

Handlungsempfehlung

zur Bewertung des Versauerungspotentials von
Aushubmaterial durch reduzierte anorganische
Schwefelverbindungen

- Version 1.1 -

Dipl. Geow. Jens Gröger¹
Dr. Kay Hamer¹
Dr. Joachim Blankenburg²

¹Fachbereich Geowissenschaften
Universität Bremen
Postfach 330440
D-28334 Bremen

²Geologischer Dienst für Bremen (GDfB)

**Die Förderung des Projektes erfolgte durch das Land Bremen aus dem
Förderprogramm Angewandte Umweltforschung AUF.**

Bremen, 03.11.2009

Inhaltsverzeichnis

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS	5
1 DARSTELLUNG DER PROBLEMATIK „SULFATSAURE BÖDEN“	7
2 ANWENDUNGSBEREICH UND ZWECK.....	8
2.1 Anwendbarkeit	8
2.2 Allgemeine Hinweise	8
2.3 Art der Böden	8
2.3.1 Auftreten	8
2.3.2 Typische Erscheinungsformen	8
3 VORERKUNDUNG / KARTENAUSWERTUNG	9
4 PROBENAHME UND PROBENBEHANDLUNG /-LAGERUNG	9
4.1 Obligatorische Messungen/Beschreibungen	9
4.2 Optionale Messungen	10
4.3 Probenanzahl und Beprobungsdichte.....	10
4.4 Art und Durchführung der Beprobung	11
5 ANALYTISCHE VERFAHREN	12
6 BEWERTUNG UND BEWERTUNGSGRUNDLAGEN	13
6.1 Säure-Base-Bilanzierung	13
6.2 Zusätzliche Bewertungskriterien und Gefahren.....	14
7 VORSCHLÄGE ZUM BODENMANAGEMENT	15
7.1 Strategien zur Vermeidung oder Minimierung des Eingriffs in potentiell sulfatsaure Böden.....	15
7.2 On-site Management von potentiell sulfatsauren Böden	15
7.3 Umlagerung von potentiell sulfatsauren Böden (off-site)	16
8 ANALYTISCHER ANHANG	18
8.1 Bestimmung des Säurebildungspotential (SBP _{CRS}) als chromreduzierbarer Schwefel (CRS)	18
8.1.1 Bestimmungsprinzip	18
8.1.2 Geräte und Reagenzien	18
8.1.2.1 Versuchsaufbau CRS-Destillationsanlage	19

8.1.2.2	Aufbau des Jones-Reduktors.....	20
8.1.2.3	Reagenzien	20
8.1.2.4	Herstellung der Lösungen	20
8.1.2.4.1	Cr(II)-Lösung	20
8.1.2.4.2	Zn-Acetat-Lösung	21
8.1.2.5	Probenvorbereitung.....	21
8.1.3	Durchführung.....	21
8.1.4	Quantifizierung: Iodometrische Bestimmung des chromreduzierbaren Schwefels	22
8.1.4.1	Reagenzien	22
8.1.4.2	Bestimmung des Titers der Jodlösung	22
8.1.4.3	Durchführung der Titration	23
8.1.5	Auswertung und Darstellung der Ergebnisse.....	23
8.2	Säureneutralisationskapazität, titrimetrisch (SNK_T)	25
8.2.1	Batch-Verfahren (Diskontinuierliche Titration)	25
8.2.1.1	Beschreibung und Prinzip	25
8.2.1.2	Geräte und Reagenzien	25
8.2.1.3	Probenvorbereitung.....	26
8.2.1.4	Durchführung	26
8.2.1.4.1	Sonderfälle	26
8.2.1.4.2	Ende der Titration	27
8.2.2	pH _{stat} -Titration	27
8.2.2.1	Beschreibung und Prinzip	27
8.2.2.2	Geräte und Reagenzien	27
8.2.2.3	Probenvorbereitung.....	28
8.2.2.4	Durchführung	28
8.2.2.4.1	Sonderfälle	28
8.2.2.4.2	Ende der Titration	28
8.2.3	Auswertung und Darstellung der Ergebnisse.....	29
8.2.3.1	Berechnung der titrimetrischen Säureneutralisationskapazität (SNK _T).....	29
8.2.3.2	Berechnung des Säurebildungspotentials durch Eisen(II) (SBP _{Fe})	29
8.2.3.3	Berechnung des Säurebildungspotentials durch Mangan(II) (SBP _{Mn}).....	30
9	LITERATURVERZEICHNIS.....	31
10	WEITERE ANHÄNGE	33

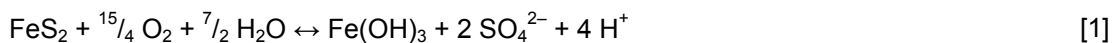
Abkürzungsverzeichnis

SBP_{CRS}	Säurebildungspotential durch reduzierte anorganische Schwefelverbindungen (Kap 8.1)
SBP_{Fe}	Säurebildungspotential durch gelöstes Eisen(II) (Kap. 8.2.3.2)
SBP_{Mn}	Säurebildungspotential durch gelöstes Mangan(II) (Kap.8.2.3.3)
SNK_T	Titrimetrisch bestimmte Säureneutralisationskapazität (Kap. 8.2)
SNK_N	Rest-Säureneutralisationskapazität (Netto-SNK), die nach der Oxidation aller reduzierten anorganischen Schwefelverbindungen verbleibt. Die SNK_N ist die Differenz zwischen der titrimetrisch bestimmten Säureneutralisationskapazität (SNK_N) und den Säurebildungspotentialen (SBP_{CRS} , SBP_{Fe} , SBP_{Mn}). (Kap. 6.1)
CRS	Chromreduzierbarer Schwefel. (Kap 8.1)

1 Darstellung der Problematik „Sulfatsaure Böden“

In Norddeutschland treten in Niederungs- und Küstengebieten im wassergesättigten Untergrund von Böden oder Sedimenten häufig große Mengen an Eisensulfiden (meistens Pyrit) auf. Diese haben sich auf natürliche Weise in den letzten 8000 Jahren gebildet. Im wassergesättigten Bereich der Böden stellen sich häufig reduzierende Bedingungen ein. Hier kann Sulfat (z.B. aus Meer- oder Brackwasser) mit organischem Material zu Sulfid umgesetzt werden (Sulfatreduktion). Das gelöste Sulfid kann anschließend im Boden als Eisensulfid fixiert werden, sofern eine Eisenquelle vorhanden ist. Die gebildeten Eisensulfide sind stabil, solange reduzierende Bedingungen erhalten bleiben. Neben diesen anorganischen reduzierten Schwefelverbindungen, treten auch organische Schwefelverbindungen auf. Deren Säurebildungspotential gilt aber in sulfidreichen Böden als vernachlässigbar (Ahern et al., 2004).

