspäte, freigesetzt werden müssen, tritt eine zeitliche Verzögerung im Vergleich zur Gipsbildung auf. Anhand der Dünnschliffmikroskopie konnten nach etwa 6 Monaten erste sekundäre Eisenhydroxide in Form einer rötlich gefärbten Ummantelungserscheinung der in den Kippensedimenten auftretenden Minerale beobachtet werden.

Generell führt die Kristallisation der sekundären Mineralneubildungen zu einer Verringerung des Porenraumes der Sedimente, ein Phänomen, das sich mit zunehmendem Alter der Kippen verstärkt.

Im Kippenkörper des Tagebaus treten neben den hauptsächlichen Mineralneubildungen untergeordnete sekundäre Ausfällungserscheinungen in den Naßbereichen des Kippengeländes auf. Detaillierte Untersuchungen mittels RDA an einer Feuchtfläche, deren Wasserdurchfluß sich wesentlich vermindert hatte (siehe nochmals Abb. 4.23), haben gezeigt, daß sich binnen kurzer Zeit hauptsächlich Gipskristalle, vereinzelt Schwertmannit und in Spuren Jarosit bilden. Mit zunehmender Dauer der Stagnation kam es zu einer kurzfristigen Erhöhung der Schwertmannitkonzentration, welche sich jedoch nachfolgend zugunsten einer Jarositanreicherung wieder reduzierte. Unter sehr langfristigen Gesichtspunkten besteht weiterhin die Möglichkeit einer Umbildung des Schwertmannits in Goethit und Hämatit (BIGHAM *et al.* 1996b) (siehe dazu auch Abb. 5.2).

Neben den Variationen in der Mineralzusammensetzung treten im Laufe der Lagerungszeit einer Schüttungsrippe auch verschiedene Gefügeveränderungen auf. Durch die Verkippungstechnologie entsteht eine inhomogene Mischung verschiedenster Sedimente der bindigen Schichten des Vorfeldes. Dabei treten schon im Verlauf der Verkippung mechanische Beanspruchungen auf, die zu Mineralbrüchen und Stauchungen in den tieferen Kippenbereichen führen. In Richtung der oberen Kippenbereiche bis hin zur Oberfläche liegen die Sedimente zunehmend aufgelockert vor – das Porenvolumen nimmt zu und erreicht an der Oberfläche mehr als 50 %. Die Kornverteilungen der Kippensedimente im oberflächennahen Bereich (bis zu 1 m) werden durch breite Kornspektren charakterisiert. Auf Grund der teilweise extrem starken primären Heterogenität der Kippen kommt es jedoch lokal zu starken Variationen im Gefüge der Sedimente.

Mit dem Beginn der Verkippung setzt auch gleichzeitig die Verwitterung und eine relief-spezifische Erosion ein. Da die frisch geschütteten Kippen keinerlei Vegetation aufweisen, führt die Erosion binnen kurzer Zeit zu einer Fraktionierung der Oberflächensedimente, in deren Folge feinere Tone und Schluffe durch Wasser und Luft in die Schwemmflächen transportiert und dort abgelagert werden, während gröbere Kiese und Sande auf dem Top und am Hang der Kippen verbleiben. Oftmals gipfeln die Veränderungen des Gefüges in Hangrutschungen. Eine entsprechend dieser sekundären Heterogenisierung orts- und zeitabhängige Unterscheidung in den Kornspektren und den Porenvolumina konnte dennoch nicht getroffen werden.

Durch die Verwitterung und Versauerung des Kippenkörpers kommt es in den Porenräumen der Sedimente zu Ausfällungserscheinungen und zur Kristallisation sekundärer Minerale. In Verbindung mit den feineren Bestandteilen der Sedimente verringern diese sekundären Ausfällungen das Porenvolumen, was eine allgemeine Abdichtung der Kippensedimente und damit auch eine Absenkung des k_f -Wertes nach sich zieht. In besonderem Maße wirkt sich diese lokale Abdichtung an der Kippenoberfläche aus, da sie eine Versickerung des auftreffenden Niederschlages sowie den Gastransport in und aus den Kippen nahezu vollständig verhindert. Das Niederschlagswasser wird demnach nur in der obersten Schicht gebunden (Tonquellung) oder fließt unter Bildung von Erosionsrinnen oberirdisch in die Schwemmflächen ab. Nachdem sich im Laufe einiger Wochen und Monate aus dem in der Schwemmfläche abgelagerten Feinkornanteil eine wasserstauende Schicht gebildet hat, kann sich das nachfolgende Regenwasser zu kleineren Kippenseen anstauen.

In niederschlagsärmeren Zeiten bilden sich in den Plateaubereichen der Kippenoberfläche Trockenrisse (siehe Abb. 6.2), in denen später niedergehendes Regenwasser eindringen kann. Insbesondere an den Hängen findet dann ein weiterer Oberflächenabtrag statt, der zur Rillenerosion bis hin zur Graben- bzw. Tiefenerosion führt. Gleichzeitig sorgt der kontinuierliche Abtrag von Kippenmaterial für ein Freilegen der tieferen Kippenbereiche, wodurch weitere säurebelastete Porenlösungen zutage treten und dem atmosphärischen Sauerstoff ein weiteres Vordringen in den Kippenkörper ermöglicht wird. Der Bodenabtrag A_B in t/ha·a durch die Erosion kann nach der universellen Bodenabtragsgleichung

$$A_B = r \cdot k \cdot l \cdot s \cdot c \cdot p \quad (7.1)$$

berechnet werden, wobei r den Regenerosivfaktor (charakterisiert die Aggressivität des Regens), k den Bodenerodierbarkeitsfaktor (kennzeichnet die Bodensensibilität gegenüber Erosionskräften), l und s den Hanglängen- bzw. den Hangneigungsfaktor, c den Bewirtschaftungsfaktor und p den Schutzfaktor angeben (WISCHMEIER & SMITH 1978). Auf die Situation im Tagebau Zwenkau angewandt, ergeben sich Bodenabtragsraten von etwa 90 bis 400 t/ha·a. Zu beachten ist, daß die universelle Bodenabtragsgleichung die Rillen- und Grabenerosion nicht beachtet. Nach der Ansicht einiger Autoren wird ihr Beitrag in den empirischen Modellen jedoch wesentlich unterschätzt (ABEL *et al.* 1998). Die ermittelten Werte geben daher nur die Größenordnung des Bodenabtrages an – die realen Abtragsraten sind sicher noch höher.

Im Laufe des Alterungsprozesses des Kippenkörpers verändert die Erosion sein morphologisches Profil – die Hänge werden abgeflacht und damit stabiler.

7.3. Ausblick

Jeder Tagebau hat spezifische, durch seine Geologie und die eingesetzte Abbautechnologie bedingte Probleme, die sich teilweise erst mit fortschreitender Sanierung offenbaren (TSCHESCHLOK 1999). Im Tagebau Zwenkau stellt der niedrige pH-Wert der Kippensedimente und die damit verbundenen hohen Konzentrationen an freigesetzten Elementen – insbesondere Schwermetalle – und Verbindungen sowie das Potential einer zusätzlichen Versauerung eines der wesentlichen, wenn nicht sogar das Hauptproblem dar. Da der Einfluß in der sauren Verwitterungszone der Förderbrückenkippe den Regenerationsprozeß stark verzögern wird, sollte ein Hauptziel einer Sanierung die Verminderung bzw. Eindämmung der Schadstoffeinträge aus dem Kippenkörper in das zukünftige Restseewasser sein.

Da für eine Sanierung immer auch die ökonomische Umsetzbarkeit eine Rolle spielt, werden neben den sanierungstechnischen Maßnahmen (beipielsweise Kalkung, Unterstützung der mikrobielle Aktivität (z.B. GELLER *et al.* 1995; KRINGEL 1998; KUNTZE *et al.* 1984; OBERMANN & WISOTZKY 1998; STEINBERG *et al.* 2000; WISOTZKY & OBERMANN 2001) eine beschleunigte Flutung des Tagebaurestloches durch Fremdwässer oder eine großflächige Abdeckung des Kippengeländes durch unbelastete Materialien bevorzugt, wodurch der Zutritt von Sauerstoff verringert werden würde (ROLAND *et al.* 1998; WURL *et al.* 1997). Gegenwärtig ist geplant, ab 2004 mit einer Fremdflutung des Tagebaurestloches Zwenkau zu beginnen (LMBV 2000).

Eine Flutung des Tagebaurestloches Zwenkau gestaltet sich insofern schwierig, als daß die im Inneren des Kippenkörpers zwischen den Sedimenten verbleibenden Oxidationsprodukte der Verwitterung – hauptsächlich das Sulfat, die noch immer vorhandene Säure und die hohen Eisenkonzentrationen – sowie die ausgefallenen sekundären Mineralphasen durch eine Zufuhr von Wasser aufgelöst, mobilisiert und abtransportiert werden würden. So käme es durch die Wechselwirkungen zwischen dem Wasser, den Sedimenten und den Bodengasen zu einer erneuten Alteration der gesamten Mineralverteilung. Beispielsweise würden die noch nicht stark versauerten Flutungswässer die auftretenden Jarositkristalle gemäß der Reaktion



umbilden, wobei es erneut zu einer Freisetzung von Sulfat und Säure kommt (BARON & PALMER 1996). Analog ist dies auch für die Auflösung des Schwertmannites zu erwarten. Wie in der Dünnschliffmikroskopie an den Pyritmineralen beobachtet wurde, sammeln sich die Eisenhydroxide als eine Art Ummantelung um die Pyrite, so daß ihre weitere Zerstörung stark verzögert wird (siehe Kapitel **6 Mobilisierungs- und Demobilisierungsprozesse**). Ein ähnlicher Effekt könnte auch bei der Auflösung der eisenhaltigen Sekundärminerale auftreten.

Bereits bei der Verkippung der Sedimente entstand eine sehr inhomogene Kippenlandschaft, die sich im Laufe ihres Alterungsprozesses weiter verändert hat. Es ist daher davon auszugehen, daß auch der entstehende Kippensee von wechselndem Chemismus geprägt sein wird. Dabei hängt es in jedem Fall davon ab, wie die Flutung stattfinden wird. Einerseits werden die Grundwasserabpumpstationen stillgelegt, was einen natürlichen Anstieg des Grundwassers zur Folge haben wird. Dieser Vorgang ist jedoch vergleichsweise sehr langwierig. Zudem würde das steigende Grundwasser die gesamte in den Kippen gespeicherte Säure sowie die freigesetzten Elemente und Verbindungen aufnehmen und teilweise sogar in den Grundwasserleiter transportieren, was mit Sicherheit auch eine Kontamination (insbesondere durch Säure, Sulfat- und Eisenionen sowie diversen Schwermetalle) von nichtversauerten Bereichen nach sich zieht (GRÜTZMACHER 2001; WISOTZKY & OBERMANN 1995). Die Anstiegsgeschwindigkeit des Grundwasserspiegels ist in erster Linie von der Permeabilität und untergeordnet auch von weiteren sedimentologischen Eigenschaften des Kippenkörpers, wie etwa der Schichtung und Korngröße, abhängig. Der Betrag des Niederschlages zur Auffüllung des Tagebaurestloches ist infolge der gegenüber dem Niederschlag überwiegender Verdunstung im Leipziger Raum sehr gering. Daher ist auch im Fall eines entstehenden Restsees Zwenkau von dargebotszehrenden Verhältnissen auszugehen.

Im Fall einer Fremdflutung werden Wässer aus der nächsten Umgebung (etwa Flüsse wie die Weiße Elster oder das Sumpfungswasser aus den noch aktiven Tagebauen Schleenhain und Profen) zur Flutung des Tagebaurestloches verwendet, was zu einer deutlich beschleunigten Auffüllung führt. Auf Grund des hohen Anteils an bindigen Materialien im Kippenkörper des Tagebaus Zwenkau, die lokale Staueffekte und Oberflächenvernässungen bewirken, kommt es zu einer Versiegelungseffekt der Kippe, so daß die Fremdflutung auch eine Reduzierung der Versauerung des Seewassers zur Folge hätte. Gleichzeitig würde der Grundwasseranstieg verzögert werden (KLAPPER & SCHULTZE 1995).

In Untersuchungen an dem bereits seit 1993 im Flutungsprozeß befindlichen Tagebaurestloch Cospuden konnte nachgewiesen werden, daß eine Fremdflutung die Beeinflussung des Restseewassers durch die hochmineralisierten Kippenwässer drastisch reduziert (DOHRMANN 2000). Offenbar verläuft die Wassersättigung der Kippen auf diese Weise sehr langsam, wodurch gleichzeitig eine weitgehende Stabilität der Wasserqualität über einen längeren Zeitraum erreicht wird. In einer Modellierung der gegebenen Situation des

Restloches Cospuden wurde klar, daß auch 30 Jahre nach der Flutung noch ungesättigte Kippenbereiche vorliegen werden (CHRISTOPH 1999; DOHRMANN 2000). Dennoch ist eine kontinuierliche Kontrolle der Wasserqualität des entstehenden Restsees Zwenkau unabdingbar, da bei einer Sättigung des Kippenkörpers auch zunehmend ein diffusiver Elementaustausch stattfindet, der auf Grund des Mangels an geologischem Puffermaterial trotz einer Flutung mit pH-neutralem Fremdwasser zu einer stetigen Versauerung des Restsees führt (GELLER *et al.* 2000). Für den Senftenberger See – ein vor etwa 30 Jahren geflutetes Tagebaurestloch – konnte in Modellrechnungen eine in rund 10 Jahren beginnende Beeinflussung des Seewassers durch einen aus dem Kippenkörper stammenden Zufluß prognostiziert werden (WERNER *et al.* 2001).

Ebenso dürfen die Erosionseffekte während und nach der Flutung des Tagebaurestloches, insbesondere im Randbereich des Kippengeländes, nicht vernachlässigt werden. Beispielsweise könnten bei einer Wellenerosion Rutschungen innerhalb der Kippe auftreten, was zu einem weiteren Aciditäts- und Eluationseintrag führen würde. Auf diese Weise wäre auch noch viele Jahre nach der Flutung eine Verschlechterung der Wasserqualität möglich. Berechnungen für den Tagebau Zwenkau haben ergeben, daß sich bei einer mittleren Acidität der Kippen von etwa 3,7 mmol(eq)/100g (ABEL *et al.* 2000) ein erosionsinduzierter Stoffstrom von etwa 3,33 bis 14,8 kmol(eq)/ha·a ergibt.

Um die Erosion zu verringern, wäre unter anderem eine Pflanzenbewachung des Kippengeländes bzw. der Böschungsbereiche am Rand des Tagebaus nötig (STOLLE 1993). Die hohen pflanzentoxischen Spurenelementbelastungen, die lokal stark variierenden Wasser-Verhältnisse und der Mangel an Nährstoffen schränkt ein Pflanzenwachstum jedoch stark ein (z.B. TISCHEW *et al.* 1995; KIRMER & MAHN 1996). Zur dauerhaften Stabilisierung der Kippen erscheinen vergleichsweise schnellwachsende Gräser und Sträucher mit einer guten Bodenbindungskapazität am geeignetsten. Die Wurzeln der Pflanzen spielen beim Abfangen des Regenwassers, der Evapotranspiration und der Porendruckreduktion eine wesentliche Rolle. Eine geschlossene Vegetationsdecke könnte so die Intensität des Niederschlages reduzieren, die Austrocknung des Bodens verzögern und vor Winderosion schützen. Weiterhin sollten die Böschungen am Rand des Tagebaus durch eine Abflachung zusätzlich stabilisiert werden.

8. Zusammenfassung

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden die im Tagebau Zwenkau ablaufenden hydro- und geochemischen Prozesse, welche verschiedene chemische, petrographische und gefügemäßige Veränderungen der Kippensedimente und letztlich der gesamten Tagebaulandschaft nach sich ziehen, untersucht.

Um die Braunkohle abzubauen, wurden in der Vergangenheit gewaltige Mengen Abraum – im wesentlichen quartäre und tertiäre Sedimente der Böhlener Schichten – umgelagert, wobei eine typische Förderbrückenkippenlandschaft entstand. Durch die Verkippungstechnologie wurden die unterschiedlichen Materialmischungen der Vorfelddimente in willkürlicher Verteilung in den Kippen abgelagert, so daß es bereits vom Beginn der Schüttung an zu einer primären Heterogenisierung der Sedimente kam. Auftretende Winde und Niederschläge führten im Laufe der Zeit zu einer Fraktionierung bzw. sekundären Heterogenisierung der Oberflächensedimente, in deren Folge sich die feineren Bestandteile, Tone und Schluffe, in den Schwemmfächen zwischen den einzelnen Rippen ablagerten, während gröbere Kiese auf dem Top und an den Hängen verblieben. Auch in den ältesten Kippen kann dieser Fraktionierungsprozeß noch beobachtet werden. Die so gebildete Kippenlandschaft zeichnet sich durch ein lockeres, ungleichkörniges und unsortiertes Gefüge mit einem hohen Porenanteil, einem breiten Kornspektrum und einer sehr geringen Wasseraufnahmefähigkeit aus.

Gleichzeitig setzt innerhalb weniger Tage nach der Verkippung die Ausbildung einer Oxidationsfront an der Kippenoberfläche in Richtung zum Kippenkörperinneren ein, deren Ursache im wesentlichen in der Oxidation des Pyrits zu finden ist. Bei der Pyritverwitterung kommt es neben der Freisetzung von Eisen hauptsächlich zur Bildung von Schwefelsäure, welche wiederum Folgereaktionen auslöst. Die dabei stattfindende Milieuerschiebung führt zu teilweise drastischen Veränderungen der geochemischen Situation. So sinkt der pH-Wert der Sedimente innerhalb weniger Wochen von einem annähernd neutralen Niveau auf etwa 2 bis 3 und erreicht einen Sättigungsbereich, der bis hin zu den ältesten Kippen stabil bleibt. Auf Grund des Mangels an pufferfähigen Mineralen und der vergleichsweise übermäßigen Säurekonzentration werden die typischen Puffersysteme (Karbonat- bis Eisenpufferung) rasch durchbrochen.

Entsprechend verändert sich der primäre Mineralbestand der Kippensedimente. Mit Ausnahme einiger Karbonatkonkretionen in den älteren Kippenbereichen des Tagebaus werden die Karbonatminerale, soweit sie in den Vorfelddimenten vorhanden waren, vollständig zerstört. Weitere Minerale, wie etwa Glaukonit, Feldspäte, Kaolinit und Muskovit/Illit können der Säurebelastung nur schwer standhalten. Ihre Zerstörung schreitet mit dem Alter der Kippen weiter voran. Das Hauptmineral Quarz verbleibt weitgehend unverändert.

Eine geochemische Analyse der Elementsignaturen der Kippensedimente ergab innerhalb einer großen Schwankungsbreite ein relativ einheitliches Bild. Die Kippen sind derart heterogen, daß keine elementsignifikanten Unterscheidungsmerkmale hinsichtlich des Alters der Kippen und der Tiefe des Probenahmeortes beobachtet werden konnten. Durch die Versauerung des Kippenkörpers kommt es bereits innerhalb weniger Tage zu einer massiven, teilweise sogar vollständigen Freisetzung der leicht mobilisierbaren Elemente. Während auftretendes Regenwasser die mobilisierten Ionen an der Oberfläche des Kippenkörpers aufnimmt und auf Grund der nahezu nicht vorhandenen Versickerung mit in die Schwemmflächen abtransportiert, liegen sie im Inneren der Kippen auch nach einer Lagerungszeit von mehreren Jahren im wesentlichen noch ortstreu in den Porenlösungen der Sedimente vor.