Bei einem Aushub eines solchen Bodens und dem Kontakt mit Luftsauerstoff, werden die Eisensulfide oxidiert. Schematisch ist das im Folgenden an der Pyritoxidation dargestellt. Bei der Oxidation von Pyrit (FeS_2) werden pro Mol Pyrit 4 Mol Säure freigesetzt:



Übersteigt das Säurebildungspotential durch Eisensulfide die Säureneutralisationskapazität des Bodens, spricht man von einem **potentiell sulfatsauren Boden**. Durch Oxidation kann es auf diese Weise zu einer starken Versauerung des Bodens kommen. Ein **potentiell sulfatsaurer Boden** wird somit zu einem **effektiv sulfatsauren Boden**. Hierbei werden pH-Werte von pH 2-4 erreicht. Bei derartig niedrigen pH-Werten nimmt die Mobilität von Schwermetallen deutlich zu. Ebenso treten hohe Konzentrationen von Aluminium, die pflanzenschädigend wirken können, und hohe Sulfatkonzentrationen auf (oft mehrere 1000mg/l). Drainagewässer derartiger Böden können zusätzlich hohe Eisen(II)-Konzentrationen aufweisen. Auf diesem Weg wird Azidität aus dem Boden exportiert. Im Kontakt mit Sauerstoff, z.B. in einem Graben oder Vorfluter, wird das Eisen(II) oxidiert und als Eisenhydroxid ausgefällt. Hierbei wird weitere Säure freigesetzt, so dass der pH in den betroffenen Gewässern auf pH-Werte <4 absinken kann. Ein geogenes Material kann auf diese Weise Qualitäten eines Abfalls entwickeln.

Definition: „Sulfatsaure Böden“

verändert nach DOE (2003) und Pons (1973)

Sulfatsaurer Boden bezeichnet natürliche, z.B. in Niederungs- und Küstengebieten auftretende Böden und Sedimente (auch nach erfolgter Umlagerung durch Aushub, Aufspülen und dgl.), die relevante Mengen an Eisensulfiden (meistens Pyrit) aufweisen oder aufwiesen und durch oxidative Prozesse bei nicht ausreichender Säureneutralisationskapazität versauern, versauert sind oder versauern können. „Sulfatsaure Böden“ umfassen **“potentiell sulfatsaure Böden”** und **“effektiv sulfatsaure Böden”**.

“Effektiv sulfatsaure Böden” sind Böden, in denen die partielle oder vollständige Oxidation der enthaltenen Eisensulfide zu einer Säurefreisetzung geführt hat und der pH-Wert durch diese Säurefreisetzung und durch mangelnde Säureneutralisationskapazität $\leq$ pH 4 ist. Der pH kann aber bei Umlagerung / Belüftung durch vorhandene Restmengen Pyrit oder durch Zersetzung von Oxidationsprodukten (z.B. Jarosit) noch weiter sinken.

“Potentiell sulfatsaure Böden” sind Böden, in denen die Oxidation der vorhandenen Eisensulfide noch nicht oder nur in begrenztem Maße stattgefunden hat, so dass noch kein Abfall des pH-Werts auf oder unter pH 4 aufgetreten ist, die jedoch nach Oxidation (z.B. durch Belüftung/Inkubation) einen pH-Wert $\leq$ 4 aufweisen.

2 Anwendungsbereich und Zweck

Diese Handlungsempfehlung dient der Bewertung des durch Eisensulfide bedingten Versauerungspotentials von Bodenaushub. Sie soll es ermöglichen, vor einer Baumaßnahme eine sichere Abschätzung über das Versauerungspotential des anfallenden Aushubs zu erhalten.

2.1 Anwendbarkeit

Die hier vorgestellten Verfahren sind für die meisten Böden anwendbar. **Sie sind jedoch nicht einsetzbar im Falle von Kiesen oder Festgesteinen.** Die hier beschriebenen chemisch-analytischen Verfahren erlauben die Bewertung, ob der pH-Wert des Aushubs nach Belüftung, durch die Oxidation von Eisensulfiden, unter pH 4 fällt. Ein pH von 4 wurde als Referenz gewählt, da unterhalb von pH 4 die Schwermetallmobilität stark zunimmt und auch Aluminium pflanzenschädigende Konzentrationen erreichen kann. In bereits stark sauren Böden (pH<4) lässt sich mit diesen Verfahren nur abschätzen, ob eine weitere Versauerung durch Sulfidoxidation zu erwarten ist. Die Bewertung einer weiteren Versauerung eines sulfatsauren Bodens (pH ist bereits <4) z.B. durch die Zersetzung säurebildender Sulfate (z.B. Jarosit), ist nicht möglich.

Es ist zu beachten, dass es auch natürlich saure Milieus existieren, die nicht durch Sulfidoxidation entstanden sind. Ein Beispiel sind Hochmoore, die häufig pH-Werte zwischen 3-4 aufweisen, jedoch keine relevanten Mengen an Eisensulfiden enthalten oder zu einem früheren Zeitpunkt enthielten.

2.2 Allgemeine Hinweise

Es wird dringend empfohlen, bei geplanten Maßnahmen einen Sachverständigen hinzuzuziehen, der mit der Thematik „sulfatsaure Böden“ vertraut ist. Auf diese Weise lassen sich, unter Berücksichtigung der komplexen Prozesse, angemessene Probenzahlen gewährleisten und eine unnötige Entsorgung von nicht betroffenem Boden wird vermieden.

2.3 Art der Böden

2.3.1 Auftreten

Böden mit den Eigenschaften sulfatsaurer Böden treten in Norddeutschland vor allem in Niederungsgebieten und hier vorrangig in Marsch- und Niedermoorregionen auf. Besonders gefährdet sind Gebiete in denen eine Verzahnung von organischen und klastischen Bestandteilen auftritt (Übergangsbereich Moor/Marsch und Geestrandbereich).

2.3.2 Typische Erscheinungsformen

Potentiell sulfatsaure Böden können sehr verschiedenartig ausgeprägt sein. Zwei häufig in Norddeutschland auftretende Formen erscheinen als:

- Grauer, schluffiger Ton bis toniger Schluff mit organischen Bestandteilen (z.B. Schilffreste)
- Niedermoortorf mit Schlicklagen und/oder mit Kleiüberdeckung

Ein potentiell sulfatsaurer Boden kann auch in anderen Substraten entstehen, bei Vorhandensein einer Sulfatquelle (z.B. Meerwasser), reduzierbaren Eisenverbindungen und organischer Substanz. Ein effektiv sulfatsaurer Boden ist fast immer von potentiell sulfatsaurem Boden unterlagert.

Sehr problematisch sind potentiell sulfatsaure Sande. Bei Sanden reichen oft geringe Mengen an Sulfiden, um nach der Oxidation sehr niedrige pH-Werte zu erreichen, da Sande häufig eine äußerst geringe Säureneutralisationskapazität haben.

3 Vorerkundung / Kartenauswertung

Vor einer geplanten Maßnahme ist es ratsam, vorhandenes Kartenmaterial und vorhandene Bohrungsdaten auszuwerten (z.B. Bodenkarten, Bohrdatenbanken). Bodenkarten beziehen sich allerdings meistens nur auf die oberen 2 m ab Geländeoberkante (GOK). Die Böden darunter können z.B. in den Küstenmarschen deutlich anders ausgeprägt sein. Kartenwerke verschiedener Maßstäbe, die herangezogen werden können, sind u.a. Holozänbasiskarten, Karten der Geest/Marsch Verbreitung (Bodenlandschaften) und Karten der Maschenkartierung. Anhand der Holozänbasiskarten ist es möglich, Ablagerungsräume und –szenarien abzuleiten, die eng mit der Bildung sulfatsaurer Böden verbunden sind. In den Kartenwerken zur Marschenkartierung sind zusätzlich effektiv sulfatsaure Böden mit dem Auftreten von Maibolt (besteht u.a. aus Jarosit, ein Oxidationsprodukt von Pyrit) vermerkt. Effektiv sulfatsaure Böden werden häufig von potentiell sulfatsauren Böden unterlagert. Für Bremen sind Informationen aus der Baugrunderkennung (Ortlam und Schnier 1980) für die oberen 10 m zu entnehmen. Eine Überarbeitung der Karte findet zurzeit statt.