Die zwischen den Rippen abgelagerten feinkörnigen Bestandteile der Sedimente wirken wasserstauend, so daß sich die von den Kippenoberflächen abfließenden Niederschläge unter Bildung von Erosionsrinnen in den Schwemmflächen sammeln und schließlich kleinere Seen entstehen. Derartige Kippenseen weisen durch den Stoffeintrag der Kippenoberfläche (Schwefelsäure, mobilisierte Ionen und feinkörnige Sedimentanteile) ebenfalls ein stark saures Milieu auf. Da der mittlere Niederschlag im Raum Zwenkau geringer ist als die Verdunstung, generieren Evaporationseffekte eine zusätzliche Aufkonzentration der Kippenwässer. In einem Vergleich der hydrochemischen Analysen des Niederschlages und der Kippenseen konnte nochmals der massive Stoffeintrag aus der Förderbrückenkippe, durch die Auswirkungen der Pyritverwitterung geprägt, nachgewiesen werden.

Je nach dem Grad der Versauerung bzw. dem Alter der Kippe und den lokalen geo- und hydrochemischen Gegebenheiten formieren sich metastabile sekundäre Mineralphasen. Sowohl auf dem Kippenkörper als auch in den Porenräumen der Sedimente wurden Gips, Jarosit und Eisenhydroxid nachgewiesen. Während der Gips bevorzugt rosettenartig auskristallisiert, bilden die Eisenhydroxide nur eine amorphe Phase, die sich in einer Art Mantel um die vorhandenen Mineralkörner lagert. Auf diese Weise verzögert sich die weitere Verwitterung, was auch erklärt, warum selbst in den ältesten Kippen noch Pyritkristalle beobachtet werden können. Neben den autochthonen Mineralausfällungen im Kippenkörper treten auch allochthone Sekundärmineralbildungen und Mineralumbildungen, wie etwa Gips, Jarosit, Eisenhydroxid, Ferrihydrit und Schwertmannit, in den Naßbereichen des Kippengeländes auf. Die sekundären Mineralphasen dienen auch als Zwischenspeicher für einen Teil der freigesetzten Schwermetalle.

Auf Grund der niedrigen pH-Werte der Kippensedimente und den damit verbundenen hohen Konzentrationen an freigesetzten Elementen und Verbindungen gestaltet sich eine Flutung des Tagebaurestloches schwierig. Die Sulfat- und Eisenionen sowie Säure und Schwermetalle werden durch die Zufuhr von Wasser gelöst, mobilisiert und abtransportiert, was neben der Kontamination des Grundwasserleiters auch einen weiteren Wechsel des Chemismus im Tagebaurestloch nach sich zieht. Diese erneute Alteration der gesamten Mineralverteilung kann durch eine beschleunigte Flutung mittels Fremdwässer verringert werden, da es dann durch die bindigen Materialien im Tagebau zu einem Versiegelungseffekt der Kippe kommt. Ein Pflanzenbewuchs der freiliegenden Kippen- und Böschungsbereiche reduziert die Wahrscheinlichkeit von Erosionseffekten, welche einen zusätzlichen Aciditäts- und Eluationseintrag generieren würden.

9. Literaturverzeichnis

- ABEL, A., MICHEL, A., & ZARTL, A. (1998): Prognosemöglichkeiten der stark-niederschlagsbedingten Böschungserosion von Tagebaurestseen: Massenabtrag und Stoffmobilisierung.- Proceedings DGFZ, **13**, 199-207.
- ABEL, A., MICHEL, A., ZARTL, A. & WERNER, F. (2000): Impact of erosion-transported overburden dump materials on water quality in Lake Cospuden evolved from a former open cast lignite mine south of Leipzig, Germany.- Environm. Geol., **39**, 683-688.
- AHONEN, L. & TUOVINEN, O. H. (1989): Microbiological oxidation of ferrous iron at low temperatures.- Appl. Environ. Microbiol., **2**, 312-316.
- ALLOWAY, B. J. & AYRES, D. C. (1996): Schadstoffe in der Umwelt.- 382 S., Heidelberg, Berlin, Oxford (Spektrum).
- ALPERS, C. N. & BLOWES, D. W. (1994): Environmental geochemistry of sulfide oxidation.- ACS Symposium, Washington, D.C. Series **550**, 659 S.
- APPELO, C. A. & POSTMA, D. (1994): Geochemistry, groundwater and pollution.- 2. Aufl., 536 S. Rotterdam (Balkema).
- BAAS BECKING, L. G. M., KAPLAN, I. R. & MOORE, D. (1960): Limits of the natural environment in terms of pH and oxidation-reductions potentials.- J. Geol., **68**, 243-284.
- BALL, T. K., NICHOLSON, R. A. & PEACHEY, D. (1983): Effects to meteorological variables on certain soil gases used to detect buried ore deposits.- Trans. Inst. Min. Metall., **92**, 183-190.
- BARON, D. & PALMER, C. D. (1996): Solubility of jarosite at 4 - 35°C.- Geochim. Cosmochim. Acta, **60**, 185-195.
- BAUMANN, T. (2000): persönliche Mitteilung.
- BELLMANN, H.-J. (1976): Zur Geologie und Mineralogie der Abraumschichten der Braunkohle in der Leipziger Bucht südlich von Leipzig.- Diss. Univ. Freiberg, 188 S.
- BELLMANN, H.-J., BERNHARDT, W., EISSMANN, L., HOFFMANN, K., JUNGE, F. W., MÜLLER, A. & RUDOLPH, A. (1994): Die geologischen Verhältnisse in der Zentralen Leipziger Tieflandsbucht.- In Eissmann, L. & Litt, T.: Das Quartär Mitteldeutschlands.- Altenburger Naturwissenschaftliche Forschungen, **7**, 307-324.

- BELLMANN, H.-J., PILOT, J. & RÖSLER, H. J. (1977): Untersuchungen zur Petrographie und Genese von Karbonatkonkretionen im braunkohlenführenden Oligozän der Leipziger Bucht.- *Z. Angew. Geol.*, **23**, 334-341.
- BELLMANN, H.-J., RÖSLER, H. J. & STARKE, R. (1984): Faziesdifferenzierung und Tonmineralbestand der oligozänen Schichten in der Leipziger Bucht.- *Z. geol. Wiss.*, **12**, 409-418.
- BENDER, H. (1934): Über den Gehalt der Bodenluft an Radiumemanation.- *Gerlands Beitr. Geophys.*, **41**, 401-415.
- BENDER, F. (Hrsg.) (1981): *Angewandte Geowissenschaften*, Bd. 1.- 628 S., Stuttgart (Enke).
- BERGGREN, W. A., KENT, D. V., SWISHER, C. C. & AUBRY, M.-P. (1995): A revised cenozoic geochronology and chronostratigraphy.- In Berggren, W. A., Kent, D. V., Aubry, M.-P. & Hardenbol, J. (eds.): *Geochronology, time scales and global stratigraphic correlation*, Society for Sedimentary Geology, **54**, 129-212.
- BERKNER, A. (1997): Der Südraum Leipzig - Strukturwandel und Landschaftsveränderungen.- *ARGOS*, Sonderausgabe Braunkohle, 44-47.
- BEYER, W. (1964): Zur Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit von Kiesen und Sanden aus der Kornverteilung.- *Wasserwirtschaft - Wassertechnik (WTW)*, 165-169.
- BIALAS, Z. & KLECZKOWSKI, A. S. (1970): O przdydatnosciniektorych wzorow empirycznych dla okreslenia wspoLczynnika filtracji k (Über den Gebrauch von einigen empirischen Formeln zur Bestimmung des Durchlässigkeitskoeffizienten k).- *Archiwum Hydrotechniki (Warschau)* 17.3.1979, 405-417, mit englischer Zusammenfassung.
- BIGHAM, J. M., CARLSON, L. & MURAD, E. (1994): Schwertmannite, a new iron oxyhydroxysulphate from Pyhäsalmi, Finland, and other localities.- *Mineral. Mag.*, **59**, 641-648.
- BIGHAM, J. M. & MURAD, E. (1997): Mineralogy of ochre deposits formed by the oxidation of iron sulfide minerals.- *Advances in GeoEcology*, **30**, 193-225.
- BIGHAM, J. M., SCHWERTMANN, U. & PFAB, G. (1996a): Influence of pH on mineral speciation in a bioreactor simulating acid mine drainage.- *Applied Geochem.*, **11**, 845-849.
- BIGHAM, J. M., SCHWERTMANN, U., TRAINA, S. J., WINLAND, R. L. & WOLF, M. (1996b): Schwertmannite and the chemical modeling of iron in acid sulfate waters.- *Geochim. Cosmochim. Acta*, **60**, 2111-2121.
- BÖTTCHER, J. & STREBEL, O. (1988): Spatial variability of groundwater solute concentrations at the water table under arable land and coniferous forest.- *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, **151**, 185-203.

-
- BOREK, S. L. (1994): Effect of humidity on pyrite oxidation.- In Alpers, C. N. & Blowes, D. W. (eds.): Environmental geochemistry of sulfide oxidation.- ACS Symposium, Washington, D.C. Series **550**, 31-44.
- BOZAU, E. (1995): Zum atmosphärischen Stoffeintrag in das Osterzgebirge.- Diss. Univ. Heidelberg, 102 S.
- BROWN, J. B. (1971): Jarosite-Goethite stabilities at 25 °C, 1 Atm.- Mineral. Deposita, **6**, 245-252.
- BRUEGGEMANN, E. & ROLLE, W. (1998): Changes of some components of precipitation in East Germany after the unification.- Water, Air, and Soil Pollution, **107**, 1-23.
- BRÜMMER, G. W., GERTH, J., & HERMS, U. (1986): Heavy metal species, mobility and availability in soil.- Z. Pflanzenernähr. Bodenk., **149**, 382-398.
- BRÜMMER, G., TILLER, K. G., HERMS, U. & CLAYTON, P. M. (1983): Adsorption - desorption and/or precipitation - dissolution processes of zinc in soils.- Geoderma, **31**, 337-354.
- BRÜSCHKE, K., PLESSOW, A., KITTSTEINER, M. & HEINRICH, H. (1999): Herkunft und Lösungsverhalten von Spurenelementen in Sicker- und Porenwässern im Tagebaubereich Zwenkau/Cospuden.- UFZ-Berichte, **25/1999**, 107-116.
- CARSTENSEN, A. (1999): persönliche Mitteilung.
- CAMPELL, R. (1981): Mikrobielle Ökologie.- 239 S., Weinheim (Akademie Verlag).
- CARUCCIO, F. T., HOSSNER, L. R. & GEIDEL, G. (1988): Pyritic materials: acid drainage, soil acidity, and liming.- In Hossner, L. R. (ed.): Reclamation of surface-mined lands, 159-189, Boca Rato, Fla. (CRC Press).
- CESNOVAR, R. (2001): Mineralogische Signaturen des Abraums in Cospuden und Zwenkau.- Diss. Univ. Heidelberg, eingereicht.
- CESNOVAR, R. & PENTINGHAUS, H. J. (2000): Flooding of the central German lignite mining dumps may cause severe groundwater contamination.- In Rammelmaier, D., Mederer, J., Oberthür, Th., Heimann, R. B. & Pentinghaus, H. (Hrsg.): Applied Mineralogy, 495-498.
- CHRISTOPH, G. (1999): Modellstudien zum Aufsättigungsprozeß der Kippe Zwenkau/Cospuden.- UFZ-Berichte, **25/1999**, 40-51.
- DIN 18 123 (1996): Untersuchung von Bodenproben; Bestimmung der Korngrößenverteilung.- Normenausschuß Bauwesen im Deutschen Institut für Normung (DIN), Berlin (Beuth-Verlag).
- DIN 18 125-2 (1986): Bestimmung der Dichte des Bodens, Feldversuche.- Normenausschuß Bauwesen im Deutschen Institut für Normung (DIN), Berlin (Beuth-Verlag).

- DIN 18 130-1 (1998): Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitsbeiwertes, Teil 1: Laborversuche.- Normenausschuß Bauwesen im Deutschen Institut für Normung (DIN), Berlin (Beuth-Verlag).
- DIN 19 684-1 (1997): Bodenbeschaffenheit, Bestimmung des pH-Wertes.- Normenausschuß Bauwesen im Deutschen Institut für Normung (DIN), Berlin (Beuth-Verlag).
- DIN 38 409-3 (1997): Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H), Bestimmung des gesamten organisch gebundenen Kohlenstoffs.- Normenausschuß Bauwesen im Deutschen Institut für Normung (DIN), Berlin (Beuth-Verlag).
- DIN 38 414-4 (1984): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung.- Normenausschuß Bauwesen im Deutschen Institut für Normung (DIN), Berlin (Beuth-Verlag).
- DIN 51724-2 (1979): Bestimmung des Schwefelgehaltes, Bindungsarten.- Normenausschuß Bauwesen im Deutschen Institut für Normung (DIN), Berlin (Beuth-Verlag).
- DOHRMANN, H. (2000): Untersuchungen zu hydraulischen und hydrochemischen Prozessen im Initialstadium bindiger Mischbodenkippen des Mitteldeutschen Braunkohlenreviers.- Diss. Univ. Leipzig, 136 S.
- DORSCHNER, E. (1965): Setzungsverlauf an Tagebaukippen des Braunkohlenbergbaus und dessen Einflußfaktoren.- Diss. Bergakademie Freiberg, 111 S.
- DVWK-Schriften (1990): Methodensammlung zur Auswertung und Darstellung von Grundwasserbeschaffenheitsdaten.- 216 S. H. 89, Hamburg, Berlin (Parey).
- DVWK (1992): Regeln zur Wasserwirtschaft. Entnahme und Untersuchungsumfang von Grundwasserproben.- 128/1992, Hamburg, Berlin (Parey).
- EGGLESTON, C. M., EHRHARDT, J.-J. & STUMM, W. (1996): Surface structural controls on pyrite oxidation kinetics: An XPS-UPS, STM, and modeling study.- *Am. Mineralogist*, **81**, 1036-1056.
- EHRlich, H. L. (1998): Geomicrobiology: its significance for geology.- *Earth-Science Reviews*, **45**, 45-60.
- EISSMANN, L. (1970): Geologie des Bezirkes Leipzig - Eine Übersicht.- *Natura regionis Lipsiensis*, **1/2**, 1-174.
- EISSMANN, L. (1994a): Leitfaden der Geologie des Prätertiärs im Saale-Elbe-Gebiet.- In Eissmann, L. & Litt, T.: *Das Quartär Mitteldeutschlands*.- *Altenburger Naturwissenschaftliche Forschungen*, **7**, 11-53.
- EISSMANN, L. (1994b): Grundzüge der Quartärgeologie Mitteldeutschlands (Sachsen, Sachsen-Anhalt, Südbrandenburg, Thüringen).- In Eissmann, L. & Litt, T.: *Das Quartär Mitteldeutschlands*.- *Altenburger Naturwissenschaftliche Forschungen*, **7**, 55-135.

-
- ENGERT, P. (1957): Der prätertiäre Untergrund von Nordwestsachsen und seine Tektonik.- Ber. Geol. Ges. DDR, **2**, Berlin.
- EVANGELOU, V. P. (1998): Pyrite chemistry: The key for abatement of acid mine drainage.- In Geller, W., Klapper, H. & Salomons, W. (eds.): Acidic mining lakes, 197-222, Berlin, Heidelberg, New York (Springer).
- FOOS, A. (1997): Geochemical modeling of coal mine drainage, Summit County, Ohio.- Env. Geol., **31**, 205-210.
- FURTAK, H. & LANGGUTH, H. R. (1967): Zur hydrochemischen Kennzeichnung von Grundwässern und Grundwassertypen mittels Kennzahlen.- Mem. IAH-Congress, 1965, VII: 86-96.
- GELLER, W., FRIESE, K., HERZSPRUNG, P., KRINGEL, R., SCHIMMELE, M., SCHULTZE, M., WENDT-POTTHOFF, K. & WÖLFL, S. (2000): Geogene Versauerung von Tagebaugewässern.- In Guderian, R. & Gunkel, G. (Hrsg.): Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie, Bd. 3A Aquatische Systeme, Berlin, Heidelberg, New York (Springer).
- GELLER, W., KLAPPER, H. & SALOMONS, W. (eds.) (1995): Acidic mining lakes, 435 S., Berlin, Heidelberg, New York (Springer).
- GELLER, W., KLAPPER, H. & SCHULTZE, M. (1998): Natural and anthropogenic sulfuric acidification of lakes.- In Geller, W., Klapper, H. & Salomons, W. (eds.): Acidic mining lakes, 3-14, Berlin, Heidelberg, New York (Springer).
- GEORGII, H.-W. (1965): Untersuchungen über Ausregnen und Auswaschen atmosphärischer Spurenstoffe durch Wolken und Niederschlag.- Ber. Dt. Wetterd., **14**, 100: 23 S., Offenbach/M. (Deutscher Wetterdienst).
- GLÄSSER, W. (1995): Das gestörte Grundwasserregime im Südraum von Leipzig.- Beiträge zu Lehre und Forschung, Hochschule für Technik, Wirtschaft und Kultur Leipzig (HTWK)-Sonderheft, 6-8.
- GLÄSSER, W. (1997): Geologische und hydrogeologische Verhältnisse des Südraumes Leipzig und deren Veränderungen durch den Braunkohlenbergbau.- In Ring, I.(Hrsg.): Nachhaltige Entwicklung in Industrie- und Bergbauregionen - Eine Chance für den Südraum Leipzig ?, 41-51, Stuttgart, Leipzig (Teubner).
- GLÄSSER, W. (1999): persönliche Mitteilung.
- GLÄSSER, W., CHRISTOPH, G. STRAUCH, G. & WOHNLICH, S. (2002): Umwelteinflüsse des Braunkohlenbergbaus.- in Vorbereitung, Stuttgart (Thieme).
- GLÄSSER, W., LAZIK, D. & WITZKE, T. (1997): Versuche zur Simulation der Sekundärmineralbildung auf Kippenmaterial eines Braunkohlentagebaus im nördlichen Weißeisterbecken.- Europ. J. Mineral., H. 9, S. 121.

- GOLDHABER, M. B. (1983): Experimental study of metastable sulfur oxyanion formation during pyrite oxidation at pH 6-9 and 30°C.- *Am. J. Sci.*, **283**, 193-217.
- GÖTTLICHER, J. & GASHAROVA, B. (2000): Interactions of iron and sulfur bearing solid phases with water in surface coal mining pits and acidic mining lakes.- In Rammelmair, D., Mederer, J., Oberthür, Th., Heimann, R. B. & Pentinghaus, H. (Hrsg.): *Applied Mineralogy*, 557-560.
- GOULD, W. D., BECHARD, G. & LORTIE, L. (1994): The nature and role of microorganisms in the tailings environment.- In Jambor, J. L. & Blowes, D. W. (eds.): *Short course handbook on the environmental geochemistry of sulfide mine wastes*, Mineralogical Ass. Canada, Waterloo Ontario, **22**, 185-200.
- GRÜTZMACHER, G. (2001): Untersuchungen zur Grundwassergüteentwicklung in der Bergbaufolgelandschaft am Beispiel der Braunkohletagebaue Goitsche und Gröbern.- Diss. Freie Univ. Berlin, 109 S.
- HARTGE, K. H. & HORN, R. (1989): *Einführung in die Bodenphysik*.- 304 S., Stuttgart (Enke).
- HAZEN, A. (1893): Some physical properties of sand and gravels with special reference to their use in filtration.- *Ann. Rep. Mass. State Bd. Health*, **24**, 541-556.
- HENNINGSSEN, D. & KATZUNG, G. (1992): *Einführung in die Geologie Deutschlands*.- 4., neu bearb. u. erw. Aufl., 228 S., Stuttgart (Enke).
- HENRION, R. & HENRION, G. (1995): *Multivariate Datenanalyse: Methodik und Anwendung in der Chemie und verwandten Gebieten*.- 261 S., Berlin (Springer).
- HEYER, J. (1990): *Der Kreislauf des Methans*.- 250 S., Berlin (Akademie).
- HÖLSCHER, J., GERTSMEIER, A. & ROST, J. (1993): Wirkungen des Eintrages von Säurebildnern aus der Atmosphäre auf Gewässer in Niedersachsen.- *Braunschweiger Grundwasserkolloquium*, 203-220.
- HÖLTING, B. (1996): *Hydrogeologie*.- 5. Aufl., 441 S., Stuttgart (Enke).
- HOFFMANN, G. (1991): *Methodenbuch - Die Untersuchung von Böden*.- Bd. 1, 4. Neubearb. Aufl., Darmstadt (VDLUFA-Verlag).
- JOHANNESSON, K. H. & LYONS, W. B. (1995): Rare-earth element geochemistry of Colour Lake, an acidic freshwater lake on Axel Heiberg Island, Canada.- *Chem. Geol.*, **119**, 209-223.
- JOHANNESSON, K. H., LYONS, W. B., YELKEN, M. A., GAUDETTE, H. E. & STETZENBACH, K. J. (1996): Geochemistry of rare-earth elements in hypersaline and dilute acidic terrestrial waters: Complexation behaviour and middle rare-earth element enrichments.- *Chem. Geol.*, **133**, 125-144.

-
- JOHNSON, C. A. & THORNTON, I. (1987): Hydrogeological and chemical factors controlling the concentrations of Fe, Cu, Zn, and As in a river system contaminated by acid mine drainage.- *Water Res.*, **21**, 359-365.
- JOLAS, P. (1974): Probleme der angewandten Bodenmechanik bei der Stabilisierung von Förderbrückenkuppen in der marinen mitteloligozänen Fazies der Leipziger Bucht.- Diss. Bergakademie Freiberg, 227 S.
- KAUFMANN, H., KRÜGER, G., REIN, B., SEGL, K., MÜLLER, A., REINHÄCKEL, G., GLÄSSER, W., WIEGAND, U., VOLK, P. & SCHRADER, D. (1999): Luft- und bodengestützte spektrometrische Untersuchungen zur Differenzierung reaktiv veränderter Braunkohlentagebauegebiete in Mitteldeutschland.- Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben 02WB9667/5 des BMBF, 169 S.
- KIRMER, A. & MAHN, E.-G. (1996): Verschiedene Methoden zu Initiierung von naturnaher Vegetationsentwicklung auf unterschiedlichen Böschungsstandorten in einem Braunkohlentagebau - Erste Ergebnisse.- *Verh. Ges. Ökologie*, **26**, 377-385.
- KITTSTEINER, M. (1998): Mineralogisch-geochemische Charakterisierung und Elementmassenbilanzierung pyrithaltiger Sedimente aus den Braunkohlentagebauen Zwenkau und Garzweiler.- unveröffent., Diplomarbeit, Univ. Göttingen, 69 S.
- KLAPPER, H. & SCHULTZE, M. (1995): Geogenically acidified mining lakes - living conditions and possibilities of restoration.- *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, **80**, 639-653.
- KLOKE, A. (1980): Richtwerte 80: Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden.- *Mitt. VDLUFA*, H. 1-3, 9-11.
- KLUSMANN, R. W. & WEBSTER, J. D. (1981): Meteorological noise in crustal gas emission and relevance to geochemical exploration.- *J. Geochem. Expl.*, **15**, 63-76.
- KNÖLLER, K. (2000): Anwendung stabiler Umweltisotope zur Bewertung hydrochemischer Zustände und Prozesse in Folgelandschaften des Braunkohlenbergbaus.- Diss. Univ. Leipzig, 153 S.
- KÖHLER, R. & HERZOG, G. (1962): Vergleichende Untersuchungen mit zwei verschiedenen Enslingeräten zur Bestimmung der maximalen Wasseraufnahmefähigkeit bindiger Erdstoffe.- *Z. Angew. Geol.*, **8**, 144-147.
- KÖLLING, M. (1990): Modellierung geochemischer Prozesse in Sickerwasser und Grundwasser.- *Berichte Fachbereich Geowissenschaften, Univ. Bremen*, **8**, 135 S.
- KÖLLING, M. (2000): Comparison of different methods for redox potential determination in natural waters.- In Schüring, J., Schulz, H. D., Fischer, W. R., Böttcher, J. & Duijnsveld, W. H. M. (eds.): *Redox - Fundamentals, Processes and Applications*, 42-54, Berlin, Heidelberg (Springer).
- KÖRSCHENS, M., SCHULZ, E. & BEHM, R. (1990): Heißwasserlöslicher C und N im Boden als Kriterium für das N-Nachlieferungsvermögen.- *Zentralbl. Mikrobiol.*, **145**, 305-311.

- KRINGEL, R. (1998): Untersuchungen zur Verminderung von Auswirkungen der Pyritoxidation in Abraumsedimenten des Rheinischen Braunkohlenreviers auf die Chemie des Grundwassers.- Diss. Univ. Bochum, 176 S.
- KRÜGER, G. (1999): Quantitative Analyse mitteldeutscher Braunkohlenabraumkippen mit Reflexionsspektrometrischen Methoden (0,4 - 2,5 μm).- Diss. Univ. Potsdam, 119 S.
- KRÜGER, P. (1973): Die Verteilung der Schwefelisotope in sedimentären Eisensulfiden unter Berücksichtigung der Redoxbeziehungen im Bildungsraum.- Abh. Zentr. Geol. Inst., H. 19, 170 S.
- KUBIZ, J. (1964): Mineralogical study of the groups alunite-jarosite.- Polish Academy of science, Commission of Geological Sciences, 90 S.
- KUNTZE, H., HERMS, U. & PLUQUET, E. (1984): Schwermetalle in Böden - Bewertung und Gegenmaßnahmen.- Geol. Jb., **A 75**, 715-736.
- LAUER, D., GERATS, M., HELBIG, I., SOMMER, D., MARSKI, R., HOFFMANN, R. & OEHME, W.-D. (1979): Ergebnisbericht Braunkohle Cospuden.- GFE Freiberg, unveröffentlicht.
- LEHMANN, R. (1997): Das Engagement der LMBV für die Revitalisierung.- ARGOS, Sonderausgabe Braunkohle, 6-10.
- LMBV (1995): Rehabilitierung des Wasserhaushaltes im Braunkohlenrevier Mitteldeutschlands.- 86 S., Berlin.
- LMBV (2000): Wasserwirtschaftliches Planungskonzept.
- MATSCHAK, H. (1969): Beiträge zur Strukturforschung an Tagebaukippen.- Bergbautechnik, **19**, 287-293.
- MATSCHAK, H. & RIETSCHEL, A. (1965): Wasseraufnahmefähigkeit und Ansauggeschwindigkeit kohärenter Tagebauböden als Ursache ihrer Konsistenzänderung.- Freiburger Forschungshefte, **A 362**, 7-23.
- MATSCHAK, H. & WALDE, M. (1968): Versickerungs- und Feuchtigkeitsmessungen in den Tagebaukippen.- Bergbautechnik, **18**, 620-625.
- MATTHESS, G. (1990): Die Beschaffenheit des Grundwassers.- 2., überarb. u. erw. Aufl., 498 S., Berlin, Stuttgart (Borntraeger).
- MEYER, G. (1950): Der Einfluß der geologischen Strukturen im Meuselwitz-Bornaer Braunkohlenrevier auf Planung und Abbau.- Freiburger Forschungshefte, **1**, 49-51.
- MIBRAG (1997): Tagebau Zwenkau.- Prospekt, Öffentlichkeitsarbeit, Zeitz.
- MICHEL, G. (1960): Hydrogeologie des Weißelsterbeckens.- Freiburger Forschungshefte, **C94**, 128 S., Berlin (Akademie-Verlag).

-
- MILLS, A. L. (1985): Acid mine waste drainage: microbial impact on the recovery of soil and water ecosystems.- In Tate, R. L. & Klein, D. A. (eds.): Soil reclamation processes, 35-80, New York (Marcel Dekker).
- MOSES, C. O., NORDSTROM, D. K., HERMAN, J. S., & MILLS, A. L. (1987): Aqueous pyrite oxidation by dissolved oxygen and ferric iron.- *Geochim. Cosmochim. Acta*, **51**, 1561-1571.
- MÜLLER, G. (1965): *Bodenbiologie*.- 889 S., Jena (Fischer).
- NEFF, K. H. (1959): Über die Messung der Wasseraufnahmefähigkeit ungleichförmig bindender anorganischer Bodenarten in einer neuen Ausführung des Enslingerätes.- *Bau-technik*, **36**, S. 415.
- NICHOLSON, R. V. (1994): Iron sulfide oxidation mechanisms: Laboratory studies.- In Jambor, J. L. & Blowes, D. W. (eds.): Short course handbook on the environmental geochemistry of sulfide mine wastes, Mineralogical Ass. Canada, Waterloo Ontario, **22**, 163-183.
- NICHOLSON, R. V., GILLHAM, R. W. & REARDON, E. L. (1990): Pyrite oxidation in carbonate buffered solution: 2. rate control by oxide coatings.- *Geochim. Cosmochim. Acta*, **54**, 395-402.
- NITZSCHE, H.-M., GLÄSER, H. R. & SCHRECK, M. (1999): Faseroptische Temperaturmessungen und gasisotopische Untersuchungen auf der Innenflurkuppe des Tagebaurestloches Cospuden.- In *UFZ Berichte* **25/1999**, 154-161.
- NORDSTROM, D. K. (1982): Aqueous pyrite oxidation and the consequent forming of secondary iron minerals.- In Hossner, L. R. (ed.): Acid sulfate weathering, Soil Science Society of America, Chapter 3, 37-56.
- OBERMANN, P. & WISOTZKY, F. (1998): Auswirkungen der Pyritoxidation im Bereich des Braunkohlentagebaus Garzweiler auf die Qualität des Kippengrundwassers - Möglichkeiten und Maßnahmen der Qualitätsverbesserung.- *Dt. Gewässerkundliche Mitt.*, **42**, 234-240.
- PARKHURST, D. L. (1995): Users guide to PHREEQC - a computer program for speciation, reactions-path, advective-transport, and inverse geochemical calculation.- 143 S., Lakewood, Colorado (U.S. Geological Survey).
- PIETSCH, W. (1979): Klassifizierung und Nutzungsmöglichkeiten der Tagebaugewässer des Lausitzer Braunkohlen-Revieres.- *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung*, **19**, 187-215.
- PFLUG, W. (Hrsg.) (1998): *Braunkohlentagebau und Rekultivierung*.- 1068 S., Berlin, Heidelberg, New York (Springer).
- PLESSOW, A. J. (1999): Verfahren zur Bestimmung der Migrationsformen von Spurenelementen in Sickerwässern und Porenlösungen sulfidhaltiger Abraumhalden.- *Diss. Univ. Göttingen*, 157 S.

- PREIN, A. (1994): Sauerstoffzufuhr als limitierender Faktor für die Pyritverwitterung in Abraumkippen von Braunkohlentagebauen.- Mitt. Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und Landwirtschaftlichen Wasserbau, Univ. Hannover, **79**, 128 S.
- PRENZEL, J. (1985): Verlauf und Ursachen der Bodenversauerung.- Z. dt. geol. Ges., **136**, 293-302.
- PRINZ, H. (1997): Abriß der Ingenieurgeologie.- 3. Neub. u. erw. Aufl., 546 S., Stuttgart (Enke).
- REINHÄCKEL, G. (1999): Quantitative Analyse von Braunkohlenabraumkippen mit labor-spektroskopischen Infrarot-Messungen (2,5 - 14 μm) und Fernerkundungsdaten (DAIS 7915/ASTER).- Diss. Univ. München, 171 S.
- REINHÄCKEL, G., SCHRADER, D., KRÜGER, G., STROBL, P., MÜLLER, A., VOLK, P., WIEGAND, U., GLÄSSER, W. & KAUFMANN, H. (2000): Analyse des Thermalverhaltens und der stofflichen Zusammensetzung der Förderbrückenkippe Zwenkau mit Fernerkundungsdaten.- Braunkohle, **52**, 63-70.
- REINHOLD, M., SCHNEIDER, B. & LEEFHELM, H. (1985): Ergebnisbericht Braunkohlerkundung Eythra, Teil Hydrogeologie.- VE BKK Bitterfeld.
- ROLAND, W., CHMIELEWSKI, R., WAGNER, H. & GRÜNEWALD, U. (1998): Ergebnisse von Felduntersuchungen zur Pyritverwitterung am Beispiel eines aktiven Tagebaus der Lausitz.- GBL-Heft, **5**, 48-56, Stuttgart (Schweizerbart).
- ROSE, S. & ELLIOTT, W. C. (2000): The effects of pH regulation upon the release of sulfate from ferric precipitates formed in acid mine drainage.- Applied Geochem., **15**, 27-34.
- RÜDE, T. R., BARTH, A., PIETSCH, R., SURWALD, F. & REGENSPURG, S. (2000): Chemistry of the acidic waters of the Rötelsbach, Zillertaler Alps, and the precipitation of iron oxides.- In Rammelmair, D., Mederer, J., Oberthür, Th., Heimann, R. B. & Pentinghaus, H.: Applied Mineralogy, 667-670.
- SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (1992): Lehrbuch der Bodenkunde.- 13. Aufl., 491 S., Stuttgart (Enke).
- SHELLMANN, W. (1959): Experimentelle Untersuchungen über die sedimentäre Bildung von Goethit und Hämatit.- Chem. d. Erde, **20**, 104-135.
- SCHRECK, P. & GLÄSSER, W. (1998): Regional geology of the lignite mining district in Eastern Germany.- In Geller, W., Klapper, H. & Salomons, W. (eds.): Acidic Mining Lakes, 15-21, Berlin, Heidelberg, New York (Springer).
- SCHULTZE, E. & MUHS, H. (1967): Bodenuntersuchungen für Ingenieurbauten.- 2. Neub. u. erw. Aufl., 722 S., Berlin, Heidelberg, New York (Springer).
- SCHUSTER, A. (2000): persönliche Mitteilung.

-
- SCHWERTMANN, U. (1969): Die Bildung von Eisenoxidmineralen.- Fortschritte der Mineralogie, **46**, 274-285.
- SCHWERTMANN, U. & CORNELL, R. M. (1991): Iron oxides in the laboratory.- 137 S., Weinheim (VHC).
- SEIM, R. & TISCHENDORF, G. (1990): Grundlagen der Geochemie.- 632 S., Leipzig (Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie).
- SIGG, L. & STUMM, W. (1994): Aquatische Chemie.- 4. Aufl., Zürich, Stuttgart (Teubner).
- SINGER, P. C. & STUMM, W. (1970): Acidic mine drainage: The rate-determination step.- Science, **167**, 1121-1123.
- SIEWERS, U. & ROOSTAI, A. (1990): Schwermetallbilanz aus Immissionen und geogenem Anteil im Einzugsgebiet der Sösetalsperre/Harz.- Ber. Forschungszentr. Waldökosysteme B19, Göttingen.
- STEINBERG, C. E. W., FYSON, A., TOTSCHKE, O. & NIXDORF, B. (2000): Entsauerung von Tagebaurestseen durch kontrollierte Eutrophierung: Mesokosmen Experimente.- UFZ-Berichte, **6/2000**, 43-47.
- STICHER, H. (1993): Allgemeine Bodenkunde.- Institut für Terrestrische Ökologie der Eidgenössischen TH Zürich (Skript).
- STOLLE, M. (1993): Verhinderung von Erosions- und Deflationserscheinungen in Bergbaufolgelandschaften durch Initiierung biozönotischer Grundstrukturen zum Aufbau stabiler Ökosysteme.- Ministerium für Umwelt und Naturschutz des Landes Sachsen-Anhalt, Forschungsber., 101 S.
- STUMM, W. & MORGAN, J. (1996): Aquatic chemistry.- 3. Aufl., 1022 S., New York (Wiley).
- SWEDLUND, P. J. & WEBSTER, J. G. (2001): Cu and Zn ternary surface complex formation with SO₄ on ferrihydrite and schwertmannite.- Applied Geochem., **16**, 503-511.
- THURMAN, E. M. (1985): Organic geochemistry of natural waters.- 497 S., Dordrecht, Boston, Lancaster (Nijhoff/Junk).
- TISCHEW, S., MAHN, E.-G. & SCHMIEDEKNECHT, A. (1995): Von der Natur lernen - Reaktivierung von Bergbaufolgelandschaften.- Landschaftsarchitektur, **4**, 22-25.
- TSCHESCHLOK, H. (1999): Ingenieurgeologisch-geotechnische Probleme im Zusammenhang mit der Sanierung von Tagebauen und ihrer Nachnutzung.- Ber. 12. Nat. Tagung Ingenieurgeol., 1-8.
- TUOVINEN, O. H. & KELLY, D. P. (1972): Biology of Thiobacillus ferrooxidans in relation to the microbiological leaching of sulphide ores.- Z. Allgem. Mikrobiologie, **12**, 311-346.

- TVO (1990): Verordnung über Trinkwasser und über Wasser für Lebensmittelbetriebe.- BGB I.I S. 2612, Bonn, Köln (Bundesanzeiger Verlagsges. mbH).
- UBA-Bericht (Hrsg.) (1992): Daten zur Umwelt 1990/91.- Berlin (Schmidt).
- UBA-Bericht (Hrsg.) (1993): Umweltforschungsbericht 1990 - 1993.- KOMAG, Berlin.
- ULRICH, B. (1981a): Die Rolle der Wälder für die Wassergüte unter dem Einfluß des sauren Niederschlags.- Agrarspektrum, **1**, 212-231.
- ULRICH, B. (1981b): Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand.- Z. Pflanzenernähr. Bodenk., **144**, 289-305.
- VEIT, U., PETZOLD, B. & PIEHL, H.-D. (1987): Klimadaten der Deutschen Demokratischen Republik.- Bd. 14, Klimatologische Normalwerte 1951/80, 111 S., Potsdam.
- VOIGT, H. J. (1990): Hydrogeochemie.- 310 S., Berlin (Springer).
- WEDEPOHL, K. H. (1967): Geochemie.- 220 S., Berlin (de Gruyter).
- WEGNER, G. (1999): persönliche Mitteilung.
- WEHRLI, B. (1990): Redox reactions of metal ions at mineral surface.- In Stumm, W. (Hrsg.): Aquatic chemical kinetics, 311-334, New York (Wiley).
- WERNER, F., BILEK, F. & LUCKNER, L. (2001): Implications from predicted hydrologic changes on Lake Senftenberg by means of water- and reactive mass budget calculations.- Mine Water and Environment, eingereicht.
- WESSOLEK, G. & FAHRENHORST, C. (1994): Immobilization of heavy metals in a polluted soil of sewage farm by application of a modified alumino-silikate: a laboratory and numerical displacement study.- Soil Technology, **7**, 221-232.
- WIEGAND, U. (1999): Untersuchungsergebnisse zum Versickerungsverhalten im Tagebau Zwenkau.- Schriftenreihe der Deutschen Geologischen Gesellschaft, H. 9, 150-151.
- WIEGAND, U. & KRÜGER, G. (1999): Geochemische und mineralogische Charakterisierung von Kippensedimenten des Tagebaus Zwenkau - zeitabhängige Betrachtungen.- UFZ-Berichte, **25/1999**, 117-126.
- WIEGAND, U. (2000): Untersuchungen zu hydro- und geochemischen Prozessen im Bereich von Braunkohlentagebaukippen in Mitteldeutschland.- In Wippermann, T. (Hrsg.): Bergbau und Umwelt: GUG-Schriftenreihe Geowissenschaften und Umwelt, 137-150.
- WIEGAND, U., LAZIK, D. & GLÄSSER, W. (2000): Mineralogical development of dump sediments in Central-German lignite pits.- In Rammelmaier, D., Mederer, J., Oberthür, Th., Heimann, R. B. & Pentinghaus, H. (Hrsg.): Applied Mineralogy, 701-704.
- WILLIAMSON, M. & RIMSTIDT, D. (1994): The kinetics and electrochemical rate-determining step of aqueous pyrite oxidation.- Geochim. Cosmochim. Acta, **58**, 5443-5454.