Es muss jedoch darauf hingewiesen werden, dass Kartenwerke z.T. falsche oder widersprüchliche Informationen enthalten und damit nicht als einziges Kriterium für eine Vorbewertung dienen können.

4 Probenahme und Probenbehandlung /-lagerung

Die Beprobung und Auswertung sollte durch einen Sachverständigen ausgeführt werden. Die Empfehlungen für die Probenahme orientieren sich an Regelwerken australischer Umweltbehörden und –verwaltungen (Ahern et al. (1998), DOE (2006), EPA (1999)). In Australien ist die Problematik sulfatsaurer Böden weit verbreitet. Seit über 10 Jahren wird hier an Konzepten zum Umgang mit sulfatsauren Böden und deren Bewertung gearbeitet.

4.1 Obligatorische Messungen/Beschreibungen

Die Bodenprofile sind nach Kartieranleitung KA5 (AG Boden 2009a) in verkürzter Fassung nach „Geländeformblatt für Untersuchungen nach § 12 BBodSchV (Aufbringen von Materialien)“ (AG Boden 2009b) zu beschreiben. Obligatorische Felder sind in grau gehalten. Aufzuführen sind hier:

- Bodenart (Torf, Mineralboden, Bodenprofil etc.), Abschätzung der Korngröße, Farbe, Humusgehalt, Geruch, sichtbare Pflanzenreste (z.B. Schilf) etc.
- Beschreibung von Fleckungen, Hydromorphie Merkmalen (Feld 30, 31), vor allem strohgelbe Jarosifflecken (aufzuführen als Beimengungen, Feld 47D)
- Fotos des Profils/Kerns
- Wasserstand unter GOF (Feld 53b) im Bohrloch und/oder in angrenzenden Gewässern (Wasserstand in Gewässern unter „Bemerkungen“ auführen)

- Auftreten von Eisenfällungen in umgebenden Gräben/Gewässern (unter „Bemerkungen“)
- Salzsäure-Schnelltest mit 3% HCl (Carbonatgehalt (Feld 46) und säureflüchtige Sulfide (H₂S-Geruch bei Kontakt des Bodens mit Salzsäure, aufzuführen unter „Bemerkungen“)

4.2 Optionale Messungen

Dringend wünschenswert ist es, folgende Parameter im Gelände zu bestimmen. Anhand dieser Parameter lässt sich die zu untersuchende Probenanzahl **fallweise reduzieren**.

- pH-Wert im Boden (Einstichmessung oder in Wasser (fest/flüssig = 1:5). Nicht in CaCl₂ oder KCl messen.
- RedOx-Potential-Messungen im Boden (Einstichsonde)

Anhand der pH/Eh-Messungen und der Beschreibungen (siehe 4.1) kann durch einen Sachverständigen ausgewählt werden, welche der genommenen Proben untersucht werden müssen (nicht alle 25 cm, siehe 4.4). Wenn keine Messungen des pH/Eh-Werts durchgeführt wurden, folgt daraus in den meisten Fällen ein höheres Probenaufkommen.

4.3 Probenanzahl und Beprobungsdichte

Die Beprobungsempfehlungen gelten für Bodenproben, die durch Bohrung entnommen werden. Die Empfehlungen gelten nicht für Haufwerke. Das Bohrverfahren muss eine tiefenorientierte Probenahme zulassen, ohne den Boden stark zu verändern. Die Anzahl der Proben richtet sich dabei nach Art des geplanten Eingriffs und der betroffenen Fläche/Strecke. Unterschieden wird zwischen **linearen** und **nicht-linearen** Eingriffen. Lineare Eingriffe sind z.B. Leitungsbau oder Straßenbau. Nicht-lineare Eingriffe sind z.B. der Aushub von Baugruben. Die Empfehlungen zur Probenahme bei nicht-linearen Eingriffen sind in Tabelle 1 zu finden.

Tabelle 1: Empfehlungen für den Beprobungsumfang bei nicht-linearen Eingriffen (basierend auf Ahern et al. (1998), DOE (2006), EPA (1999))

Größe des Eingriffs	Erforderliche Bohrungen
Bis 1 ha	4
1-2 ha	6
2-3 ha	8
3-4 ha	10
>4 ha	2 pro ha

Die Verteilung der Bohrungen ist so anzulegen, dass diese möglichst repräsentativ sind. Hierzu sollten Bodenkarten konsultiert werden und Sachverständige hinzugezogen werden. Die Proben müssen eine repräsentative Teilprobe der beprobten Tiefe darstellen.

Bei **linearen** Eingriffen wird empfohlen **alle 50 m** eine Bohrung abzuteufen (Ahern et al. (1998), DOE (2006), EPA (1999)).

4.4 Art und Durchführung der Beprobung

Die Beprobungen des Bodens erfolgen tiefenorientiert. Mischproben sind **unzulässig**. In jedem Fall wird alle 25 cm eine Probe genommen (auch wenn diese nach einer Bewertung durch einen Sachverständigen später nicht untersucht wird). Wenn ein Schichtwechsel auftritt, wird dort eine zusätzliche Probe entnommen.

Die Probenahme sollte nach Vorschlägen australischer Umweltbehörden bis 1 m unter der geplanten Eingriffstiefe erfolgen (Ahern et al. (1998), DOE (2006), EPA (1999)). Dies ist erforderlich, wenn eine Wasserhaltung durchgeführt wird, die dazu führt, dass im Untergrund verbleibendes Material drainiert wird und somit oxidieren kann. In diesem Fall müssen auch für das im Untergrund verbleibende Material die Versauerungseffekte abgeschätzt werden.

Die Proben sollten feldfeucht luftdicht verpackt und umgehend gekühlt werden. Bis zur Analyse wird die Kühlung aufrechterhalten. Wenn die Proben nicht innerhalb von 24 Stunden untersucht werden können, müssen sie bis zur Analyse eingefroren werden.

5 Analytische Verfahren

Als Bewertungsgrundlage zur Abschätzung einer potentiellen Versauerung von Aushubmaterial werden das Säurebildungspotential durch reduzierte anorganische Schwefelverbindungen (SBP_{CRS}), die Säurebildungspotentiale durch gelöstes Eisen(II) und Mangan(II) (SBP_{Fe} , SBP_{Mn}) und die titrimetrische Säureneutralisationskapazität bis pH 4 (SNK_T) bestimmt und bilanziert. Die Differenz aus diesen Parametern ist die nach der Oxidation des Bodens verbleibende Netto-SNK (SNK_N). Der Aufbau und Ablauf der Analysen und Auswertungen ist vereinfacht in Abb. 1 dargestellt. Die analytischen Verfahren sind im analytischen Anhang detailliert aufgeführt (Kap. 8).