-
- WISCHMEIER, W. H. & SMITH, D. D. (1978): Predicting rainfall erosion losses - a guide to conservation planing.- USDA Agric. Handbook, **537**, 1-58, Washington.
- WISOTZKY, F. (1994): Untersuchungen zur Pyritoxidation in Sedimenten des Rheinischen Braunkohlenreviers und deren Auswirkungen auf die Chemie des Grundwassers.- Bes. Mitt. Dt. Gewässerkl. Jb., **58**, 153 S.
- WISOTZKY, F. (1996): Hydrochemische Reaktionen im Sicker- und Grundwasserbereich von Braunkohlentagebaukippen.- Grundwasser, **2**, 129-136.
- WISOTZKY, F. & OBERMANN, P. (1995): Hydrochemie der Pyritoxidation am Beispiel des Rheinischen Braunkohlereviers.- In Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (Hrsg.): Grundwassergüteentwicklung in den Braunkohlegebieten der Neuen Länder, 167-183, Leipzig.
- WISOTZKY, F. & OBERMANN, P. (2001): Acid mine groundwater in lignite overburden dumps and its prevention – the Rhineland lignite mining area (Germany).- Ecological Engineering, **17**, 115-123.
- WORM, R. (1986): Das gaskinetische Verhalten von Radon unter dem Einfluß von Bodenwasser in Lockergesteinen über verdeckten Uranvorkommen.- Diss. Technische Univ. Berlin, 199 S.
- WUNDERLY, M. D., BLOWES, D. W., FRIND, E. O. & PTACEK, C. J. (1996): Sulfide mineral oxidation and subsequent reactive transport products in mine tailings impoundments: a numerical model.- Water Resources Research, **32**, 3173-3187.
- WURL, J., MÜNCH, U. & SCHIRRMEISTER, W. (1997): Hydrogeologische Typisierungen unter besonderer Berücksichtigung montanhydrogeologischer Einheiten in der Niederlausitz.- GBL-Heft, **4**, 56-63, Stuttgart (Schweizerbart).
- YU, J.-Y., HEO, B., CHOI, J.-P. & CHANG, H.-W. (1999): Apparent solubilities of schwertmannite and ferrihydrite in a natural stream waters polluted by mine drainage.- Geochim. Cosmochim. Acta, **63**, 3407-3416.

A. Anhang

A.1. Probenahmepunkte

Sedimente und Bodenluft

Probe	Koordinaten		Kippung [Jahr]	Alter [Jahr]
	Rechtswert	Hochwert		
T1/T2	-	-	1997	0
T3/T4	-	-	1996	1
T5/T6	-	-	1994	3
T7/T8	-	-	1993	4
T9/T10	-	-	1992	5
T11/T12	-	-	1991	6
ZwAa	4519430	5678352	1994	3
ZwAb	4519417	5678305	1995	2
ZwAc	4519436	5678265	1995	2
ZwAd	4519437	5678236	1995	2
ZwAe	4519443	5678206	1995	2
ZwAf	4519397	5678144	1995	2
ZwAg	4519403	5678103	1995	2
ZwAh	4519377	5678062	1995	2
ZwAi	4519367	5678036	1995/96	2
ZwAj	4519348	5678018	1995/96	2
ZwAk	4519306	5677997	1996	1
ZwAl	4519291	5677967	1996	1
ZwAm	4519300	5677919	1996	1
ZwAn	4519150	5677823	1996	1
Zwa	4519480	5678565	1993/94	4
Zwb	4519460	5678445	1994	4
Zwc	4519500	5676700	1998	1 Woche
Zwc2	4519500	5676700	1998	3 Wochen
Zwc3	4519500	5676700	1998	4 Wochen
Zwc4	4519500	5676700	1998	6 Wochen
Zwc5	4519500	5676700	1998	14 Wochen
Zwc6	4519500	5676700	1998	27 Wochen
Zwc7	4519500	5676700	1998	35 Wochen

Probe	Koordinaten		Kippung [Jahr]	Alter [Jahr]
	Rechtswert	Hochwert		
Zwi	4519909	5678973	1991/92	6
Zwi2	4519905	5678965	1991/92	6
Zwj	4519995	5678831	1991/92	5
Zwm	4520244	5679296	1991	6
Zwo	4521436	5678257	1990	8
Zwp	4521020	5678090	1990	8
Zwp2	4521020	5678965	1990	8
Zwu	4522282	5678463	1985	13
Zwv	4523291	5678366	1981	17
Zww	4522986	5678333	1983	15
Zwx	4519173	5677755	1996	1
Zwz	4519216	5677713	1996	1
ZwT1	4519358	5678292	1995	2
ZwT2	4519358	5678292	1995	2
ZwT3	4519358	5678292	1995	2
ZwT4	4519358	5678292	1995	2
ZwT5	4519358	5678292	1995	2
Zw1	4519970	5679206	1991	6

Wasser

Probe	Koordinaten		Wasserart
	Rechtswert	Hochwert	
Zw 1	4519402	5678000	Kippenwasser
Zw 2	4519465	5677975	Kippenwasser
Zw 3	4522200	5678070	Grundwasser
Zw 4	4519085	5677800	Kippenwasser
Zw 5	4511995	5678831	Kippenwasser
Zw 6	4520250	5679800	Grundwasser
Zw 7	4519545	5678400	Kippenwasser
Zw 8	4521874	5678560	Kippenwasser
Zw 9	4522986	5678333	Kippenwasser
Zw 10	4519475	5678550	Kippenwasser

A.2. Nachweisgrenzen

chemische Analysen der Sedimente				
Element	Einheit	RFA	thermisch	IRMS
SiO ₂	[μg/g]	60		
TiO ₂	[μg/g]	35		
Al ₂ O ₃	[μg/g]	50		
Fe ₂ O ₃	[μg/g]	20		
MgO	[μg/g]	80		
CaO	[μg/g]	30		
Na ₂ O	[μg/g]	100		
K ₂ O	[μg/g]	30		
S	[μg/g]	200		
P ₂ O ₅	[μg/g]	50		
Mn	[μg/g]	10		
As	[μg/g]	2		
Ba	[μg/g]	10		
Br	[μg/g]	2		
Cd	[μg/g]	2		
Cl	[μg/g]	10		
Cr	[μg/g]	10		
Co	[μg/g]	5		
Cu	[μg/g]	5		
Mo	[μg/g]	2		
Nb	[μg/g]	2		
Ni	[μg/g]	5		
Pb	[μg/g]	2		
Sb	[μg/g]	2		
Sn	[μg/g]	2		
Sr	[μg/g]	2		
Th	[μg/g]	2		
U	[μg/g]	2		
V	[μg/g]	5		
W	[μg/g]	2		
Y	[μg/g]	2		
Zn	[μg/g]	2		
Zr	[μg/g]	2		
C _t	[%]		0.05	
δ ¹³ C	[Promille]			0,1

Eluate			
Element	IC [mg/l]	AAS [mg/l]	ICP-AES [mg/l]
Cl ⁻	0,5		
Br ⁻	0,5		
NO ₂ ⁻	0.1		
NO ₃ ⁻	1		
SO ₄ ²⁻	0.5		
Na ⁺		0.1	
K ⁺			1,4
Mg ²⁺			0.1
Ca ²⁺			0.1
Al ³⁺			0.1
Mn ²⁺			0.1
Fe _{ges}			0.1
As			0,8
B			0,5
Ba			0,4
Cd			0,5
Cr			0,5
Co			0,2
Cu			0,4
Li			0.1
Mo			0,5
Ni			0,8
P			1
Pb			1
Si			0.1
Sn			0,2
Sr			0.1
Ti			0,1
V			0,6
Zn			0.1
Zr			0,2

Regen-, Grund- und Kippenwässer						
Element	IC [mg/l]	Photometrie [mg/l]	AAS [mg/l]	ICP-AES [mg/l]	Titration [mg/l]	thermisch [mg/l]
Cl ⁻	0,5					
Br ⁻	0,05					
NO ₃ ⁻	0,1					
SO ₄ ²⁻	0,5					
HCO ₃ ⁻					0,5	
F ⁻	0,1					
NH ₄ ⁺		0.01				
Na ⁺			0,1			
K ⁺				0,5		
Mg ²⁺				0,02		
Ca ²⁺				0,05		
Al ³⁺				0,1		
Mn ²⁺				0,02		
Fe _{ges}				0,05		
As				0,14		
B				0,05		
Ba				0,01		
Cd				0,05		
Cr				0,05		
Co				0,02		
Cu				0,04		
Li				0,05		
Mo				0,05		
Ni				0,08		
P				0,1		
Pb				0,1		
Si				0,1		
Sr				0,01		
Ti				0,13		
V				0,06		
Zn				0,03		
Zr				0,02		
DOC						0.5

A.3. Sedimente

Physikalische und petrographische Daten

Probe Nr.	Entnahmetiefe	Kornverteilung			
		Kies [%]	Sand [%]	Schluff [%]	Ton [%]
T1	OF	0,7	12,1	51,5	35,7
T2	1m	1,3	12,9	27,3	58,5
T3	OF	8,2	11,3	63,4	17,1
T4	1m	9,5	6,6	40,9	43,0
T5	OF	0,9	36,3	47,9	14,9
T6	1m	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
T7	OF	13,1	35,5	31,4	20,0
T8	1m	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
T9	OF	2,7	13,3	45,5	38,5
T10	1m	6,1	20,6	52,0	21,3
T11	OF	0,4	13,0	56,1	30,5
T12	1m	5,1	9,9	51,4	33,6
ZwAc	OF	8,6	12,4	44,1	34,9
ZwAc	1m	7,9	14,4	42,6	35,1
ZwAe	OF	13,0	38,4	27,6	21
ZwAe	1m	28,2	49,3	9,2	13,3
ZwAj	OF	2,9	18,6	50,1	28,4
ZwAj	1m	3,4	15,5	44,4	36,7
ZwAk	OF	1,1	11,6	43,6	43,7
ZwAk	1m	5,2	12,5	47,5	34,8
ZwAm	OF	2,7	8,7	44,4	44,2
ZwAm	1m	3,9	14,0	38,9	43,2
Zwi	OF	6,2	18,1	53,6	22,1
Zwi	1m	1,1	10,8	59,8	28,3
Zwi2	OF	1,7	36,3	36,1	25,9
Zwi2	1m	0,8	22,1	44,7	32,4
Zwm	OF	35,3	38,4	12,6	13,7
Zwm	1m	48,7	31,5	14,5	5,3
Zwz	OF	5,1	49,9	54,6	25,4
Zwz	1m	4,1	17,9	42,3	35,7
ZwT1	OF	12,6	17,4	60,7	9,3
ZwT1	1m	2,6	18,8	41,2	37,4
ZwT2	OF	12,5	32,8	42,6	12,1
ZwT2	1m	7,2	17,2	50,2	25,4
ZwT3	OF	17,0	25,2	40,5	17,3
ZwT3	1m	4,9	17,2	41,3	36,6
ZwT4	OF	8,2	23,6	52,9	15,3
ZwT4	1m	0,4	18,0	49,1	32,5
ZwT5	OF	0,5	22,5	46,8	30,2
ZwT5	1m	1,1	6,7	55,0	37,2
Zw1	OF	36,6	43,1	11,1	9,2
Zw1	1m	25,0	32,2	20,8	22,0

A. Anhang

Probe Nr.	Entnahme	Farbe	pH-Wert	Pufferkapaz. [mmol]	Kalkbedarf CaO [dt/ha]	Eh-Wert [mV]
T1	OF	dunkelgraubraun	4,3	0,01	n.b.	n.b.
T2	1m	dunkelgrau	3,9	0,01	n.b.	n.b.
T3	OF	dunkelgrau	1,7	n.b.	n.b.	n.b.
T4	1m	dunkelgrau	1,6	n.b.	n.b.	n.b.
T5	OF	dunkelgrau	1,6	n.b.	n.b.	n.b.
T6	1m	graubraun	1,7	n.b.	n.b.	n.b.
T7	OF	graubraun	1,7	n.b.	n.b.	n.b.
T8	1m	dunkelgraubraun	1,5	n.b.	n.b.	n.b.
T9	OF	dunkelgraubraun	2,0	n.b.	n.b.	n.b.
T10	1m	graubraun	1,8	n.b.	n.b.	n.b.
T11	OF	graubraun	2,0	n.b.	n.b.	n.b.
T12	1m	graubraun	1,8	n.b.	n.b.	n.b.
ZwAa	OF	dunkelbraungrau	2,1	n.b.	n.b.	n.b.
ZwAa	1m	dunkelbraungrau	2,0	n.b.	n.b.	n.b.
ZwAb	OF	dunkelbraungrau	2,1	n.b.	>140	n.b.
ZwAb	1m	dunkelbraungrau	1,8	n.b.	>140	n.b.
ZwAc	OF	braungrau	2,3	n.b.	n.b.	n.b.
ZwAc	1m	braungrau	2,3	n.b.	n.b.	n.b.
ZwAd	OF	hellbraungrau	2,3	n.b.	n.b.	n.b.
ZwAd	1m	braungrau-grünlich	2,1	n.b.	n.b.	n.b.
ZwAe	OF	dunkelbraungrau	1,9	n.b.	>140	n.b.
ZwAe	1m	dunkelbraungrau	1,9	n.b.	>140	n.b.
ZwAf	OF	dunkelbraungrau	2,0	n.b.	>140	n.b.
ZwAf	1m	dunkelbraungrau	2,5	n.b.	>140	n.b.
ZwAg	OF	dunkelbraungrau	2,1	n.b.	n.b.	n.b.
ZwAg	1m	dunkelbraungrau	3,2	n.b.	n.b.	n.b.
ZwAh	OF	dunkelbraungrau	2,2	n.b.	n.b.	n.b.
ZwAh	1m	braungrau	2,1	n.b.	n.b.	n.b.
ZwAi	OF	hellbraungrau	2,1	n.b.	n.b.	n.b.
ZwAi	1m	dunkelbraungrau	2,7	n.b.	n.b.	n.b.
ZwAj	OF	hellbraungrau	2,0	n.b.	n.b.	n.b.
ZwAj	1m	braungrau	2,8	n.b.	n.b.	n.b.
ZwAk	OF	dunkelbraungrau	2,0	n.b.	>140	n.b.
ZwAk	1m	dunkelbraungrau	1,9	n.b.	>140	n.b.
ZwAl	OF	dunkelbraungrau	2,2	n.b.	n.b.	n.b.
ZwAl	1m	dunkelbraungrau	2,2	n.b.	n.b.	n.b.
ZwAm	OF	dunkelbraungrau	2,1	n.b.	n.b.	n.b.
ZwAm	1m	rotgrau	2,1	n.b.	n.b.	n.b.
ZwAn	OF	schwarzbraungrau	2,2	n.b.	n.b.	n.b.
ZwAn	1m	rötlichgrau	2,1	n.b.	n.b.	n.b.
Zwa	OF	ocker	3,6	n.b.	n.b.	468
Zwa	1m	ocker	3,5	n.b.	n.b.	490
Zwa	2m	dunkelocker	3,2	n.b.	n.b.	535
Zwb	OF	braungrau	2,1	n.b.	n.b.	503
Zwb	1m	braungrau	2,0	n.b.	n.b.	573
Zwb	2m	dunkelgrau	2,1	n.b.	n.b.	346
Zwc	OF	dunkelgrau	5,7	0,035	n.b.	214
Zwc	1m	dunkelgrau	5,7	0,04	n.b.	188

Leitfähigkeit. [mS/cm]	Wasser- aufn.- fähigkeit. [%]	Dichte [g/cm ³]	Poren- volumen [%]	k _f -Wert [m/s]
1,48	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
1,51	-	n.b.	n.b.	n.b.
1,75	44,1	n.b.	n.b.	n.b.
4,96	40,5	n.b.	n.b.	n.b.
2,24	26,5	n.b.	n.b.	n.b.
3,76	27,3	n.b.	n.b.	n.b.
1,90	32,4	n.b.	n.b.	n.b.
6,01	18,8	n.b.	n.b.	n.b.
3,22	40,9	n.b.	n.b.	n.b.
4,82	39,3	n.b.	n.b.	n.b.
3,04	28,9	n.b.	n.b.	n.b.
3,86	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
n.b.	n.b.	1,27	52,1	3,4*10 ⁻⁵
n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
n.b.	n.b.	1,44	47,7	5,0*10 ⁻⁵
n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
3,03	n.b.	1,43	45,9	3,9*10 ⁻⁵
3,70	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
n.b.	47,2	1,30	50,9	2,2*10 ⁻⁵
n.b.	17,9	n.b.	n.b.	n.b.
n.b.	13,7	1,20	54,6	2,2*10 ⁻⁴
n.b.	29,4	n.b.	n.b.	n.b.
n.b.	n.b.	1,27	51,5	8,4*10 ⁻⁶
n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
n.b.	n.b.	1,35	48,9	3,5*10 ⁻⁵
n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
n.b.	n.b.	1,32	50,3	5,6*10 ⁻⁶
n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
3,11	n.b.	1,47	44,4	9,6*10 ⁻⁶
2,33	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
4,52	n.b.	1,27	52,3	1,1*10 ⁻⁶
1,93	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
n.b.	n.b.	1,29	51,2	2,5*10 ⁻⁵
n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
2,70	n.b.	1,43	46,1	5,5*10 ⁻⁵
3,62	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
n.b.	n.b.	1,35	48,9	2,7*10 ⁻⁵
n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
n.b.	n.b.	1,39	47,5	3,8*10 ⁻⁵
n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
n.b.	22,1	1,66	37,5	3,5*10 ⁻⁵
n.b.	30,6	n.b.	n.b.	n.b.
n.b.	23,1	n.b.	n.b.	n.b.
n.b.	37,6	1,41	46,6	1,8*10 ⁻⁵
n.b.	45,1	n.b.	n.b.	n.b.
n.b.	43,7	n.b.	n.b.	n.b.
n.b.	46,1	1,97	25,5	3,0*10 ⁻⁵
n.b.	36,4	n.b.	n.b.	n.b.

A. Anhang

Probe Nr.	Entnahme	Farbe	pH-Wert	Pufferkapaz. [mmol]	Kalkbedarf CaO [dt/ha]	Eh-Wert [mV]
Zwc2	OF		4,7	0,02	n.b.	n.b.
Zwc2	1m		5,3	0,03	n.b.	n.b.
Zwc3	OF		4,8	0,05	n.b.	271
Zwc3	1m		5,4	0,055	n.b.	238
Zwc4	OF		3,7	n.b.	n.b.	326
Zwc4	1m		4,8	n.b.	n.b.	262
Zwc5	OF		2,5	n.b.	n.b.	431
Zwc5	1m		2,8	n.b.	n.b.	364
Zwc6	OF		2,4	n.b.	n.b.	446
Zwc6	1m		3,8	n.b.	n.b.	248
Zwc7	OF		2,1	n.b.	n.b.	478
Zwc7	1m		4,0	n.b.	n.b.	344
Zwi	OF	hellbraungrau	2,3	n.b.	>140	n.b.
Zwi	1m	schwarzbraun	2,1	n.b.	>140	n.b.
Zwi2	OF	hellbraungrau	2,6	n.b.	140	n.b.
Zwi2	1m	gelbgraubraun	2,6	n.b.	>140	n.b.
Zwj	OF	hellgraubraun	2,0	n.b.	n.b.	n.b.
Zwj	1m	dunkelgrau	2,3	n.b.	n.b.	n.b.
Zwm	OF	dunkelocker	3,4	n.b.	30	n.b.
Zwm	1m	dunkelocker	3,5	n.b.	30	n.b.
Zwo	OF	n.b.	2,3	n.b.	n.b.	615
Zwo	1m	n.b.	2,5	n.b.	n.b.	448
Zwp	OF	n.b.	2,3	n.b.	n.b.	578
Zwp	1m	n.b.	2,5	n.b.	n.b.	n.b.
Zwp2	OF	n.b.	2,4	n.b.	n.b.	599
Zwp2	1m	n.b.	2,2	n.b.	n.b.	627
Zwu	OF	hellbraungrau	2,3	n.b.	n.b.	n.b.
Zwu	1m	dunkelbraungrau	2,2	n.b.	n.b.	n.b.
Zwv	OF	braungrau	2,2	n.b.	n.b.	n.b.
Zwv	1m	dunkelbraungrau	2,3	n.b.	n.b.	n.b.
Zww	OF	hellbraungrau	2,5	n.b.	n.b.	n.b.
Zww	1m	braungrau	2,4	n.b.	n.b.	n.b.
Zwx	OF	schwarzbraungrau	1,9	n.b.	>140	n.b.
Zwx	1m	schwarzbraungrau	1,9	n.b.	>140	n.b.
Zwz	OF	schwarzbraungrau	1,9	n.b.	>140	n.b.
Zwz	1m	schwarzbraungrau	2,0	n.b.	>140	n.b.
ZwT1	OF	graubraun	2,2	n.b.	>140	n.b.
ZwT1	1m	schwarzbraungrau	2,1	n.b.	>140	n.b.
ZwT2	OF	graubraun	2,2	n.b.	>140	n.b.
ZwT2	1m	schwarzbraungrau	2,0	n.b.	>140	n.b.
ZwT3	OF	schwarzbraungrau	2,2	n.b.	>140	n.b.
ZwT3	1m	schwarzbraungrau	2,1	n.b.	>140	n.b.
ZwT4	OF	schwarzbraungrau	2,0	n.b.	>140	n.b.
ZwT4	1m	dunkelgraubraun	2,2	n.b.	>140	n.b.
ZwT5	OF	dunkelgraubraun	2,1	n.b.	>140	n.b.
ZwT5	1m	schwarzbraungrau	2,1	n.b.	>140	n.b.
Zw1	OF	braungrau	2,8	n.b.	60	n.b.
Zw1	1m	braungrau	2,7	n.b.	90	n.b.