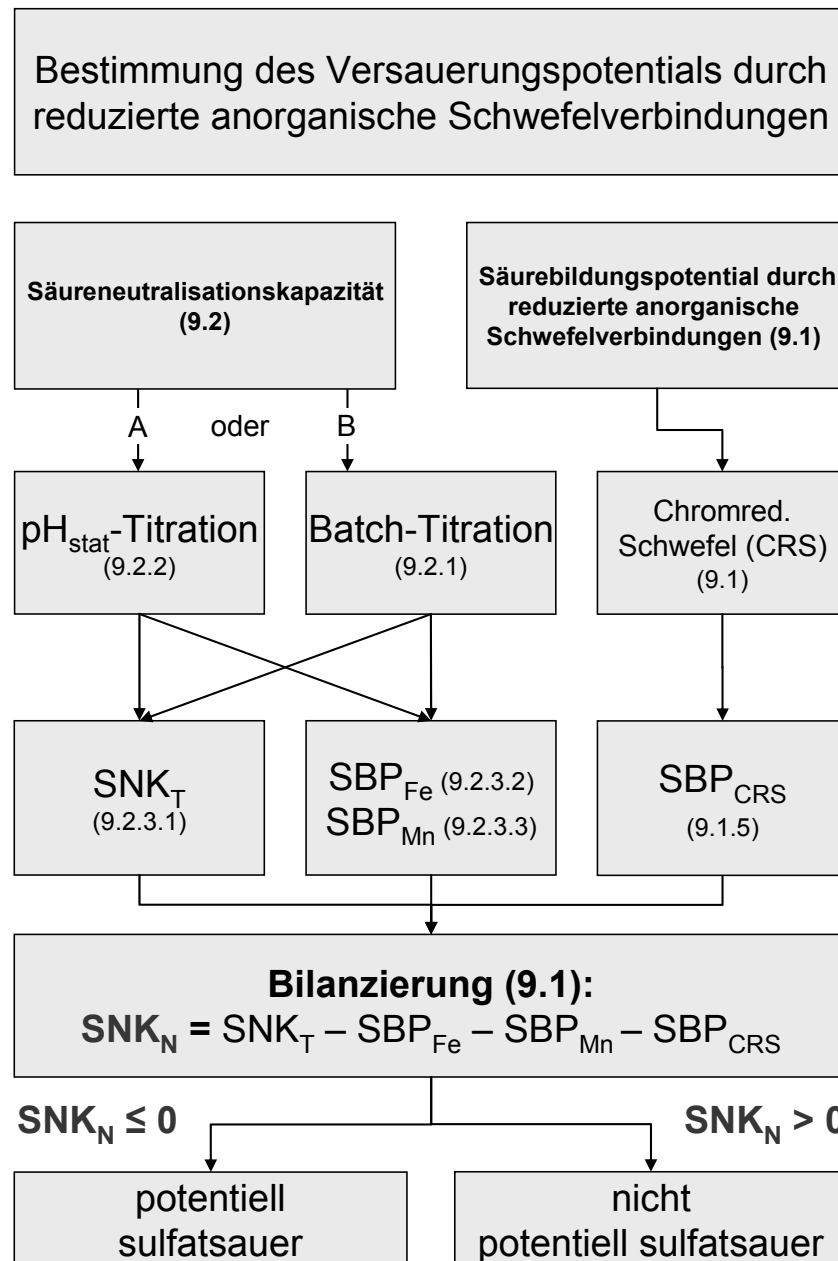


Abb. 1: Analysen- und Auswertungsschema zur Bestimmung des Versauerungspotentials durch reduzierte anorganische Schwefelverbindungen. Nummern in Klammern verweisen auf die entsprechenden Kapitel in der Handlungsempfehlung.

6 Bewertung und Bewertungsgrundlagen

6.1 Säure-Base-Bilanzierung

Die Netto-Säureneutralisationskapazität SNK_N ist die Differenz aus der titrimetrisch bestimmten Säureneutralisationskapazität SNK_T und den bestimmten Säurebildungspotentialen.

Sie berechnet sich aus der titrimetrisch bestimmten SNK_T (8.2.3.1), dem Säurebildungspotential durch reduzierte anorganische Schwefelverbindungen SBP_{CRS} (8.1), dem Säurebildungspotential durch Eisen(II) SBP_{Fe} (8.2.3.2) und dem Säurebildungspotential durch Mangan(II) SBP_{Mn} (8.2.3.3). Die SNK_N ist die nach der Oxidation des Bodens verbleibende Restsäureneutralisationskapazität bis pH 4:

$$SNK_N = SNK_T - SBP_{CRS} - SBP_{Fe} - SBP_{Mn} \quad [2]$$

SNK_N	Netto-Säureneutralisationskapazität = nach der Oxidation des Bodens verbleibende Restsäureneutralisationskapazität bis pH 4, in mmol/kg
SNK_T	Säureneutralisationskapazität des Untersuchungsmaterials, titrimetrisch, in mmol/kg
SBP_{CRS}	Säurebildungspotential durch anorganische reduzierte Schwefelverbindungen, in mmol/kg
SBP_{Fe}	Säurebildungspotential durch gelöstes Eisen(II), in mmol/kg
SBP_{Mn}	Säurebildungspotential durch gelöstes Mangan(II), in mmol/kg

Es werden grundsätzlich zwei Fälle unterschieden:

- 1) $SNK_N > 0$ – Es ist **keine** Versauerung durch reduzierte anorganische Schwefelverbindungen auf pH-Werte unter 4 zu erwarten
- 2) $SNK_N \leq 0$ – Es ist eine Versauerung durch reduzierte anorganische Schwefelverbindungen auf pH-Werte unter 4 zu erwarten. **Es liegt ein potentiell sulfatsaurer Boden vor.**

Die folgenden Entscheidungshilfen sind Vorschläge, die der Sachverständige aufgreifen kann:

1. Wenn die $SNK_N < 10\%$ von der SNK_T ist, sollten weitere Untersuchungen zur Absicherung erfolgen. Pro ha Untersuchungsfläche müssen zwei zusätzliche Profile aufgenommen und analysiert werden.
2. Wenn die $SNK_N < 30$ mmol/kg ist, sollten weitere Untersuchungen zur Absicherung erfolgen. Pro ha Untersuchungsfläche müssen zwei zusätzliche Profile aufgenommen und analysiert werden. Diese gilt nicht für Böden mit grundsätzlich geringer Säureneutralisationskapazität, wenn in allen Fällen der CRS-Gehalt unter der Bestimmungsgrenze lag.
3. Wenn $CRS < 1\text{g/kg}$ und SNK_N positiv und Kriterien 1 und 2 nicht erfüllt sind, kann das Material ohne weitere Maßnahmen oxisch abgelagert werden.
4. Wenn $CRS > 1\text{g/kg}$ und SNK_N positiv und Kriterien 1 und 2 nicht erfüllt sind, dann muss eine fallabhängige Bewertung durchgeführt werden (siehe auch Kap. 6.2).

Bei Böden, bei denen eine $SNK_N \leq 0$ bestimmt wird (potentiell sulfatsaurer Boden), ist in jedem Fall ein Bodenmanagement erforderlich, das nach Möglichkeit die Belüftung des Aushubs

verhindert. Weitere Hinweise hierzu siehe Kapitel 7. Bei Böden mit $SNK_N > 0$ ist zu beachten, wie hoch der Gehalt an reduzierten Schwefelverbindungen (CRS) ist. Das Material ist nicht grundsätzlich unbedenklich (vergl. Kap. 6.2).

6.2 Zusätzliche Bewertungskriterien und Gefahren

Auch wenn ausreichend Restsäureneutralisationskapazität SNK_N in einem Boden vorhanden ist, können bei der Oxidation hohe Eisen(II)-Frachten auftreten. In jedem Fall treten bei höheren CRS -Gehalten nach der Oxidation hohe Sulfatfrachten auf. Die Problematik der Sulfatfrachten sollte Fall für Fall im jeweiligen Kontext bewertet werden.

Es ist im Einzelnen zu prüfen, ob anliegende Entwässerungsgräben gegebenenfalls gekalkt werden müssen, um eine Versauerung durch Aziditätsexport über gelöstes Eisen(II) zu vermeiden. Austretende anoxische Wässer können zwar neutral bis schwach sauer sein, jedoch bei hohen Eisen(II)-Konzentrationen im Kontakt mit Luftsauerstoff durch die Oxidation und Fällung des Eisens versauern.

7 Vorschläge zum Bodenmanagement

Bei dem Umgang mit potentiell sulfatsauren Böden sollten grundsätzlich drei Kernstrategien verfolgt werden, die hier in hierarchischer Reihenfolge aufgeführt sind:

- 1) Vermeidung oder Minimierung des Eingriffs
- 2) On-site Management
- 3) Umlagerung/Ablagerung

Ziel aller Maßnahmen muss eine Vermeidung negativer Einflüsse auf die möglicherweise betroffenen Schutzgüter sein. Gleichzeitig sollte der Material-, Arbeits- und Kostenaufwand minimiert werden.

7.1 Strategien zur Vermeidung oder Minimierung des Eingriffs in potentiell sulfatsaure Böden

Die Vermeidung von Aushub, der potentiell sulfatsauer ist, könnte bereits bei der **Erstellung von Bebauungsplänen und der Ausweisung von Gewerbegebieten** anfangen. Hier könnten gegebenenfalls bereits Eingriffe in Arealen vermieden werden, die aus Kartenauswertungen und/oder Voruntersuchungen als gefährdet einzustufen sind. In solchen Fällen ist es ratsam, eine **Alternativfläche** für die geplante Maßnahme zu bestimmen. Ist es nicht möglich, den Eingriff an einem bestimmten Ort zu verhindern, sollte überprüft werden, ob die **Lage der Eingriffe auf der Zielfläche** (damit also in den meisten Fällen die Lage der Bebauung) so angepasst werden kann, dass möglichst wenig potentiell sulfatsaures Bodenmaterial betroffen ist.

Wenn die oben genannten Möglichkeiten nicht machbar sind, sollte überprüft werden, ob sich gegebenenfalls **Fundamente** anpassen lassen. So könnten z.B. Punkt- statt Flächenfundamente Einsatz finden, um einen größeren Eingriff zu vermeiden. Ebenso sollte geprüft werden, ob sich der Austausch von nicht-tragfähigem Material durch **Auflastverdichtung** vermeiden lässt. In jedem Fall muss beim Vorliegen potentiell sulfatsaurer Böden, sofern möglich, eine starke Grundwasserabsenkung vermieden werden, da das Material sonst auch im unveränderten Schichtverband oxidieren kann.

7.2 On-site Management von potentiell sulfatsauren Böden

Ist ein Eingriff, der potentiell sulfatsaure Böden betrifft, nicht vermeidbar, so sollte das Material möglichst wenig transportiert werden und möglichst umgehend wieder in den reduzierten Bereich des Untergrunds verbracht werden. Der **Wiedereinbau des Aushubs** muss unterhalb des mittleren Grundwassertiefstandes erfolgen, um zu gewährleisten, dass im Aushubmaterial reduzierende Bedingungen erhalten bleiben. Die Unterbringung von Aushubmaterial auf der Fläche ist nur möglich, wenn nicht auf der gesamten Fläche ein Bodenaustausch erforderlich ist. In Abb. 2 sind Ablagerungsvarianten dargestellt. Die Tiefenbereiche der potentiell sulfatsauren Böden müssen vorher analytisch bestimmt worden sein. Szenario 1 stellt aus Sicht der möglichen Versauerung die beste Alternative dar. Es wird hier der reduzierte Boden aus dem Grundwasser entnommen und gleich wieder unterhalb des Grundwassertiefstandes eingebaut. In Szenario 2 wird der potentiell sulfatsaure Boden oberhalb des mittleren Grundwassertiefstandes eingebaut, dies wird zu einer Oxidation der Sulfide und zu einer Versauerung führen. Diese Variante kann daher nicht empfohlen werden.

Im Fall von Leitungsbau (linearer Eingriff) sollte ein rascher schichtkonformer Wiedereinbau erfolgen. Hierzu müsste das Aushubmaterial während der Baumaßnahme nach oxidischem und anoxischem Boden sortiert werden.

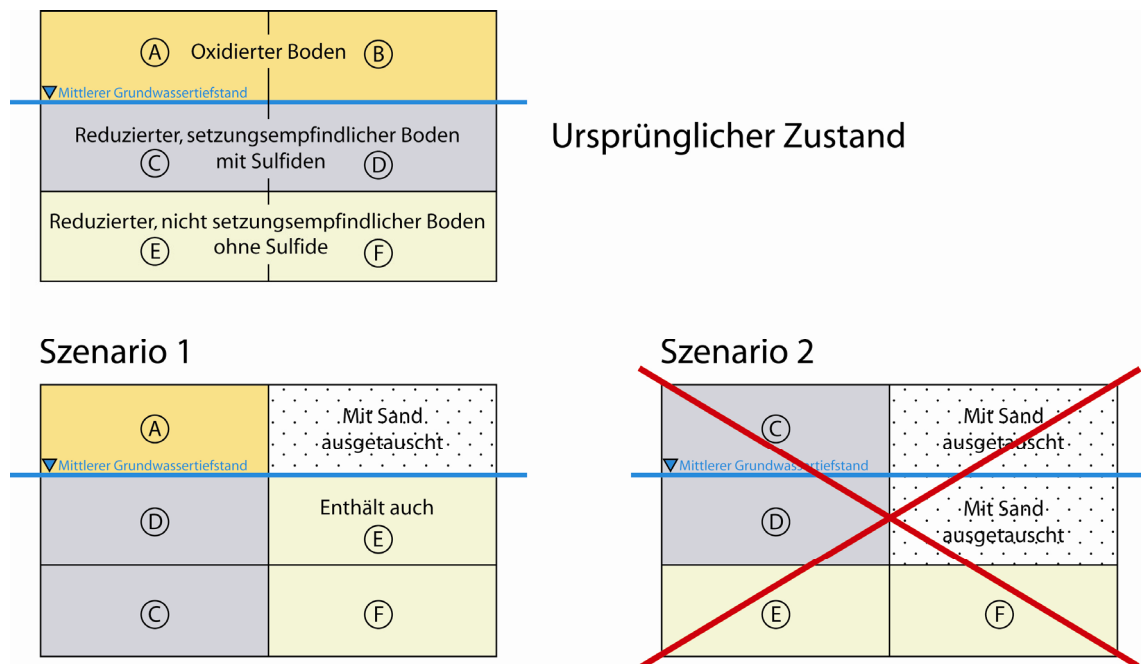


Abb. 2: Szenarien für das on-site Management von potentiell sulfatsauren Böden.

7.3 Umlagerung von potentiell sulfatsauren Böden (off-site)

Sollten weder Vermeidungsstrategien, noch ein on-site Management durchgeführt werden können, muss das Aushubmaterial umgelagert werden. Ziel hierbei muss, wie auch in den anderen Management-Optionen, die Vermeidung der Oxidation sein.

Denkbar wäre eine kontrollierte **subaquatische Deponierung** des unoxidierten Materials, wie es z.T. bereits bei Baggergut aus Schifffahrtswegen durchgeführt wurde (Hakstege 2007). Hierzu müssen allerdings die rechtlichen Rahmenbedingungen geprüft werden. In erster Linie sollte hier die Verfüllung von existierenden Vertiefungen vorgenommen werden. Die Deponierung könnte abgedeckt unterhalb eines Wasserkörpers oder abgedeckt unter Grundwasserbedeckung erfolgen (siehe Abb. 3).