Leitfähigkeit. [mS/cm]	Wasser-aufn.-fähigkeit. [%]	Dichte [g/cm ³]	Porenvolumen [%]	k _f -Wert [m/s]
n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
3,0	10,1	1,32	50,2	1,8*10 ⁻⁵
5,06	45,2	n.b.	n.b.	n.b.
0,52	30,0	1,38	48,0	3,7*10 ⁻⁵
1,22	19,1	n.b.	n.b.	n.b.
4,31	n.b.	1,46	45,1	7,3*10 ⁻⁵
4,1	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
0,63	27,1	1,66	37,2	2,3*10 ⁻⁵
0,65	20,2	n.b.	n.b.	n.b.
n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
3,46	16,1	1,18	55,5	4,2*10 ⁻⁵
4,35	33,1	n.b.	n.b.	n.b.
4,89	14,9	1,17	56,0	3,7*10 ⁻⁵
4,7	15,0	n.b.	n.b.	n.b.
2,77	13,1	1,45	45,3	3,9*10 ⁻⁶
3,52	31,8	n.b.	n.b.	n.b.
n.b.	19,3	1,34	49,6	4,6*10 ⁻⁵
n.b.	20,4	n.b.	n.b.	n.b.
3,98	26,6	1,4	47,8	3,7*10 ⁻⁵
4,76	20,7	n.b.	n.b.	n.b.
1,81	n.b.	1,39	47,6	2,7*10 ⁻⁵
2,84	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
3,13	n.b.	1,46	44,8	1,1*10 ⁻⁵
4,21	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
2,28	n.b.	1,39	47,5	2,1*10 ⁻⁶
3,47	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
3,81	n.b.	1,24	53,0	1,4*10 ⁻⁵
4,45	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
2,51	n.b.	1,47	44,4	1,6*10 ⁻⁵
3,09	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
0,61	n.b.	1,27	52,1	4,1*10 ⁻⁵
1,70	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

Geochemische und mineralogische Daten

Probe	Entnahme	SiO ₂ [%]	TiO ₂ [%]	Al ₂ O ₃ [%]	Fe ₂ O ₃ [%]	MgO [%]	CaO [%]	Na ₂ O [%]	K ₂ O [%]	S [%]
T1	OF	74	0,85	7,1	3,2	0,4	0,46	0,11	1,2	1,6
T2	1m	71	1,0	8,3	3,1	0,46	0,56	0,09	1,3	1,5
T3	OF	70	0,94	9,8	3,2	0,78	0,23	0,13	1,9	0,96
T4	1m	60	0,89	11	5,1	1,1	0,73	0,12	1,9	2,4
T5	OF	76	0,69	5,6	2,1	0,31	0,45	0,09	1,0	1,7
T6	1m	78	0,57	3,3	1,5	0,17	0,59	0,04	0,4	2,3
T7	OF	68	0,77	8,6	4,4	0,7	0,47	0,23	1,8	1,6
T8	1m	55	0,51	5,5	4,5	0,64	1,1	0,13	1,2	4,0
T9	OF	72	0,75	7,2	4,4	0,77	0,87	0,23	1,6	2,1
T10	1m	68	0,6	6,7	4,4	0,84	0,77	0,21	1,4	2,7
T11	OF	70	0,79	9,4	4,0	0,88	0,75	0,17	1,9	1,5
T12	1m	67	0,76	9,8	4,4	11	0,89	0,16	1,9	1,7
ZwAa	OF	67	0,78	9,6	3,7	0,82	0,93	0,13	1,9	1,9
ZwAa	1m	64	0,72	8,4	4,5	0,87	0,76	0,12	1,7	3,1
ZwAb	OF	76	0,65	6,5	3,0	0,6	0,53	0,21	1,5	1,5
ZwAb	1m	67	0,66	4,9	2,4	0,39	0,97	0,09	0,79	3,0
ZwAc	OF	76	0,69	6,6	3,5	0,69	0,61	0,21	1,5	1,8
ZwAc	1m	71	0,74	7,6	4,0	0,82	0,73	0,2	1,7	2,1
ZwAd	OF	76	0,73	6,7	3,3	0,72	0,76	0,23	1,6	1,7
ZwAd	1m	67	0,69	7,4	4,1	0,82	0,81	0,17	1,6	2,9
ZwAe	OF	68	0,8	8,0	3,5	0,72	0,93	0,19	1,7	2,1
ZwAe	1m	64	0,77	7,8	4,4	0,9	0,9	0,17	1,6	2,9
ZwAg	OF	73	0,68	7,5	3,0	0,68	0,71	0,19	1,6	1,7
ZwAg	1m	73	0,68	6,6	4,0	0,76	0,71	0,19	1,5	2,4
ZwAh	OF	75	0,67	6,9	3,4	0,66	0,45	0,21	1,6	1,7
ZwAh	1m	70	0,7	7,5	4,0	0,82	0,69	0,19	1,6	2,3
ZwAi	OF	78	0,62	5,9	2,8	0,52	0,36	0,18	1,5	1,8
ZwAi	1m	71	0,75	8,2	4,2	0,81	0,57	0,18	1,7	2,1
ZwAj	OF	68	0,8	7,7	3,6	0,75	0,9	0,18	1,6	2,5
ZwAj	1m	74	0,69	6,8	4,1	0,8	0,61	0,2	1,5	2,1
ZwAk	OF	71	0,72	7,9	3,6	0,8	0,73	0,19	1,7	1,9
ZwAk	1m	66	0,78	7,7	3,8	0,76	0,86	0,19	1,5	2,7
ZwAl	OF	79	0,59	5,5	2,7	0,57	0,52	0,24	1,4	1,6
ZwAl	1m	73	0,67	6,3	3,7	0,75	0,69	0,22	1,5	2,4
ZwAm	OF	75	0,7	6,4	2,9	0,62	0,65	0,2	1,5	1,9
ZwAm	1m	72	0,7	6,3	3,8	0,71	0,68	0,2	1,5	2,7
ZwAn	OF	69	0,87	8,7	3,6	0,76	0,85	0,16	1,8	2,1
ZwAn	1m	63	1,1	11	3,5	0,63	0,87	0,12	1,6	2,3
Zwa	OF	81	0,57	8,6	2,6	0,69	0,29	0,52	2,6	0,18
Zwa	1m	81	0,68	7,9	3,0	0,74	0,37	0,4	2,0	0,4
Zwa	2m	84	0,54	6,8	2,2	0,51	0,32	0,42	2,1	0,27

Mn [$\mu\text{g/g}$]	Cl [$\mu\text{g/g}$]	Co [$\mu\text{g/g}$]	Ni [$\mu\text{g/g}$]	V [$\mu\text{g/g}$]	Cr [$\mu\text{g/g}$]	Mo [$\mu\text{g/g}$]	Sn [$\mu\text{g/g}$]	Zn [$\mu\text{g/g}$]	As [$\mu\text{g/g}$]	Br [$\mu\text{g/g}$]
123	20	8	19	79	58	5	8	39	18	3
130	22	8	20	87	72	6	5	44	18	3
65	21	6	12	85	82	10	4	27	13	6
184	16	14	48	106	78	10	4	60	22	7
60	15	7	9	53	47	5	11	20	18	3
69	27	5	9	57	28	2	9	26	11	< 2
84	30	6	14	105	64	6	8	40	27	3
154	32	9	20	92	53	12	4	46	29	3
120	20	4	12	87	57	9	4	33	21	5
161	23	10	18	88	55	8	3	43	19	4
92	30	6	15	101	73	8	6	63	24	5
115	20	5	22	108	75	9	4	50	20	7
100	< 10	4	16	119	83	16	n.b.	40	20	n.b.
154	< 10	8	22	102	68	11	n.b.	44	24	n.b.
84	15	8	13	90	61	8	3	33	16	4
100	20	8	11	71	50	5	9	28	15	2
107	< 10	5	10	83	61	8	n.b.	31	14	n.b.
131	< 10	8	13	92	63	8	n.b.	43	18	n.b.
107	< 10	3	11	87	70	8	n.b.	32	12	n.b.
154	< 10	6	17	94	64	6	n.b.	37	21	n.b.
70	15	8	11	96	73	10	4	35	20	6
170	15	10	24	103	70	9	3	47	20	6
69	< 10	7	12	101	70	12	n.b.	34	15	n.b.
154	< 10	8	13	93	66	7	n.b.	37	17	n.b.
85	< 10	5	12	84	63	8	n.b.	30	18	n.b.
146	< 10	9	18	85	60	8	n.b.	33	18	n.b.
77	< 10	5	9	72	54	8	n.b.	27	16	n.b.
138	< 10	5	19	98	74	10	n.b.	46	19	n.b.
100	< 10	8	16	94	65	9	n.b.	37	18	n.b.
169	< 10	6	15	87	68	7	n.b.	39	17	n.b.
123	15	9	14	97	71	9	3	42	18	7
162	20	10	20	89	73	7	3	39	20	4
92	< 10	5	8	80	50	7	n.b.	24	12	n.b.
146	< 10	6	14	70	67	7	n.b.	38	15	n.b.
85	< 10	3	11	83	71	8	n.b.	28	14	n.b.
146	< 10	6	15	78	62	7	n.b.	36	17	n.b.
84	< 10	6	16	101	79	10	n.b.	36	18	n.b.
123	< 10	6	18	91	79	8	n.b.	42	21	n.b.
107	n.b.	9	24	59	53	< 2	n.b.	44	7	n.b.
95	n.b.	7	25	67	62	2	n.b.	38	11	n.b.
77	n.b.	7	25	60	41	< 2	n.b.	32	8	n.b.

A. Anhang

Probe	Entnahme	SiO ₂ [%]	TiO ₂ [%]	Al ₂ O ₃ [%]	Fe ₂ O ₃ [%]	MgO [%]	CaO [%]	Na ₂ O [%]	K ₂ O [%]	S [%]
Zwb	OF	68	0,75	7,3	4,3	0,79	1,1	0,15	1,6	3,3
Zwb	1m	65	0,82	8,3	4,8	0,91	1,0	0,16	1,7	3,4
Zwb	2m	67	0,86	8,5	5,0	0,92	0,79	0,16	1,7	3,0
Zwc	OF	69	1,2	11	4,4	0,47	0,48	0,09	1,5	18
Zwc	1m	73	1,0	9,1	5,2	0,5	0,48	0,09	1,5	2,0
Zwi	OF	73	0,77	7,5	3,6	0,73	0,81	0,25	1,7	1,5
Zwi	1m	65	0,72	7,9	4,8	0,86	0,9	0,16	1,7	2,8
Zwi2	OF	85	0,31	4,3	2,0	0,34	0,08	0,14	1,3	0,55
Zwi2	1m	76	0,74	7,1	2,9	0,61	0,47	0,21	1,7	0,78
Zwj	OF	72	0,72	7,4	3,6	0,74	0,78	0,2	1,7	2,3
Zwj	1m	70	0,74	8,1	4,9	0,86	0,4	0,18	1,7	2,4
Zwm	OF	91	0,17	2,7	1,3	0,13	0,16	0,17	1,1	0,18
Zwm	1m	85	0,38	4,6	2,7	0,36	0,52	0,24	1,4	0,35
Zwo	OF	70	0,85	8,6	4,4	0,97	1,2	0,22	1,8	2,2
Zwo	1m	72	0,85	6,9	5,4	1,1	0,79	0,23	1,6	2,8
Zwu	OF	75	0,68	6,1	3,4	0,62	0,78	0,22	1,4	2,1
Zwu	1m	73	0,67	6,1	4,0	0,67	0,77	0,21	1,4	2,6
Zwv	OF	70	0,72	6,4	4,3	0,82	1,0	0,19	1,5	2,9
Zwv	1m	69	0,71	6,7	4,5	0,81	0,98	0,18	1,5	2,8
Zww	OF	78	0,67	5,5	3,1	0,61	0,94	0,24	1,4	1,3
Zww	1m	75	0,68	5,9	3,4	0,68	0,98	0,22	1,4	2,0
Zwx	OF	70	0,81	7,6	3,3	0,61	0,73	0,15	1,6	1,9
Zwx	1m	67	0,85	8,2	3,8	0,68	0,8	0,13	1,6	2,4
Zwz	OF	65	0,89	8,1	4,3	0,72	0,73	0,15	1,6	2,4
Zwz	1m	55	1,1	11	3,5	0,63	0,84	0,11	1,5	2,1
ZwT1	OF	67	0,83	10	3,9	0,8	0,29	0,16	1,9	1,1
ZwT1	1m	67	0,77	8,3	3,4	0,65	0,78	0,17	1,6	1,7
ZwT2	OF	69	0,72	7,2	4,0	0,74	0,76	0,2	1,6	2,1
ZwT2	1m	67	0,8	7,7	3,8	0,77	0,88	0,19	1,54	2,1
ZwT3	OF	70	0,72	7,5	3,9	0,71	0,55	0,23	1,7	1,5
ZwT3	1m	68	0,74	7,5	4,0	0,8	0,87	0,19	1,6	2,1
ZwT4	OF	66	0,74	7,6	2,8	0,54	0,69	0,15	1,4	1,8
ZwT4	1m	57	0,85	12	5,2	1,4	1,2	0,14	2,1	1,8
ZwT5	OF	64	0,83	10	3,7	0,71	0,23	0,15	1,7	1,4
ZwT5	1m	64	0,82	11	4,3	0,98	0,82	0,14	2,0	1,5
Zw1	OF	77	0,6	7,7	3,1	0,61	0,32	0,19	1,7	0,6
Zw1	1m	85	0,29	4,7	1,6	0,29	0,3	0,17	1,5	0,43

Mn [$\mu\text{g/g}$]	Cl [$\mu\text{g/g}$]	Co [$\mu\text{g/g}$]	Ni [$\mu\text{g/g}$]	V [$\mu\text{g/g}$]	Cr [$\mu\text{g/g}$]	Mo [$\mu\text{g/g}$]	Sn [$\mu\text{g/g}$]	Zn [$\mu\text{g/g}$]	As [$\mu\text{g/g}$]	Br [$\mu\text{g/g}$]
106	n.b.	8	18	88	68	11	n.b.	42	21	n.b.
130	n.b.	11	20	100	64	12	n.b.	47	23	n.b.
125	n.b.	9	21	104	83	10	n.b.	44	24	n.b.
100	n.b.	6	24	101	91	5	n.b.	50	32	n.b.
101	n.b.	10	22	98	69	3	n.b.	48	28	n.b.
80	15	7	10	107	73	9	3	33	22	5
118	15	9	18	119	70	9	4	39	31	5
27	20	3	6	90	52	6	2	23	20	4
48	20	7	8	88	63	9	2	27	19	5
92	< 10	3	14	94	66	8	n.b.	36	18	n.b.
160	< 10	9	22	107	70	10	n.b.	48	23	n.b.
38	20	7	4	41	5	< 2	< 2	19	5	< 2
84	30	8	11	57	31	< 2	< 2	27	10	< 2
89	n.b.	8	20	110	83	8	n.b.	46	19	n.b.
178	n.b.	10	20	98	76	5	n.b.	54	20	n.b.
90	< 10	8	12	100	66	7	n.b.	44	17	n.b.
115	< 10	10	18	92	66	7	n.b.	44	21	n.b.
146	< 10	9	18	94	66	6	n.b.	37	21	n.b.
139	< 10	7	20	104	68	9	n.b.	46	21	n.b.
77	< 10	2	18	83	79	6	n.b.	38	16	n.b.
100	< 10	6	15	89	71	6	n.b.	32	16	n.b.
100	15	7	9	90	74	9	3	30	17	5
131	20	10	18	103	73	10	3	41	19	6
154	20	8	20	86	65	9	3	37	18	5
124	20	6	25	100	85	10	3	45	19	6
62	25	6	15	102	81	11	4	33	23	9
77	20	6	14	98	61	8	4	37	21	5
120	20	7	18	98	57	8	4	35	19	6
134	25	6	17	96	64	9	4	38	19	5
138	20	6	13	85	65	7	3	34	17	4
139	15	8	18	93	62	10	4	36	18	5
74	20	6	11	90	63	5	5	29	20	4
167	20	8	30	142	100	23	4	50	20	13
52	25	5	11	105	78	10	4	30	24	8
107	20	8	20	116	85	13	6	45	20	10
53	25	6	10	95	55	6	2	33	18	3
44	25	8	7	62	26	2	3	20	8	2

A. Anhang

Probe	Entnahme	Rb [$\mu\text{g/g}$]	Sr [$\mu\text{g/g}$]	Ba [$\mu\text{g/g}$]	Zr [$\mu\text{g/g}$]	Pb [$\mu\text{g/g}$]	U [$\mu\text{g/g}$]	Cu [$\mu\text{g/g}$]	Y [$\mu\text{g/g}$]
T1	OF	42	42	185	456	9	3	10	n.b.
T2	1m	48	53	193	399	16	4	17	n.b.
T3	OF	70	54	230	389	14	2	12	n.b.
T4	1m	75	73	229	284	19	2	34	n.b.
T5	OF	36	42	150	441	8	3	6	n.b.
T6	1m	16	36	87	285	10	< 2	18	n.b.
T7	OF	64	69	230	418	14	< 2	21	n.b.
T8	1m	39	62	180	204	12	3	17	n.b.
T9	OF	54	80	260	427	8	4	6	n.b.
T10	1m	47	67	227	289	11	< 2	17	n.b.
T11	OF	71	66	233	413	13	2	31	n.b.
T12	1m	78	72	242	312	17	2	18	n.b.
ZwAa	OF	80	82	251	337	15	n.b.	15	16
ZwAa	1m	69	78	229	322	12	n.b.	17	19
ZwAb	OF	58	72	304	391	11	2	10	16
ZwAb	1m	34	79	146	366	9	3	8	17
ZwAc	OF	58	84	343	408	11	n.b.	7	16
ZwAc	1m	65	94	313	403	15	n.b.	14	18
ZwAd	OF	58	103	332	452	12	n.b.	8	14
ZwAd	1m	62	90	261	366	12	n.b.	11	19
ZwAe	OF	67	97	277	417	13	3	13	16
ZwAe	1m	65	96	272	382	11	5	13	21
ZwAg	OF	61	84	293	338	11	n.b.	12	15
ZwAg	1m	55	92	293	346	11	n.b.	11	18
ZwAh	OF	63	84	296	376	12	n.b.	6	13
ZwAh	1m	64	93	300	388	13	n.b.	11	20
ZwAi	OF	57	69	261	394	13	n.b.	8	15
ZwAi	1m	70	86	292	381	15	n.b.	15	15
ZwAj	OF	63	93	278	419	12	n.b.	16	19
ZwAj	1m	60	91	314	401	11	n.b.	13	19
ZwAk	OF	68	84	278	366	11	3	12	17
ZwAk	1m	63	94	281	370	11	2	12	20
ZwAl	OF	54	87	332	366	10	n.b.	8	13
ZwAl	1m	57	91	351	418	10	n.b.	9	16
ZwAm	OF	58	80	313	378	9	n.b.	9	15
ZwAm	1m	55	85	329	436	11	n.b.	11	19
ZwAn	OF	73	84	278	411	16	n.b.	15	17
ZwAn	1m	73	95	285	363	17	n.b.	15	21
Zwa	OF	80	60	320	300	18	n.b.	12	20
Zwa	1m	61	50	250	420	15	n.b.	11	18
Zwa	2m	60	45	248	302	15	n.b.	8	14