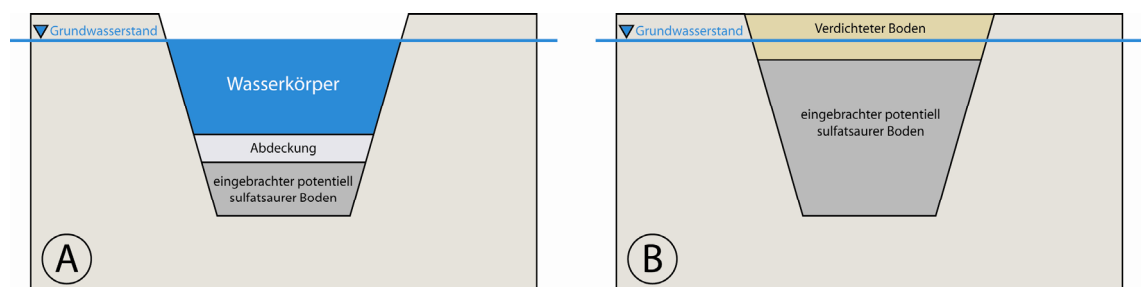


Abb. 3: Schematische Darstellung zur subaquatischen Ablagerung von potentiell sulfatsauren Böden (verändert nach Dear et al. 2002).

Eine weitere Alternative wäre die Anlage von Poldern zur Erzeugung **künstlicher Feuchtgebiete**. Diese könnten gleichzeitig als Ersatz- oder Ausgleichsmaßnahmen dienen,

sofern das entstehende Habitat als Ersatz für die ursprünglich beeinträchtigte Fläche tauglich ist.

Als letzte Möglichkeit bietet sich die **oxische Deponierung** an. Diese sollte nur mit einer Neutralisation der entstanden Säure erfolgen, z.B. durch Kalkung (siehe Abb. 4). Es wären jedoch Sicherungsmaßnahmen erforderlich. Selbst wenn das Material neutralisiert wird, treten hohe Sulfatfrachten auf. Ebenso ist mit einem hohen Austrag an gelöstem Eisen(II) zu rechnen, das in angrenzenden Gewässer zu einer beträchtlichen Versauerung führen kann. Erfolgt keine Neutralisation, ist zudem mit hohen Schwermetall-, Aluminium- und Manganfrachten zu rechnen.

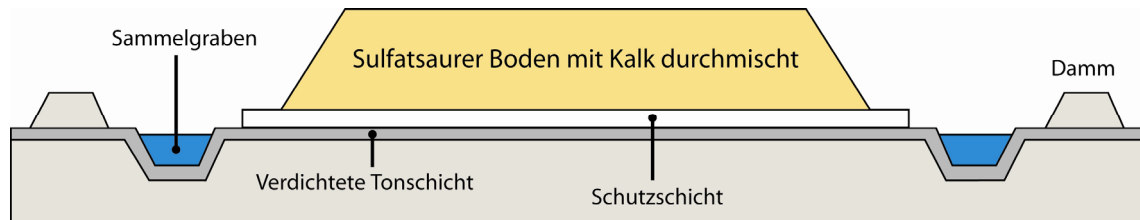


Abb. 4: Schematischer Aufbau einer möglichen oxischen Deponierung mit Kalk behandelter sulfatsaurer Böden (verändert nach Dear et al. 2002).

8 Analytischer Anhang

8.1 Bestimmung des Säurebildungspotential (SBP_{CRS}) als chromreduzierbarer Schwefel (CRS)

8.1.1 Bestimmungsprinzip

Das Säurebildungspotential reduzierter anorganischer Schwefelverbindungen wird als chromreduzierbarer Schwefel bestimmt. In einer heißen, sauren Cr(II)-Lösung werden reduzierte anorganische Schwefelspezies zu H_2S reduziert oder umgesetzt (im Falle von bereits vorliegenden Sulfiden der Oxidationsstufe –II). Das entstehende H_2S wird über einen Inertgasstrom (z.B. Argon oder sauerstofffreier Stickstoff) in eine Gasfalle überführt. In der Gasfalle wird eine Zn-Acetat-Lösung vorgelegt, so dass einströmendes H_2S als Zinksulfid (ZnS) gefällt wird und anschließend iodometrisch bestimmt werden kann. Im Gegensatz zu den meisten anderen CRS-Verfahren erlaubt die hier beschriebene Modifikation zusätzlich die vollständige Erfassung elementaren Schwefels (Gröger et al. 2009).

Das Verfahren erfasst Eisensulfide (FeS , FeS_2), elementaren Schwefel (S^0) und weitere Metallsulfide. Sulfate und organische Schwefelverbindungen werden nicht erfasst. CRS-Verfahren sind unter anderem in den Normen DIN 4030-2 (2008) und DIN 51724-2(1999) beinhaltet und dienen auch hier der Bestimmung reduzierter anorganischer Schwefelverbindungen, allerdings in anderen Zusammenhängen.

8.1.2 Geräte und Reagenzien

- 100 ml Erlenmeyerkolben mit NS29/32
- Zweihalsaufsatz mit NS 29/32
- Einleitungsrohr mit NS 29/32 und Verengung am Auslass
- 100ml Tropftrichter mit Druckausgleich und 2x NS 29/32
- Dimrothkühler mit 2x NS 29/32 + PVC-Schläuche + Durchflussmesser
- Winkelstück mit NS 29/32
- Glaspipette
- Gasfalle (z.B. Gaswaschflasche, hohes Becherglas oder ähnliches Behältnis)
- Magnetrührer mit Heizplatte und Magnetührstab
- Jones Reduktor (siehe Kap. 8.1.2.2)

8.1.2.1 Versuchsaufbau CRS-Destillationsanlage

Der Aufbau der CRS-Destillationsanlage ist in Abb. 5 dargestellt und wurde aus Gröger et al. (2009) entnommen. Alternativ zu dem hier gezeigten Aufbau können z.B. auch Mehrhalsrundkolben anstatt eines Erlenmeyerkolbens mit Zweihalsaufsatz und Tropftrichter verwendet werden. Hier müsste die Zugabe von Lösungen über Injektionsports an den Halsen des Rundkolbens erfolgen. Die Destillationsanlage muss unter einem Labor-Abzug stehen.

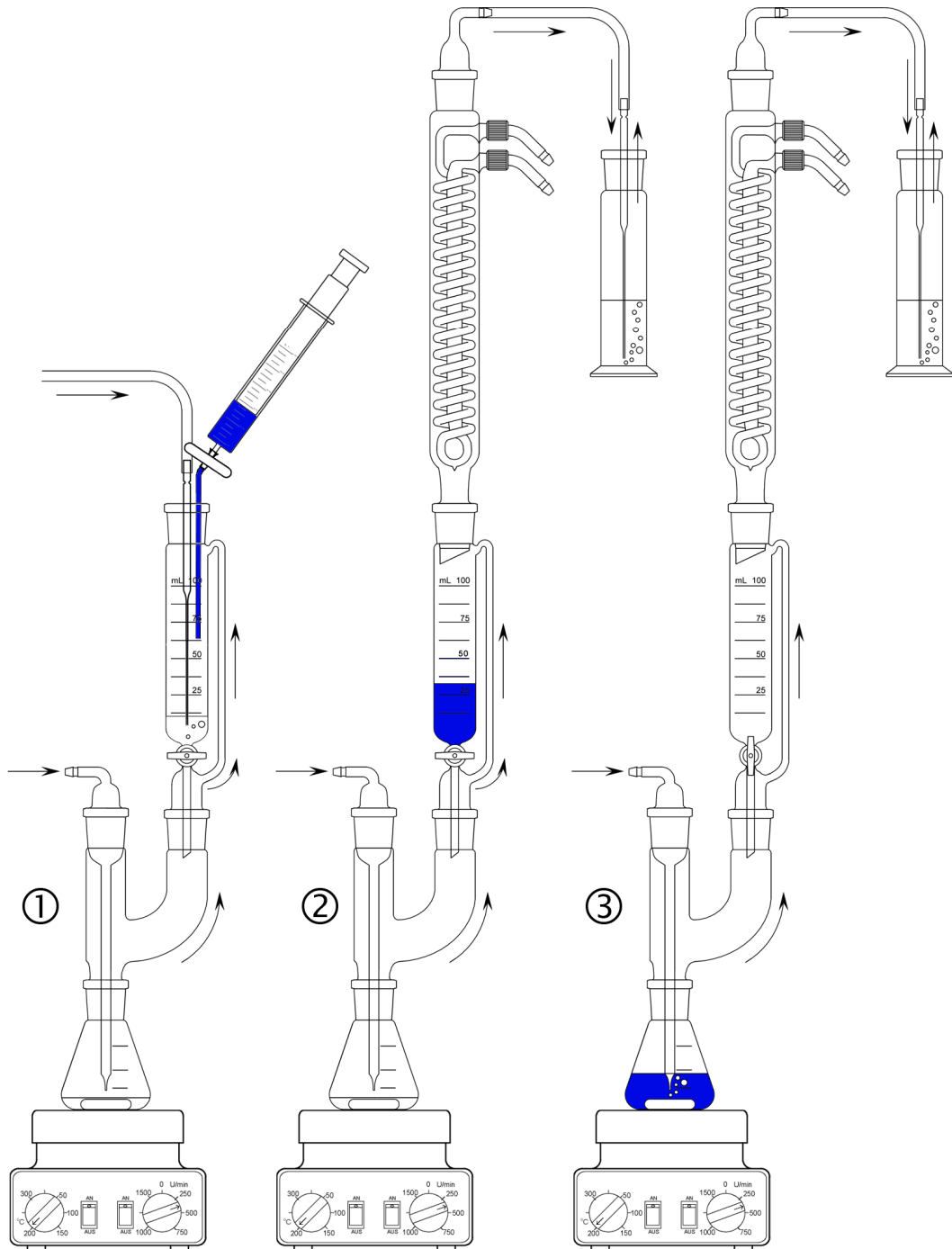


Abb. 5: Versuchsaufbau der CRS-Extraktion. 1) Zuführung der Cr(II)-Lösung nach Entgasung der übrigen Reagenzien. 2) Verschließen und Spülen der Apparatur. 3) Beginn der Destillation. Schwarze Pfeile zeigen den Argonstrom an. Verändert nach Gröger et al. (2009).

8.1.2.2 Aufbau des Jones-Reduktors

Die hier verwendete vereinfachte Form eines Jones-Reduktors wird zur Reduktion von Cr(III) zu Cr(II) benutzt. Die gewonnene Cr(II)-Lösung wird in der CRS-Extraktion zur Reduktion der anorganischen Schwefelverbindungen benötigt.

Der Aufbau ist in Abb. 6 dargestellt. In ein Glasgefäß werden granuliertes Zink und eine frische Chrom(III)chlorid-Lösung (Ansetzen der Lösung siehe Kap. 8.1.2.4.1) gefüllt.

Das Gefäß wird bis auf einen kleinen Auslass verschlossen. An den Auslass wird ein Schlauch angeschlossen, der in ein Becherglas mit Wasser getaucht wird. Bei der Reaktion entsteht als Nebenprodukt Wasserstoff. Dieser kann entweichen, ohne dass Sauerstoff von außen zutreten kann. In salzsaurer Lösung unter Luftabschluss reagiert Cr(III) mit Zn zu Cr(II).

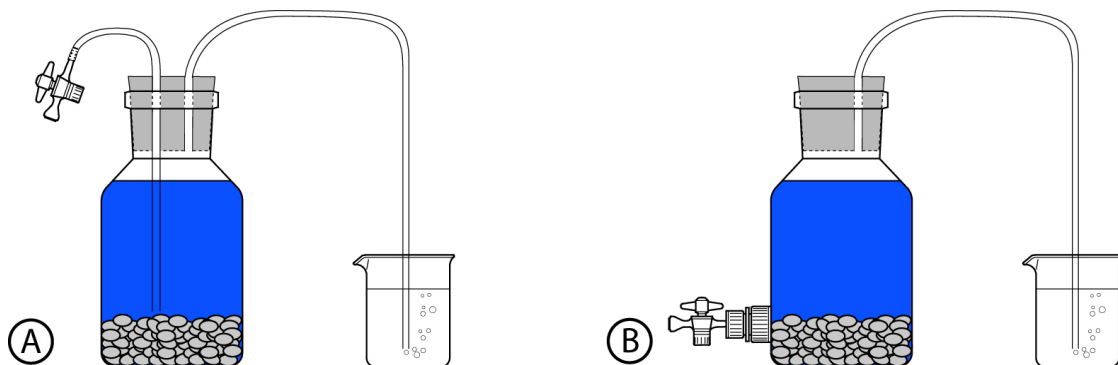


Abb. 6: Schematischer Aufbau eines vereinfachten Jones-Reduktors. A: Aufbau mit Weithalsflasche und Stopfen (kann auch z.B. durch Woulff'sche Flasche ersetzt werden). B: Aufbau mit Abklärflasche. In beiden Fällen erfolgt das Abziehen der Lösung über den Ventilhahn mit einer Spritze. Der Entgasungsschlauch muss beim Abziehen der Lösung in einem Gefäß, das mit Argon gespült wird, hängen.

8.1.2.3 Reagenzien

- Konzentrierte Salzsäure (HCl, 37%)
- Ethanol
- Chrom(III)chloridhexahydrat ($\text{CrCl}_3 \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$)
- Zn-Acetat-Dihydrat ($\text{Zn}(\text{CH}_3\text{COO})_2 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$)

8.1.2.4 Herstellung der Lösungen

8.1.2.4.1 Cr(II)-Lösung

Für den Ansatz der 2 mol/l Cr(III)-Lösung werden 106,58 g $\text{CrCl}_3 \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$ in ein 200 ml Becherglas eingewogen. Diese unter Rühren in ca. 150 ml destilliertem Wasser und 8,4 ml HCl (37%) lösen. Anschließend die Lösung quantitativ in einen 200 ml Kolben überführen und auf 200 ml auffüllen. Lösung schütteln und ohne Nachspülen in den Jones-Reduktor überführen und den Jones-Reduktor verschließen. Nach ca. 24 h, wenn die zuvor dunkelgrüne Lösung klar ist und eine satte Blaufärbung aufweist, ist die Reaktion abgeschlossen (auf Trübung gegen das Licht prüfen, deutet auf nicht abgeschlossene Reaktion hin). Die Reaktion kann beschleunigt werden, indem das Gefäß während der Reaktion mit einem sauerstofffreien Inertgasstrom (z.B. Argon) durchspült wird. Nach Abschluss der Reduktion die Lösung über

einen Spritzenfilter (0,2µm) auf eine Spritze mit einem Ventilhahn aufziehen. Ventilhahn schließen und Lösung bis zur Analyse im Kühlschrank lagern. Die Lösung hält sich mindestens eine Woche.

Nach dem Benutzen die Zinkgranulien mit 0,5 mol/l HCl durchspülen und mit destilliertem Wasser nachspülen.