W [$\mu\text{g/g}$]	Th [$\mu\text{g/g}$]	Sb [$\mu\text{g/g}$]	Nb [$\mu\text{g/g}$]	C_t [%]
n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	3,7
n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	4,3
n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	3,8
n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	3,0
n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	4,0
n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	4,8
n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	2,9
n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	7,0
n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	1,5
n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	1,2
n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	1,6
n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	2,1
n.b.	3	n.b.	16	2,8
n.b.	7	n.b.	15	2,3
< 2	7	< 2	16	1,4
3	7	< 2	15	5,2
n.b.	6	n.b.	17	0,86
n.b.	6	n.b.	17	1,6
n.b.	5	n.b.	17	0,77
n.b.	6	n.b.	15	2,4
2	6	< 2	18	2,7
3	7	< 2	18	2,8
n.b.	5	n.b.	17	2,3
n.b.	7	n.b.	16	2,1
n.b.	6	n.b.	16	1,3
n.b.	8	n.b.	17	1,1
n.b.	5	n.b.	15	1,4
n.b.	8	n.b.	16	1,8
n.b.	5	n.b.	18	4,1
n.b.	6	n.b.	17	2,1
< 2	7	2	17	1,9
3	9	< 2	18	3,3
n.b.	6	n.b.	16	0,82
n.b.	6	n.b.	17	1,1
n.b.	4	n.b.	17	1,5
n.b.	8	n.b.	17	1,3
n.b.	8	n.b.	20	1,9
n.b.	7	n.b.	24	2,9
n.b.	n.b.	n.b.	12	0,34
n.b.	n.b.	n.b.	18	0,27
n.b.	n.b.	n.b.	13	0,18

Probe	Entnahme	Rb [$\mu\text{g/g}$]	Sr [$\mu\text{g/g}$]	Ba [$\mu\text{g/g}$]	Zr [$\mu\text{g/g}$]	Pb [$\mu\text{g/g}$]	U [$\mu\text{g/g}$]	Cu [$\mu\text{g/g}$]	Y [$\mu\text{g/g}$]
Zwb	OF	55	80	215	350	12	n.b.	11	20
Zwb	1m	61	84	222	348	14	n.b.	11	23
Zwb	2m	60	84	237	385	13	n.b.	10	22
Zwc	OF	60	54	228	37	17	n.b.	14	26
Zwc	1m	54	51	228	391	15	n.b.	12	22
Zwi	OF	67	94	313	480	10	< 2	8	17
Zwi	1m	68	74	264	372	11	3	10	21
Zwi2	OF	62	54	226	268	8	2	5	11
Zwi2	1m	67	74	281	427	8	3	6	15
Zwj	OF	63	84	272	398	13	n.b.	9	18
Zwj	1m	68	68	264	393	14	n.b.	15	27
Zwm	OF	42	42	213	80	6	< 2	2	5
Zwm	1m	51	63	276	205	6	< 2	6	9
Zwo	OF	65	95	285	404	15	n.b.	15	20
Zwo	1m	49	86	262	428	10	n.b.	13	28
Zwu	OF	56	100	346	390	14	n.b.	10	15
Zwu	1m	54	96	321	390	9	n.b.	11	17
Zwv	OF	59	96	242	383	13	n.b.	12	18
Zwv	1m	60	95	249	393	14	n.b.	11	18
Zww	OF	52	99	300	468	10	n.b.	12	14
Zww	1m	52	97	279	421	8	n.b.	12	15
Zwx	OF	63	71	250	379	12	< 2	12	16
Zwx	1m	67	81	256	415	13	4	15	19
Zwz	OF	64	73	229	393	8	4	10	21
Zwz	1m	73	96	267	309	21	2	10	20
ZwT1	OF	80	90	285	307	14	< 2	14	16
ZwT1	1m	67	91	265	340	12	2	10	16
ZwT2	OF	62	91	273	348	10	< 2	11	19
ZwT2	1m	63	93	263	385	12	3	10	19
ZwT3	OF	65	83	286	298	9	< 2	9	15
ZwT3	1m	64	95	296	387	10	2	10	18
ZwT4	OF	60	86	251	326	12	< 2	6	14
ZwT4	1m	92	113	280	301	17	6	18	22
ZwT5	OF	75	85	251	292	11	< 2	11	16
ZwT5	1m	85	92	255	318	14	2	17	18
Zw1	OF	72	62	268	258	12	< 2	6	13
Zw1	1m	60	46	234	120	11	< 2	3	9

W [$\mu\text{g/g}$]	Th [$\mu\text{g/g}$]	Sb [$\mu\text{g/g}$]	Nb [$\mu\text{g/g}$]	C_t [%]
n.b.	n.b.	n.b.	16	2,6
n.b.	n.b.	n.b.	18	3,4
n.b.	n.b.	n.b.	19	4,7
n.b.	n.b.	n.b.	24	3,0
n.b.	n.b.	n.b.	21	2,9
3	7	2	n.b.	1,0
< 2	10	2	n.b.	3,4
< 2	3	2	n.b.	1,2
2	6	2	n.b.	1,4
n.b.	6	n.b.	16	1,4
n.b.	9	n.b.	15	1,6
< 2	4	2	n.b.	0,33
< 2	5	2	10	0,26
n.b.	n.b.	n.b.	19	1,1
n.b.	n.b.	n.b.	20	1,1
n.b.	7	n.b.	16	0,84
n.b.	5	n.b.	16	1,0
n.b.	9	n.b.	17	0,8
n.b.	8	n.b.	17	1,0
n.b.	5	n.b.	16	0,54
n.b.	4	n.b.	16	0,85
3	6	2	19	2,9
2	9	2	20	3,4
4	8	2	20	3,2
4	7	< 2	n.b.	5,7
3	6	2	18	3,9
4	6	3	17	3,9
3	8	2	17	2,9
2	8	< 2	n.b.	2,9
2	7	< 2	16	2,7
3	< 2	< 2	16	2,6
2	6	2	n.b.	4,0
< 2	9	2	n.b.	2,2
2	7	2	18	4,8
4	7	< 2	17	2,3
< 2	6	2	12	0,94
< 2	4	2	n.b.	1,3

Cd < 2 $\mu\text{g/g}$

Quantitativer Mineralbestand der Vorfeldsedimente

Probe Nr.	Entnahme	quantitativer Mineralbestand				
		Quarz [%]	Albit [%]	Orthoklas [%]	Muskovit/ Illit [%]	Pyrit [%]
VF 6,5	Grauer Sand	83	0,2	5	1	1,6
VF 7,5	Grauer Sand	80	0,3	7	3	2,1
VF 8,5	Grauer Sand	71	0,6	8	2	2,5
VF 15,5	Glaukonitschluff	63	1,2	8	12	3,2
VF 19,7	Schluff	31	0,0	5	17	5,4
VF 21,7	Schluff	64	0,2	3	18	3,7
VF 22,5	Schluff	67	0,4	7	8	3,7
VF 26,0	Brauner Sand, GWL 2	73	0,4	9	6	1,7
VF 37	Flussand, GWL 3	91	0,0	0	1	0,1
VF 53	Liegendschluff, GWL 5	91	0	0	0	0

Die Schichten des Muschelsandes und -schluffes sind in dieser Bohrung ausgekeilt!

Chemische Zusammensetzung der Vorfeldsedimente

Probe	SiO ₂ [%]	TiO ₂ [%]	Al ₂ O ₃ [%]	Fe ₂ O ₃ [%]	MgO [%]	CaO [%]	Na ₂ O [%]	K ₂ O [%]	S [%]	As [ppm]	Ba [ppm]
VF 6,5	91	0,31	2,5	1,9	0,23	0,22	0,12	0,78	0,86	7	240
VF 7,5	89	0,4	2,7	2,3	0,29	0,3	0,13	0,82	1,1	7	278
VF 8,5	82	0,66	4,6	3,5	0,54	0,55	0,17	1,2	1,4	15	355
VF 15,5	74	1,1	7,1	5,2	1,2	0,96	0,23	1,7	1,8	10	254
VF 19,7	49	0,9	17	6,6	1,3	0,88	0,09	2,3	2,9	31	294
VF 21,7	73	0,82	8,7	4,5	0,72	0,46	0,12	1,6	2,0	19	221
VF 22,5	78	0,61	6,4	4,4	0,62	0,38	0,14	1,4	2,0	19	188
VF 26,0	83	0,55	6,2	2,2	0,35	0,21	0,14	1,6	0,93	19	274
VF 37	96	0,29	0,98	0,19	0,01	0,07	0,02	0,11	0,1	< 2	41
VF 53	95	1,37	0,14	0,19	0	0,07	0,02	0,02	0,1	2	24

quant. Mineralbestand		
Kaolinit	Gips	Jarosit
[%]	[%]	[%]
1	0	0
2	0	0
3	0	0
2	0	0
27	0,1	0
8	0	0
5	0	0
2	0	0
1	0	0
0	0	0

Cl ppm	Co ppm	Cr ppm	Cu ppm	Mn ppm	Mo ppm	Ni ppm	Pb ppm	Rb ppm	Sr ppm	V ppm	Zn ppm	Zr ppm
30	10	42	8	84	4	22	5	28	40	60	22	225
24	8	43	5	177	4	10	3	29	45	56	21	207
23	11	77	17	223	11	26	8	43	65	69	34	507
20	12	86	17	216	< 2	22	7	67	83	97	45	631
22	11	140	33	177	16	64	23	108	109	200	80	200
15	9	104	20	115	4	40	12	68	55	102	44	408
18	8	61	15	108	< 2	17	9	61	50	77	38	412
16	10	54	11	92	< 2	18	8	57	52	92	39	350
12	6	6	4	10	< 2	2	4	6	16	17	11	266
< 10	8	17	6	< 10	< 2	7	< 2	2	14	6	10	658

Quantitativer Mineralbestand der Kippensedimente

Probe Nr.	Entnahme	quantitativer Mineralbestand							
		Quarz [%]	Albit [%]	Ortho- klas [%]	Musko./ Illit [%]	Pyrit [%]	Kaoli- nit [%]	Gips [%]	Jarosit [%]
ZwAa	Ober	54	0,3	7	10	0	12	0,9	3
ZwAa	1m	53	0,2	5	13	0,1	10	2,1	4
ZwAc	Ober	65	1,0	7	5	0	4	0,9	5
ZwAc	1m	59	0,9	7	8	0,2	7	1,2	5
ZwAd	Ober	65	1,2	7	8	0	5	1,1	4
ZwAe	Ober	56	0,8	8	9	0	8	2,1	3
ZwAe	1m	53	0,6	7	11	0	8	2,0	4
ZwAg	Ober	61	0,8	6	11	0	8	2,2	4
ZwAg	1m	60	0,8	9	7	2,7	6	1,3	3
ZwAi	Ober	68	0,7	8	9	0,1	3	0,8	4
ZwAi	1m	60	0,7	6	11	2,4	7	0,6	3
ZwAk	Ober	58	0,8	8	9	0	8	1,1	5
ZwAk	1m	55	0,8	6	8	0,1	8	1,3	5
ZwAm	Ober	66	0,9	5	9	0,3	5	1,5	3
ZwAm	1m	60	0,9	9	5	0,3	5	1,2	4
ZwAn	Ober	58	0,6	5	12	0,4	8	2,3	3
ZwAn	1m	51	0,2	6	7	0,8	11	1,2	3
Zwa	Ober	62	3,6	17	7	0,2	3	0	0
Zwa	1m	66	2,6	12	5	0,4	3	0,2	1
Zwa	2m	69	2,8	13	5	0,2	2	0,4	1
Zwb	Ober	58	0,5	6	10	0	6	2,5	4
Zwb	1m	53	0,6	8	9	0	7	1,9	5
Zwb	2m	57	0,5	4	9	3,9	7	1,0	0
Zwc	Ober	57	0,0	3	13	2,6	16	0,1	0
Zwc	1m	62	0,0	4	12	2,9	11	0,1	0
Zwj	Ober	59	0,9	9	9	0,1	7	1,6	5
Zwj	1m	61	0,7	5	12	2,1	5	0,5	2
Zwm	1m	74	1,2	8	4	0	1	0,4	1
Zwu	Ober	65	1,1	7	9	0,2	4	2,2	5
Zwu	1m	62	0,9	6	7	0,2	5	1,5	5
Zwv	Ober	61	0,8	4	10	0	4	2,0	7
Zwv	1m	59	0,7	6	7	0	6	1,5	7
Zww	Ober	66	1,3	8	6	0,2	4	2,0	0
Zww	1m	63	1,1	9	6	0	5	1,8	0
Zwx	Ober	59	0,5	7	8	0,9	7	2,0	6
Zwx	1m	57	0,3	6	9	0	6	1,9	7
Zwz	Ober	54	0,5	5	11	0,1	9	1,9	3
Zw1	Ober	60	0,8	14	7	0,4	8	0,9	2
Zw1	1m	74	0,7	7	6	0,7	6	0,4	3

Mikroskopische Daten

Probe Nr.	Schliffteil	Mineralbestand				
		Quarz	Feldspat	Muskovit/ Illit	Pyrit	Gips
ZwAd	1	x	x	x	x	x
ZwAd	2	x	x	x	x	x
ZwAe	1	x	x	x	x	x
ZwAe	2	x	x	x	x	x
Zwa	1	x	x	x	x	?
Zwa	2	x	x	x	x	x
Zwb	1	x	x	x	x	x
Zwb	2	x	x	x	x	x
Zwc	1	x	x	x	x	x
Zwc	2	x	x	x	x	x
Zwi	1	x	x	x	x	x
Zwi	2	x	x	x	x	x
Zwi2	1	x	x	x	x	x
Zwi2	2	x	x	x	x	x
Zwm	1	x	x	x	x	x
Zwm	2	x	x	x	?	x
Zwv	1	x	x	x	x	x
Zwv	2	x	x	x	x	x
Zwx	1	x	x	x	x	x
Zwx	2	x	x	x	x	x
Zwz	1	x	x	x	x	x
Zwz	2	x	x	x	x	x

Mineralbestand						
Glaukonit	Eisenhydroxid	Epidot	Augit	Sapphirin	Hämatit	Pyroxen
X	X	-	-	X	-	-
X	X	-	-	X	-	-
X	X	-	-	-	-	-
X	X	-	-	X	-	-
X	X	X	X	-	-	X
X	X	-	-	X	-	-
X	X	-	-	-	-	-
X	X	-	-	X	-	-
X	-	X	-	-	-	-
X	-	X	-	-	-	-
X	X	-	-	-	-	-
X	X	-	-	X	-	-
X	X	-	-	X	-	-
X	X	-	-	X	-	-
X	X	-	-	-	-	-
X	X	X	-	X	-	-
X	X	X	-	X	-	-
X	X	-	-	X	-	-
X	X	-	-	-	-	-
X	X	-	-	-	-	-
X	X	X	X	X	X	-
X	X	-	-	-	-	-

Eluate

Probe	Entnahme	Na [$\mu\text{g/g}$]	Ca [$\mu\text{g/g}$]	K [$\mu\text{g/g}$]	Mg [$\mu\text{g/g}$]	Cl [$\mu\text{g/g}$]	SO ₄ [$\mu\text{g/g}$]	NO ₃ [$\mu\text{g/g}$]	NO ₂ [$\mu\text{g/g}$]
T1	OF	106	1845	65	217	56	7481	n.b.	n.b.
T2	1m	39	2287	80	250	69	8203	n.b.	n.b.
T3	OF	21	702	14	123	60	4599	n.b.	n.b.
T4	1m	17	3844	< 5	1274	139	36020	n.b.	n.b.
T5	OF	14,2	1846	2,08	187	66	8900	< NWG	28
T6	1m	15	3162	2,6	429	58	18424	< NWG	n.b.
T7	OF	16	1127	< 1,4	214	70	6461	< NWG	26
T8	1m	11	5190	3,1	1234	92	39349	< NWG	n.b.
T9	OF	7,3	3751	< 1,4	771	64	18352	< NWG	38
T11	OF	24	3808	6,7	764	120	17027	n.b.	n.b.
T12	1m	21	4912	21	1142	110	21367	n.b.	n.b.
ZwAc	OF	32	3039	13,5	560	158	14405	42	< NWG
ZwAc	1m	27	4081	21	835	292	19826	< NWG	< NWG
ZwAi	OF	25	1896	45	421	297	14283	< NWG	< NWG
ZwAi	1m	35	2933	92	626	156	10098	40	< NWG
ZwAj	OF	20	4949	15	946	296	24461	< NWG	< NWG
ZwAj	1m	38	2709	103	713	151	11461	39	< NWG
ZwAl	OF	29	2343	13	429	154	12795	40	< NWG
ZwAl	1m	26	2886	6,8	918	298	21467	< NWG	< NWG
Zwi	OF	4,4	4312	17	349	102	13000	28	< NWG
Zwi	1m	4,2	4459	0,6	996	249	33362	58	< NWG
Zwi2	OF	4,1	185	12	47	54	1077	15	< NWG
Zwi2	1m	5,4	1551	20	58	58	4335	14	< NWG
Zwj	OF	7,5	3838	1,7	792	58	24175	< NWG	n.b.
Zwj	1m	15	3605	45	1054	61	25866	< NWG	n.b.
Zwm	OF	6,5	1149	13	16	55	2554	15	< NWG
Zwm	1m	17	1014	14	17	82	2881	27	< NWG
Zwu	OF	15	3593	4,9	562	67	17056	n.b.	26
Zwu	1m	14	3834	< 1,4	975	64	26411	< NWG	n.b.
Zwv	OF	15	5070	< 1,4	1553	64	37657	< NWG	n.b.
Zwv	1m	6,3	5100	< 1,4	1367	58	35368	< NWG	n.b.
Zww	OF	6,0	4193	7,5	461	61	15996	< NWG	n.b.
Zww	1m	5,1	4787	5,0	791	58	20836	< NWG	n.b.
Zwz	OF	20	2646	> 0,5	514	297	23332	< NWG	< NWG
Zwz	1m	26	4853	15	690	123	26069	n.b.	< NWG
ZwT1	OF	10	920	19	110	36	4633	< NWG	n.b.
ZwT1	1m	19	2610	13	226	152	9757	< NWG	< NWG
ZwT2	OF	19	2717	6,6	559	296	16544	< NWG	< NWG
ZwT2	1m	16	3972	> 5	854	132	23596	< NWG	< NWG
ZwT3	OF	18	1805	236	302	257	10655	< NWG	< NWG
ZwT3	1m	18	3123	> 0,5	682	293	19655	< NWG	< NWG
ZwT4	OF	3,6	3930	16	272	105	11561	24	< NWG
ZwT4	1m	4,5	4686	21	1307	201	24247	47	< NWG
ZwT5	OF	7,9	881	15	222	34	6755	< NWG	n.b.
ZwT5	1m	18	3004	6,2	446	290	15276	< NWG	< NWG
Zw1	OF	17	486	18	43	83	2041	55	< NWG
Zw1	1m	3,2	3051	18	112	58	8109	13	< NWG

Al [$\mu\text{g/g}$]	As [$\mu\text{g/g}$]	B [$\mu\text{g/g}$]	Ba [$\mu\text{g/g}$]	Cd [$\mu\text{g/g}$]	Cr [$\mu\text{g/g}$]	Co [$\mu\text{g/g}$]	Cu [$\mu\text{g/g}$]	Fe [$\mu\text{g/g}$]	Li [$\mu\text{g/g}$]	Mn [$\mu\text{g/g}$]
68	< 0,8	0,84	0,37	0,1	< 0,5	3,7	1,85	708	0,68	32
44	< 0,8	1,0	0,21	0,1	< 0,5	2,3	77	349	0,68	34
94	< 0,8	< 0,5	< 0,1	0,03	< 0,5	0,41	0,53	617	0,78	9,0
1453	1,6	< 0,5	< 0,1	0,7	5,0	0,55	179	8440	4,3	109
402	< 1,4	n.b.	n.b.	< 0,2	0,69	0,66	1,6	1012	0,75	16
924	< 1,4	n.b.	n.b.	< 0,2	1,5	1,3	199	1767	1,7	34
273	< 1,4	n.b.	n.b.	< 0,2	< 0,6	0,87	0,54	423	0,69	32
1628	< 1,4	n.b.	n.b.	< 0,2	3,1	3,7	53	7330	3,7	85
888	< 1,4	n.b.	n.b.	< 0,2	0,76	1,3	4,6	2779	1,1	55
502	< 0,8	< 0,5	< 0,1	0,25	1,1	1,4	1,6	800	1,4	43
494	< 0,8	< 0,5	< 0,1	0,19	1,4	1,8	2,9	1245	2,2	46
449	< 0,8	< 0,5	< 0,1	n.b.	1,3	1,3	3,9	1767	1,5	39
522	< 0,8	< 0,5	< 0,1	n.b.	1,5	2,3	2,9	2621	1,7	58
537	< 0,8	< 0,5	< 0,1	n.b.	2,2	1,1	1,0	2736	1,6	31
218	< 0,8	0,74	< 0,1	n.b.	0,06	1,8	< 0,2	1249	1,1	39
857	< 0,8	< 0,5	< 0,1	n.b.	2,7	2,4	2,0	4214	2,5	64
128	< 0,8	1,2	0,17	n.b.	< 0,5	2,0	< 0,2	502	0,72	47
354	< 0,8	< 0,5	< 0,1	n.b.	1,2	1,1	0,91	1318	1,2	33
717	0,86	< 0,5	< 0,1	n.b.	2,4	2,6	2,1	4219	2,2	73
376	< 0,8	< 0,5	< 0,1	< 0,5	1,3	0,95	0,41	349	1,3	22
1024	2,5	< 0,5	< 0,1	0,75	4,6	4,4	2,2	996	4,7	68
14	< 0,8	< 0,5	< 0,1	< 0,5	< 0,5	< 0,2	< 0,2	47	0,21	2,0
47	< 0,8	< 0,5	< 0,1	< 0,5	< 0,5	< 0,2	< 0,2	58	0,29	2,3
900	< 1,4	n.b.	n.b.	< 0,2	3,0	1,63	1,0	2840	2,1	44
659	< 1,4	n.b.	n.b.	0,32	1,8	4,1	< 0,4	3831	2,0	57
8,4	< 0,8	< 0,5	0,2	< 0,5	< 0,5	< 0,2	< 0,2	16	0,2	0,9
13	< 0,8	< 0,5	< 0,1	< 0,5	< 0,5	< 0,2	< 0,2	9,4	0,17	2,2
674	< 1,4	< 0,5	< 0,4	< 0,2	2,2	1,1	0,66	1857	1,5	29
1056	< 1,4	< 0,5	< 0,4	0,23	3,7	2,3	0,41	5220	2,3	52
1471	< 1,4	< 0,5	< 0,4	0,3	4,5	3,2	0,75	5110	3,5	75
1273	< 1,4	< 0,5	< 0,4	0,31	4,2	3,3	0,91	4689	3,2	70
250	< 1,4	< 0,5	< 0,4	< 0,2	0,64	0,55	0,51	363	0,77	20
459	< 1,4	< 0,5	< 0,4	< 0,2	1,5	1,1	0,62	1210	1,4	36
882	1,2	< 0,5	< 0,1	0,29	4,2	2,9	2,1	4351	2,5	8,7
1472	< 0,8	< 0,5	< 0,1	0,3	3,0	3,4	1,9	2711	3,8	80
69	< 1,4	< 0,5	< 0,4	< 0,2	< 0,6	< 0,4	< 0,4	210	0,53	7,3
241	< 0,8	< 0,5	< 0,1	0,06	0,73	0,62	0,43	775	0,93	18
574	< 0,8	< 0,5	< 0,1	0,15	1,6	1,7	0,74	1641	1,9	61
1002	< 0,8	< 0,5	< 0,1	0,22	2,8	2,6	1,3	3497	2,8	74
296	< 0,8	< 0,5	< 0,1	0,08	0,79	0,9	0,47	688	1,0	41
522	< 0,8	< 0,5	< 0,1	0,33	2,0	1,7	0,88	1929	1,9	62
400	< 0,8	< 0,5	< 0,1	< 0,5	1,5	1,3	0,62	272	1,8	26
703	< 0,8	< 0,5	< 0,1	< 0,5	2,9	3,4	1,9	1307	4,4	83
209	< 1,4	< 0,5	< 0,1	< 0,2	0,83	0,52	0,43	726	0,83	13
320	< 0,8	< 0,5	< 0,1	0,18	1,4	1,1	0,85	1091	1,3	36
24	< 0,8	< 0,5	< 0,1	0,006	< 0,5	< 0,2	< 0,2	9,9	0,22	2,7
89	< 0,8	< 0,5	< 0,1	< 0,5	< 0,5	0,36	< 0,2	112	0,4	7,3

A. Anhang

Probe	Entnahme	Ni [$\mu\text{g/g}$]	P [$\mu\text{g/g}$]	Pb [$\mu\text{g/g}$]	Si [$\mu\text{g/g}$]	Sr [$\mu\text{g/g}$]	Ti [$\mu\text{g/g}$]	V [$\mu\text{g/g}$]	Zn [$\mu\text{g/g}$]
T1	OF	9,5	< 1	0,11	27	10	0,41	1,5	24
T2	1m	6,4	< 1	0,57	19	13	< 0,1	0,29	149
T3	OF	1,2	< 1	0,02	25	2,4	0,42	0,54	4,9
T4	1m	19	58	0,12	25	16	< 0,1	2,3	223
T5	OF	2,0	< 0,7	< 1	25	8,6	< 1,3	0,64	6,9
T6	1m	4,4	0,81	< 1	30	27	2,2	2,3	153
T7	OF	2,4	< 0,7	< 1	31	1,9	< 1,3	< 0,6	4,7
T8	1m	9,9	12	< 1	28	14	2,4	4,8	82
T9	OF	4,4	1,4	< 1	32	6,1	< 1,3	< 0,6	17
T11	OF	5,6	1,4	0,02	20	6,2	< 0,1	0,2	12
T12	1m	8,1	2,4	0,02	28	13	< 0,1	0,08	11
ZwAc	OF	5,2	7,3	n.b.	34	6,2	0,7	0,06	5,9
ZwAc	1m	7,5	6,4	n.b.	34	11	0,32	1,06	13
ZwAi	OF	4,4	6,4	n.b.	29	6,3	5,1	0,23	5,0
ZwAi	1m	5,8	< 1	n.b.	39	13	0,12	1,3	11
ZwAj	OF	8,2	1,6	n.b.	30	16	0,76	1,1	12
ZwAj	1m	5,4	< 1	n.b.	35	12	< 0,1	0,1	9,0
ZwAl	OF	3,9	3,9	n.b.	27	5,9	0,18	< 0,05	5,2
ZwAl	1m	8,3	39	n.b.	27	8,3	0,41	< 0,05	10
Zwi	OF	2,9	< 1	< 1	23	0,6	< 0,1	0,21	2,7
Zwi	1m	10	40	< 1	16	10	0,32	2,5	20
Zwi2	OF	< 0,8	< 1	< 1	20	0,52	< 0,1	< 0,05	0,59
Zwi2	1m	< 0,8	< 1	< 1	33	3,3	< 0,1	0,06	1,3
Zwj	OF	6,8	4,9	< 1	50	9,6	< 1,3	< 0,6	8,4
Zwj	1m	11	1,1	< 1	59	15	< 1,3	13	23
Zwm	OF	< 0,8	< 1	< 1	9,4	2,0	< 0,1	0,1	0,8
Zwm	1m	< 0,8	< 1	< 1	20	17	0,28	< 0,05	0,34
Zwu	OF	4,7	5,6	< 1	37	11	< 1,3	< 0,6	4,7
Zwu	1m	7,9	38	< 1	31	13	< 1,3	< 0,6	6,7
Zwv	OF	11	49	< 1	26	13	< 1,3	< 0,6	9,0
Zwv	1m	11	49	< 1	28	13	< 1,3	< 0,6	10
Zww	OF	2,9	1,4	< 1	33	8,4	< 1,3	< 0,6	3,1
Zww	1m	5,2	4,3	< 1	33	12	< 1,3	< 0,6	4,0
Zwz	OF	12	47	< 1	21	13	0,67	0,6	14
Zwz	1m	11	6,3	< 0,1	21	16	1,2	2,4	15
ZwT1	OF	1,0	< 0,7	< 1	57	1,9	< 1,3	< 0,6	2,5
ZwT1	1m	2,8	< 1	< 1	25	11	0,28	0,31	2,4
ZwT2	OF	6,7	5,1	< 1	22	8,5	0,24	0,07	5,3
ZwT2	1m	9,2	9,5	< 1	16	14	0,84	0,28	7,8
ZwT3	OF	3,8	2,0	< 1	23	5,1	0,14	0,07	3,0
ZwT3	1m	8,0	7,2	< 1	24	10	0,34	< 0,05	6,1
ZwT4	OF	3,7	< 1	< 1	26	11	0,7	1,2	4,3
ZwT4	1m	13	7,1	< 1	28	10	< 0,1	< 0,05	16
ZwT5	OF	2,4	< 0,7	< 1	45	2,8	< 1,3	< 0,6	2,9
ZwT5	1m	5,6	2,1	< 1	25	10	< 0,1	< 0,05	5,0
Zw1	OF	< 0,8	< 1	< 1	17	0,87	< 0,1	< 0,05	0,08
Zw1	1m	0,85	< 1	< 1	20	4,7	< 0,1	0,09	1,4

Br < NWG ; Mo < 0,5 ; Sn, Zr, < 0,2

Sekundärausfällungen

Bezeichnung	Quarz	Kaolinit	Dolomit	Kalzit	Illit/Muskovit	Gips	Jarosit
Kiesel	x						
Zw Fe1/2	x	x			x	x	x
Zw Fe3/4	x				x	x	x
bei Zwx	x					x	
Zw Kalk	x		x	x		x	
bei Zwo	x			x		x	
Südteil	x			x		x	

Bezeichnung	Eisenhydrox.	Alunogen	Montmorill.	Schwertm.	Ferrihydrit
Kiesel	x				x
Zw Fe1/2	x			x	
Zw Fe3/4				x	
bei Zwx					
Zw Kalk		x	x		
bei Zwo					
Südteil					

Isotope	Ca [Promille]	Kalzit [Promille]	Dolomit [Promille]
Zw Kalk		-0,72	1,33
Zwo	-17,3		
Südteil	-17,5		

A. Anhang

Bezeichnung	SiO ₂ [%]	TiO ₂ [%]	Al ₂ O ₃ [%]	Fe ₂ O ₃ [%]	MgO [%]	CaO [%]	Na ₂ O [%]	K ₂ O [%]
Kiesel	9,0	0,03	0,72	63	0,08	1,1	0,04	0,1
Zw Fe1/2	15	0,27	2,5	43	0,16	0,44	0,06	0,44
Zw Fe3/4	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
bei Zwx	6,0	0,16	1,7	0,92	0,18	1,0	0,03	0,17
Zw Kalk	51,35	0,57	9,9	4,0	3,6	9,3	0,66	1,9
bei Zwo	12	0,14	1,9	2,7	0,54	44,6	0,06	0,29
Südteil	20	0,22	2,96	7,3	0,34	23	0,06	0,54

Bezeichnung	S [%]	P ₂ O ₅ [ppm]	As [ppm]	Ba [ppm]	Cl [ppm]	Co [ppm]	Cr [ppm]	Cu [ppm]	Mn [ppm]
Kiesel	0,06	n.b.	115	136	<10	n.b.	n.b.	55	1480
Zw Fe1/2	4,0	n.b.	216	96	100	7	80	29	55
Zw Fe3/4	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
bei Zwx	5,0	450	11	50	n.b.	5	27	<2	46
Zw Kalk	0,57	n.b.	8	234	<10	23	167	17	925
bei Zwo	0,80	1480	8	110	n.b.	7	50	15	1055
Südteil	8,0	1830	47	110	n.b.	15	63	18	273

Bezeichnung	Mo [ppm]	Ni [ppm]	Nb [ppm]	Pb [ppm]	Rb [ppm]	Sb [ppm]	Sn [ppm]	Sr [ppm]	Th [ppm]
Kiesel	<2	39	n.b.	10	21	n.b.	n.b.	83	n.b.
Zw Fe1/2	10	15	6	11	29	2	3	41	4
Zw Fe3/4	n.b.								
bei Zwx	7	17	9	8	8	n.b.	n.b.	92	n.b.
Zw Kalk	<2	78	13	12	87	n.b.	n.b.	179	7
bei Zwo	4	15	7	6	18	n.b.	n.b.	336	n.b.
Südteil	8	34	7	3	22	n.b.	n.b.	180	n.b.

Bezeichnung	V [ppm]	Y [ppm]	Zn [ppm]	Zr [ppm]	C _t [%]	Karbonat [%]
Kiesel	n.b.	17	97	30	n.b.	n.b.
Zw Fe1/2	750	3	16	92	n.b.	n.b.
Zw Fe3/4	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
bei Zwx	70	5	21	50	53	n.b.
Zw Kalk	87	24	79	182	3,0	1,4
bei Zwo	120	10	39	54	9,7	n.b.
Südteil	77	20	58	125	3,1	n.b.

Br, Cd, U, W < 2 ppm

A.4. Wasser

Niederschlag

Entnahme	Temperatur [°C]	pH-Wert	Leitfähigkeit [mS/cm]	O ₂ [%]	Eh [mV]	Salinität [Promille]
04.04.98	15,6	6,3	0,13	100	484	0
25.04.98	19,3	6,4	0,11	70	464	0
11.07.98	19,5	6,8	0,07	100	396	0
08.08.98	33,1	5,6	0,04	100	455	0

Entnahme	Cl ⁻ [mg/l]	NO ₃ ⁻ [mg/l]	SO ₄ ²⁻ [mg/l]	F ⁻ [mg/l]	PO ₄ ³⁻ [mg/l]	HCO ₃ ⁻ [mg/l]	NH ₄ ⁺ [mg/l]	Na ⁺ [mg/l]
04.04.98	4,2	7,1	39	0,01	1,5	31	2,9	2,1
25.04.98	1,5	4,2	21	0,03	0,25	31	6,5	0,67
11.07.98	1,1	4,1	9,5	<0,1	n.b.	34	4,8	0,58
08.08.98	0,49	4,2	8,4	<0,1	n.b.	9,2	0,37	0,28

Entnahme	K ⁺ [mg/l]	Mg ²⁺ [mg/l]	Ca ²⁺ [mg/l]	Ba [mg/l]	Fe [mg/l]	Li [mg/l]	Mn [mg/l]	Ni [mg/l]
04.04.98	1,9	0,69	4,8	0,31	<0,02	0,014	0,43	0,32
25.04.98	3,0	0,23	2,0	0,05	n.b.	0,013	0,25	0,09
11.07.98	1,3	0,23	0,74	<0,04	n.b.	<0,05	0,03	<0,03
08.08.98	0,31	0,10	0,75	<0,04	0,18	<0,05	0,04	0,04

Entnahme	P [mg/l]	Si [mg/l]	Sr [mg/l]	TC [mg/l]	DOC [mg/l]
04.04.98	0,48	n.b.	0,05	n.b.	n.b.
25.04.98	0,21	0,16	0,01	n.b.	n.b.
11.07.98	<0,07	<0,1	0,005	9,4	6,8
08.08.98	0,07	0,14	0,005	4,5	3,6

Br, B, Cd, Cr < 0,05; Al, Pb < 0,1; As < 0,08; Co, Cu < 0,02; V < 0,005

Kippenwasser

Probe Nr.	Entnahme-	Färbung	Temperatur [°C]	pH-Wert	Leitfähigkeit [mS/cm]
Zw 1	10.11.97	rotbraun	5,7	2,0	21,6
	16.02.98	rotbraun	7,0	2,1	12,3
	28.05.98	rotbraun	19,9	2,0	17,5
Zw 2	10.11.97	rotbraun	n.b.	n.b.	7,8
	17.11.97	rotbraun	5,2	2,5	7,13
	16.02.98	rotbraun	8,0	2,5	6,62
	25.05.98	rotbraun	19,5	2,5	8,0
	27.08.98	rotbraun	13,9	2,3	8,1
	27.11.98	rotbraun	0,0	2,6	8,1
	12.11.00	rotbraun	5,0	2,5	11,0
Zw 4	17.11.97	helles rotbraun	5,6	2,7	4,0
	16.02.98	helles rotbraun	6,4	2,9	3,5
	28.05.98	gelblich braun	16,6	2,8	3,24
	27.08.98	rotbraun	12,2	2,7	2,92
Zw 5	17.11.98	rotbraun	5,5	2,5	5,24
	16.02.98	gelblich	5,0	2,6	3,56
	28.05.98	gelblich rot	21,6	2,5	5,1
	27.08.98	gelblich rot	14,0	2,4	5,37
	27.11.98	gelblich rot	0,1	2,6	4,79
Zw 7	17.11.98	rotbraun	5,6	2,5	4,7
	16.02.98	rotbraun	6,9	2,6	3,54
	28.05.98	rotbraun gelblich	22,7	2,5	5,86
	27.08.98	rotbraun	13,1	2,3	7,46
	27.11.98	rotbraun	-0,1	2,6	5,72
Zw 8	16.06.98	rotbraun	17,3	2,7	6,33
	27.11.98	rotbraun	9,6	2,7	7,12
Zw 9	16.06.98	rotbraun gelblich	18,2	2,8	5,08
Zw 10	27.08.98	gelbgrünlich	13,5	2,9	1,87

Sauerstoff- gehalt [%]	Eh-Wert [mV]	Salinität [Promille]
n.b.	779	12,5
79,4	696	6,9
n.b.	824	10,3
n.b.	n.b.	3,7
79,2	714	3,7
91,9	758	3,5
n.b.	795	4,4
52,6	781	4,4
60,1	787	4,2
90,0	799	n.b.
76,4	683	< 2,6
100	665	1,7
n.b.	731	1,6
99,2	716	1,4
96,6	781	2,7
100	770	1,7
n.b.	815	2,7
100	755	2,8
98,0	743	2,4
95,4	744	2,4
97,6	752	1,7
n.b.	812	3,0
97,6	774	4,0
94,8	470	2,9
88,6	705	3,4
65,6	741	3,7
100	806	2,7
100	747	n.b.

Probe Nr.	Entnahme-	Cl	NO ₃	SO ₄	NH ₄	Na	K
		[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
Zw 1	10.11.97	53	< NWG	31252	0,31	3,5	< 0,5
	16.02.98	91	< NWG	13918	0	n.b.	< 0,5
	28.05.98	39	< NWG	19564	0	2,1	< 0,14
Zw 2	10.11.97	27,3	< NWG	8895	0,21	16	< 0,5
	17.11.97	69	12	5922	0,14	34	11
	16.02.98	109	< NWG	6260	0,17	16	2,5
	25.05.98	42	< NWG	7471	0	10	1,1
	27.08.98	29	< 0,1	8814	0,94	10	2,0
	27.11.98	21	< 0,1	7528	0,63	8,3	3,3
	12.11.00	n.b.	n.b.	n.b.	19648	n.b.	n.b.
Zw 4	17.11.97	40	7,2	2354	0,49	16	5,4
	16.02.98	55	< NWG	2232	0,09	n.b.	3,4
	28.05.98	40	< NWG	1292	0	23	2,3
	27.08.98	16	< 0,1	1374	0,93	3,7	1,2
Zw 5	17.11.98	47	6,3	2865	0,3	35	0,85
	16.02.98	38	< NWG	1779	0,05	n.b.	< 0,5
	28.05.98	35	< NWG	2691	0	18	< 0,14
	27.08.98	36	< 0,1	3200	1,5	15	0,23
	27.11.98	31	< 0,1	1783	0,55	12	0,48
Zw 7	17.11.98	25	8,7	2696	0,72	n.b.	0,08
	16.02.98	25	< NWG	1969	0,11	n.b.	< 0,5
	28.05.98	7,2	< NWG	2767	0	0,93	< 0,14
	27.08.98	11	< 0,1	6037	0,54	1,0	< 0,14
	27.11.98	12	< 0,1	2700	0,44	0,8	< 0,14
Zw 8	16.06.98	46	< NWG	4381	0	64	6,7
	27.11.98	12	< 0,1	5079	0	21	0,53
Zw 9	16.06.98	32	< NWG	3351	0	36	1,8
Zw 10	27.08.98	13	< 0,1	775	0,66	2,8	2,4

Mg	Ca	Al	Fe	Mn	TC	IC	DOC
[mg/l]							
2077	461	1544	6900	137	98	5,3	93
782	241	610	3676	48	26	1,0	25
1221	385	908	5619	84	46	0,2	46
452	480	353	1800	39	n.b.	n.b.	n.b.
356	302	252	1500	23	24	0,4	23
282	352	213	1889	24	20	1,0	19
426	368	320	2060	36	8,4	0,2	8,2
373	460	318	2398	32	12	0,2	12
439	368	404	2041	34	15	0,27	15
n.b.	n.b.	n.b.	4351	n.b.	19	0,56	18
132	218	100	550	10	17	1,7	16
104	244	72	440	11	5,6	3,2	2,4
65	242	35	153	3,8	7,0	0,4	6,5
50	159	67	305	5,2	8,2	0,94	7,2
227	349	103	1000	15	11	4,7	6,4
107	257	46	226	12	2,1	0,4	1,7
191	421	80	387	14	5,6	0,2	5,3
196	471	88	432	16	6,2	0,63	5,5
177	395	83	400	15	5,6	1,5	4,1
137	211	166	800	7,9	15	0,6	14
79	220	96	381	7,5	5,2	0,3	4,9
104	423	129	542	658	8,3	0,2	8,2
277	484	297	1510	17	12,3	0,35	12
213	342	227	1032	14	9,4	0,32	9,1
473	371	75	727	41	8,3	0,3	8,0
415	404	229	1410	34	11	3,7	7,3
325	430	53	263	9,2	4,6	0,3	4,3
31	184	16	21	2,9	2,5	0,2	2,3

Probe Nr.	Entnahme-	As [mg/l]	B [mg/l]	Cd [mg/l]	Cr [mg/l]	Co [mg/l]	Cu [mg/l]
Zw 1	10.11.97	< 0,14	< 0,05	< 0,05	< 0,06	5,8	< 0,04
	16.02.98	1,6	< 0,05	0,21	2,3	1,9	0,97
	28.05.98	1,5	< 0,05	0,22	2,1	2,1	0,37
Zw 2	10.11.97	< 0,14	< 0,05	< 0,05	< 0,06	< 2	< 0,04
	17.11.97	0,39	0,4	0,18	0,65	1,0	0,46
	16.02.98	0,62	0,28	0,06	0,89	0,96	0,39
	25.05.98	0,17	< 0,05	0,05	0,45	0,62	< 0,04
	27.08.98	0,31	< 0,05	0,1	0,86	1,0	0,13
	27.11.98	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	1,2	n.b.
	12.11.00	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Zw 4	17.11.97	0,12	0,3	< 0,05	0,27	0,4	0,15
	16.02.98	< 0,08	0,31	0,02	0,21	0,35	0,09
	28.05.98	< 0,14	0,08	< 0,02	< 0,06	0,14	< 0,04
	27.08.98	< 0,14	< 0,05	< 0,02	0,23	0,23	0,06
Zw 5	17.11.98	< 0,08	0,32	< 0,05	0,15	0,66	0,09
	16.02.98	< 0,08	0,19	0,02	0,11	0,33	0,04
	28.05.98	< 0,14	< 0,05	< 0,02	0,13	0,45	< 0,04
	27.08.98	< 0,14	< 0,05	0,02	0,16	0,5	< 0,04
	27.11.98	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0,44	n.b.
Zw 7	17.11.98	0,09	< 0,05	< 0,05	0,38	0,33	0,13
	16.02.98	0,08	< 0,05	0,001	0,35	0,23	0,07
	28.05.98	< 0,14	< 0,05	< 0,02	0,29	0,25	< 0,04
	27.08.98	0,17	< 0,05	0,06	0,83	0,65	0,14
	27.11.98	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0,52	n.b.
Zw 8	16.06.98	< 0,14	< 0,05	0,02	< 0,06	1,1	< 0,04
	27.11.98	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	1,2	n.b.
Zw 9	16.06.98	< 0,14	< 0,05	< 0,02	< 0,06	0,17	< 0,04
Zw 10	27.08.98	< 0,14	0,86	< 0,02	< 0,06	0,27	0,09

Li	Ni	P	Pb	Si	Sr	Ti	V	Zn
[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
5,2	18	183	< 0,1	78	6,4	< 0,13	13	29
1,6	8,3	49	0,003	44	2,4	0,14	4,7	10
2,0	6,9	79	0,53	22	3,2	0,21	5,5	10
2,3	< 8	< 10	< 0,1	72	4,0	< 0,13	4,0	8,1
1,2	2,4	9,6	0,13	49	2,5	0,1	1,9	5,2
0,82	3,5	13	0,01	58	3,0	0,1	2,2	5,9
0,56	1,7	6,0	0,16	26	2,9	< 0,13	1,2	3,4
1,0	2,4	7,9	0,23	55	3,0	0,15	2,3	5,9
1,2	3,4	12	n.b.	48	2,9	n.b.	n.b.	6,4
n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
0,42	0,93	3,8	< 0,1	13	1,7	0,11	0,54	1,7
0,33	1,2	3,0	0,003	18	2,2	0,03	0,44	1,9
0,17	0,36	0,21	< 0,1	0,5	1,9	< 0,13	< 0,06	0,69
0,2	2,4	7,9	0,2	36	1,5	< 0,13	1,5	4,1
0,37	1,1	< 0,1	< 0,1	33	1,86	< 0,01	0,03	2,6
0,24	0,95	0,22	0,002	24	1,3	< 0,01	0,01	1,8
0,31	0,93	0,21	< 0,1	0,74	2,0	< 0,13	< 0,06	2,2
0,37	1,1	0,26	< 0,1	35	2,2	< 0,13	< 0,06	2,5
0,33	0,98	0,4	n.b.	28	1,8	n.b.	n.b.	2,2
0,43	0,99	4,0	< 0,1	14	0,6	0,02	0,38	1,5
0,27	1,1	2,4	< 0,0001	19	0,63	0,01	0,21	1,5
0,31	0,85	1,6	< 0,1	0,93	1,0	< 0,13	0,28	1,6
0,74	2,4	7,9	0,2	36	1,5	< 0,13	1,5	4,1
0,53	2,0	5,1	n.b.	20	0,97	n.b.	n.b.	2,7
0,39	2,0	0,62	< 0,1	4,3	2,4	< 0,13	0,07	3,0
0,76	2,7	3,6	n.b.	36	1,6	n.b.	n.b.	4,8
0,29	0,63	0,12	< 0,1	0,93	2,7	< 0,13	< 0,06	0,84
0,13	0,49	< 0,07	< 0,1	6,2	1,2	< 0,13	< 0,06	1,4

Ba < 0,01; Mo < 0,05; Zr < 0,02; Br < NWG

Grundwasser

Pr.-Nr	Entnahme	Temperatur [°C]	pH-Wert	Leitfähigk. [mS/cm]	O ₂ [%]	Eh [mV]	Salinität [Promille]
Zw 3	17.11.97	6,2	6,1	2,0	87	311	n.b.
	16.02.98	9,2	6,6	1,8	92	277	0,8
	25.05.98	16,5	6,4	1,9	n.b.	284	0,8
	27.11.98	5,2	5,8	2,2	84	308	0,9
Zw 6	17.11.97	6,8	6,4	1,7	80	531	0,6

Pr.-Nr	Entnahme	Cl ⁻ [mg/l]	Br ⁻ [mg/l]	NO ₃ ⁻ [mg/l]	SO ₄ ²⁻ [mg/l]	HCO ₃ ⁻ [mg/l]	NH ₄ ⁺ [mg/l]	Na ⁺ [mg/l]
Zw 3	17.11.97	48,3	0,07	0,52	1041	128	0,27	37
	16.02.98	50,3	0,2	0,42	842	184	0,37	35
	25.05.98	44,8	n.b.	<NWG	864	140	0,26	29
	27.11.98	51,6	<0,05	<0,1	1215	109	0,52	33
Zw 6	17.11.97	80,8	<0,05	61,7	695	113	0,12	29

Pr.-Nr	Entnahme	K ⁺ [mg/l]	Mg ²⁺ [mg/l]	Ca ²⁺ [mg/l]	Al [mg/l]	B [mg/l]	Ba [mg/l]	Cd [mg/l]
Zw 3	17.11.97	6,6	91	306	<0,1	0,15	<0,01	<0,05
	16.02.98	5,5	67	305	<0,1	0,14	0,02	0,0005
	25.05.98	3,2	65	257	<0,07	0,1	n.b.	<0,02
	27.11.98	5,4	103	297	0,15	n.b.	n.b.	n.b.
Zw 6	17.11.97	10	43	304	<0,1	0,13	<0,01	<0,05

Pr.-Nr	Entnahme	Co [mg/l]	Fe [mg/l]	Li [mg/l]	Mn [mg/l]	Ni [mg/l]	P [mg/l]	Si [mg/l]
Zw 3	17.11.97	0,09	25	0,114	3,1	0,17	<0,1	5,7
	16.02.98	0,05	9,0	0,14	2,4	0,12	<0,1	6,0
	25.05.98	<0,04	0,53	0,09	1,6	0,07	0,09	0,92
	27.11.98	0,07	42	0,15	3,2	0,17	<0,07	6,7
Zw 6	17.11.97	0,03	0,25	0,04	0,43	<0,08	<0,1	5,3

Pr.-Nr	Entnahme	Sr [mg/l]	V [mg/l]	Zn [mg/l]	TC [mg/l]	DOC [mg/l]
Zw 3	17.11.97	1,9	0,007	0,83	29,4	2,2
	16.02.98	2,6	<0,005	0,11	38,8	4,2
	25.05.98	2,4	<0,06	0,05	25,1	3,1
	27.11.98	3,1	n.b.	0,26	30,2	2,5
Zw 6	17.11.97	0,78	<0,005	0,11	30,8	5,6

Cr, Mo < 0,05; Cu < 0,04; As < 0,14; Pb < 0,1; Ti < 0,13; Zr < 0,02

A.5. Bodenluft

Probe	O ₂ [Vol.-%]	CO ₂ [Vol.-%]	H ₂ S [ppm]	CH ₄ [Vol.-%]
ZwAa	16,4	1,6	0	0
ZwAb	12,1	4,5	0	0
ZwAc	18,8	0,64	0	0
ZwAd	17,8	0,63	0	0
ZwAe	17,0	1,7	0	0
ZwAf	16,4	0,83	0	0
ZwAg	19,9	0,11	0	0
ZwAh	15,9	0,42	0	0
ZwAi	19,3	0,17	0	0
ZwAj	13,8	1,0	0	0
ZwAk	18,6	0,6	0	0
ZwAl	17,4	0,47	0	0
ZwAm	12,4	1,7	0	0
ZwAn	20,7	0	0	0
Zwc	21,6	0,03	0	0
Zwi	16,5	1,02	10	0
Zwi2	12,3	3,8	15	0
Zwj	20,7	0	20	0
Zwm	20,3	0,52	10	0
Zwu	18,5	1,36	10	0
Zwv	13,3	0,7	30	0
Zww	17,2	0,06	20	0
Zwx	20,7	0	0	0
Zwz	17,7	1,53	0	0
ZwT1	16,1	2,07	0	0
ZwT2	15,6	2,17	0	0
ZwT3	18,7	0,89	0	0
ZwT4	17,2	1,86	0	0
ZwT5	15,5	2,92	0	0
Zw1	17	1,04	10	0

Kleiner Dank

Ich möchte all jenen, die mich in den letzten Jahren durch ihre tatkräftige Hilfe und Diskussionsbereitschaft unterstützt haben, an dieser Stelle danken.

Dabei gilt mein Dank Herrn Prof. Dr. W. Gläßer, der mir die Möglichkeit gab, die vorliegende Arbeit in seinem Fachbereich des Umweltforschungszentrums anfertigen zu können. Gleichmaßen bedanke ich mich bei Herrn Prof. Dr. K. Mengel (Technische Universität Clausthal) und Herrn Prof. Dr. W. Pohl (Technische Universität Braunschweig) für ihre Tätigkeiten als Gutachter.

Weiterhin danke ich Herrn Dr. P. Schreck, der sowohl während seiner Zeit am UFZ als auch später an der Universität Leipzig stets für eine unterstützende und diskussionsbereite Zusammenarbeit sorgte, ebenso wie Frau Dr. E. Bozau für ihre nimmermüde Hilfe in Form ausführlicher und fruchtbarer Auseinandersetzungen sowie der kritischen Durchsicht des Manuskriptes. Auch Frau Prof. Dr. C. Gläßer (Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg) sei für Ihre Diskussionen zum Manuskript dieser Arbeit gedankt.

Allen Projektpartnern, Herrn Prof. Dr. H. Kaufmann (GeoForschungsZentrum) als Initiator des Forschungsvorhabens, Herrn Dr. G. Krüger (GeoForschungsZentrum), Herrn Dr. G. Reinhäkel (Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt) und Herrn D. Schrader (Gesellschaft für Angewandte Fernerkundung), möchte ich für die gute Zusammenarbeit danken. Besonders Herrn Dr. G. Krüger danke ich für die großzügige Hilfe bei den Röntgendiffraktionsanalysen.

Der MIBRAG und LmbV verdanke ich die Genehmigung zur Untersuchung des Tagebaus Zwenkau. Speziell bei den Herren S. Wrobel, V. Eichapfel und Dr. G. Wegner möchte ich mich für die tatkräftige Unterstützung bei den Geländearbeiten bedanken. Für die Eisenkolloiduntersuchungen danke ich Herrn Dr. T. Baumann (Technische Universität München), für die Röntgendiffraktionsanalyse der Sekundärminerale Herrn Prof. Dr. P. Schreiter (Universität Leipzig) und für die Unterstützung bei der Dünnschliffmikroskopie Herrn Dr. A. Schuster (Technische Universität Clausthal).

Für die Durchführung der analytischen Laboruntersuchungen möchte ich den Sektionen Analytik, Hydrogeologie und Bodenkunde des Umweltforschungszentrums danken. Gleichmaßen Lob gebührt den Mitarbeitern der Computer- und Netzwerkarbeitsgruppe.

Meiner Familie, die immer großes Interesse für meine Arbeit zeigte und mich bestmöglich sowohl moralisch als auch finanziell unterstützte, möchte ich meinen aufrichtigen Dank aussprechen. Sie war stets eine liebevolle, hilfreiche und ermunternde Stütze. Meinem Mann Marco will ich dabei insbesondere dafür danken, daß er mir den Rücken freigehalten hat

und mir, wie auch schon während meiner Diplomarbeit, tatkräftig half. Unvergessen bleiben auch die kleinen Hilfestellungen meines Sohnes Karl, der mit seiner Fröhlichkeit immer auf ein Neues für Abwechslung sorgte und mir klar machte, was die wirklich wichtigen Dinge des Lebens sind.

Lebenslauf

persönliche Daten:

Name: Wiegand
Vorname: Ute
Geburtstag: 08.10.1971
Geburtsort: Potsdam
Familienstand: verheiratet, ein Kind

Bildungsweg und wissenschaftlicher Werdegang:

1978 - 1988 Realschule in Magdeburg
1988 - 1991 Berufsschule mit Gymnasium in Johanngeorgenstadt
Abschluß: Hochschulreife und
Facharbeiter für Geologie
1991 - 1997 Studium der Geologie an der Technischen Universität
Clausthal
Abschluß: Diplom
Thema: „*Hydrogeologische Untersuchungen zu den Elementsignaturen von Grundwässern und silikatischen Gesteinen im Äspö-Granit (Schweden)*“
1997 - 1999 Beginn der Dissertation am Umweltforschungszentrum
in Halle (Saale)
Thema: „*Hydro- und geochemische Prozesse in oberflächennahen Kippensedimenten des Braunkohlentagebaus Zwenkau*“
1999 - 2000 Elternzeit
ab 2000 Fortsetzung der Dissertation am Umweltforschungszentrum in Halle (Saale)
angestrebter Abschluß: Dr. rer. nat.

Eidesstattliche Erklärung

Hiermit erkläre ich, die vorliegende Dissertation selbständig verfaßt und keine anderen als die von mir angegebenen Quellen und Hilfsmittel verwendet zu haben. Den benutzten Werken wörtlich oder inhaltlich entnommene Stellen sind als solche gekennzeichnet.

Ute Wiegand
Leipzig, im August 2001

Bibliographische Beschreibung:

Wiegand, Ute

Hydro- und geochemische Prozesse in oberflächennahen Kippensedimenten des Braunkohlentagebaus Zwenkau

Universität Leipzig, Dissertation

111 S., 178 Lit., 51 Abb., 9 Tab., 5 Anlagen

Referat:

Die vorliegende Arbeit wurde im Rahmen des BMBF-geförderten Projektes „Luft- und bodengestützte spektrometrische Untersuchungen zur Differenzierung reaktiv veränderter Braunkohlentagebauegebiete in Mitteldeutschland“ (Vorhaben 02 WB 9667/5) als Kooperation zwischen dem GeoForschungsZentrum Potsdam (GFZ), dem Deutschen Zentrum für Luft- und Raumfahrt (DLR), der Gesellschaft für Angewandte Fernerkundung (GAF) und dem Umweltforschungszentrum Leipzig/Halle GmbH (UFZ) angefertigt. Idee des Projektes war es, die durch spektrometrische Erfassungsmethoden der Fernerkundung erhaltenen Überfliegungsdaten mittels konventioneller petrographischer, mineralogischer und geochemischer Analytik zu kalibrieren, um der Bergbauindustrie eine wirkungsvolle Methode zu liefern, welche es ermöglicht, die riesigen Kippenareale des Tagebaubergbaus mit geringem zeitlichen und personellen Aufwand aussagesicher zu klassifizieren, die Sachverhalte mit hoher Genauigkeit räumlich zuzuordnen und so einer geeigneten Nutzung zuzuführen.

Der Schwerpunkt dieser Arbeit lag dabei in der Charakterisierung der hydro- und geochemischen Veränderungen in den Kippensedimenten des im mitteldeutschen Raum südlich von Leipzig aufgeschlossenen Braunkohlentagebaus Zwenkau. Zu diesem Zweck wurden die Kippensedimente in Abhängigkeit des Schüttungsalters und der Lagerung sowie die Charakteristika der Kippenwässer erfaßt und die im Kippenkörper ablaufenden chemischen, petrographischen und gefügemäßigen Veränderungen sowie die Wechselwirkungen zwischen den Sedimenten, Wässern und Gasen (Bodengase) beschrieben.