8.1.2.4.2 Zn-Acetat-Lösung

Für die 0,1 mol/l Zn-Acetat-Lösung 21.95g Zn-Acetat-Dihydrat einwiegen und in ca. 400 ml destilliertem Wasser lösen. Die Lösung anschließend quantitativ in einen 1000 ml Kolben überführen und auf 1000 ml auffüllen.

8.1.2.5 *Probenvorbereitung*

Ein Teil der Probe wird feldfeucht eingewogen und direkt bearbeitet. An einem anderen Teil der Probe wird der Trockenrückstand nach DIN ISO 11465 (1996) bestimmt. Ein weiterer Teil wird für die Bestimmung der titrimetrischen Säureneutralisationskapazität SNK_T vorbereitet (siehe Kap. 8.2). Eine Rückstellprobe wird eingefroren.

8.1.3 Durchführung

Die feldfeuchte Probe einwiegen und mit 40 ml Ethanol in den Erlenmeyerkolben überführen. Bei pastösen Proben gegebenenfalls das Material direkt in den Erlenmeyerkolben einwiegen. Die eingewogene Menge sollte ca. 0,5 bis 2 g Trockensubstanz enthalten. Bei Niedermoortorfen sollten aufgrund des geringen Substanzvolumens und des hohen Wasseranteils nur 0,5-1 g eingewogen werden, bei Sanden möglichst 2 g. Nicht mehr als 10 g Gesamtmasse (feucht) einwiegen. Parallel wird der Trockenrückstand nach DIN ISO 11465 (1996) bestimmt.

Nach Zugabe eines Magnetrührstabs in den Erlenmeyerkolben, den Auslass des Tropftrichters schließen, den Kolben an die Apparatur anschließen und die Heizplatte unter den Kolben schieben. Das System während der Destillation kontinuierlich mit einem gleichmäßigen Argonstrom spülen. Bei sehr bindigen Proben sollte die Probe so lange gerührt werden, bis sie möglichst komplett suspendiert ist, bevor mit dem nächsten Schritt fortgefahren wird.

Es werden 100 ml ZnAc-Lösung in einer Gasfalle (z.B. Gaswaschflasche) vorgelegt. Die Lösung muss mindestens 6 cm hoch im Gefäß stehen, um eine für die Sulfidfällung ausreichende Verweildauer der Gasblasen in der Gasfalle sicherzustellen. Die Einleitung des Gasstroms aus der Destillationsanlage erfolgt über eine Pasteurpipette, um eine geringe Blasengröße sicherzustellen. Da bei der Extraktion eine starke Schaumbildung in der Gasfalle auftreten kann, sollte genügend Platz (je nach Gefäßdurchmesser und Probe bis zu 10 Zentimeter) zwischen Lösung und Gefäßkante sein.

10 ml 37%ige HCl in den Tropftrichter füllen. Beim Befüllen darauf achten, dass keine Lösung durch das Druckausgleichsrohr des Trichters in die Reaktionskammer gelangt. Die HCl wird 1 min mit einem Argonstrom durchspült, um Sauerstoff aus dem Trichter und der Salzsäure zu verdrängen. Danach 20 ml 2M CrCl₂-Lsg zügig mit einer Spritze in den Tropftrichter geben, den Kühler sofort wieder auf den Tropftrichter setzen und die Wasserkühlung einschalten. Danach den Hahn des Tropftrichters öffnen, Lösung in den Erlenmeyerkolben fließen lassen und Rührung und Heizplatte einschalten.

Die Probe wird über 1 Stunde destilliert. Nach Abschluss der Destillation die Heizplatte abschalten und die Glaspipette aus der Gasfalle ziehen. An der Pipette oder Gefäßwandung anhaftendes Zinksulfid mit wenig destilliertem Wasser in die Gasfalle spülen. Die Zinksulfid-Suspension mit einem Schliffstopfen verschließen und bis zur Analyse im Kühlschrank aufbewahren. Die Proben sind nicht unbegrenzt haltbar, da der ZnS-Niederschlag altert und höherpolymere Produkte bildet, die weniger säurelöslich sind. Zudem kann das Zinksulfid oxidieren. Die Proben sollten deshalb innerhalb einer Woche analysiert werden. Sollten mehr als 100 mg Sulfidschwefel in der Gasfalle sein, sollte der Versuch mit verringerter Einwaage wiederholt werden.

8.1.4 Quantifizierung: Iodometrische Bestimmung des chromreduzierbaren Schwefels

Die Bestimmung erfolgt in Form einer Rücktitration. Es wird unter Rührung eine definierte Menge Iodlösung im Überschuss in das Analysengefäß mit dem gefällten Zinksulfid gegeben und Salzsäure, um die Sulfide zu lösen. Das Iod reagiert mit dem Sulfid zu Iodid und elementarem Schwefel (S^0):



Im Anschluss wird das überschüssige Iod mit einer Na-Thiosulfatmaßlösung gegen Zinkiodid-Stärke-Indikator (blau) bis zur Farblosigkeit titriert:



8.1.4.1 Reagenzien

- Na-Thiosulfatmaßlösung 0,1 mol/l
- Iodlösung 0,1 mol/l I (entspricht 0,05 mol/l I_2)
- HCl (37 %)
- ZnAcetat-Lösung (siehe 8.1.2.4.2)
- Zinkiodid-Stärke-Lösung

8.1.4.2 Bestimmung des Titors der Jodlösung

Die Titerbestimmung der Iodlösung erfolgt in 50 ml ZnAc-Lösung mit 2 ml 37%iger HCl. Die Iodlösung wird frisch aus dem lichtdichten Vorratsbehälter abgefüllt. Ein Aliquot wird in die angesäuerte ZnAc-Lösung gegeben und umgehend mit Thiosulfatmaßlösung titriert. Wenn die Lösung nur noch schwach gelb ist, 1 ml Zinkiodid-Stärke-Lösung hinzufügen (Lösung zeigt blaue Färbung) und gegen Zinkiodid-Stärke-Indikator bis zur Farblosigkeit titrieren.

$$t = \frac{v_T \cdot c_T}{v_J \cdot c_J} \quad [5]$$

t	Titer der Iodlösung
v_J	zugegebene Menge Iodlösung, in ml
c_J	Sollkonzentration Iodlösung, in mol/l Iod (I), (nicht mol/l I_2)
v_T	zutitrierte Menge Thiosulfatlösung, in ml
c_T	Konzentration Thiosulfatlösung, in mol/l

8.1.4.3 Durchführung der Titration

Die Titration erfolgt direkt in der Gasfalle. Es wird die Jodlösung unter Rühren in die Probe gegeben (Bei ca. 10 mg S ca. 7 ml 0,1 mol/l Jodlösung verwenden.)

Dann werden 4 ml 37%ige HCl hinzugegeben, die Waschflasche mit einem Stopfen verschlossen und kurz geschüttelt, um eventuell am oberen Rand anhaftendes Zinksulfid zu lösen. Die Probe wird umgehend mit einer Thiosulfat-Maßlösung titriert (Molarität sollte jener der Jodlösung entsprechen), bis die Lösung nur noch eine schwach hellgelbe Färbung zeigt. Dann 1 ml Zinkiodid-Stärkelösung hinzugeben (Lösung färbt sich blau) und gegen Zinkiodid-Stärke-Indikator bis zur Farblosigkeit titrieren. Na-Thiosulfat-Verbrauch notieren.

Die Iodlösung oxidiert schnell bei Luftkontakt. Es ist wichtig, zügig zu arbeiten. Die Iodlösung wird in einem verschlossenen Kolben unter Lichtabschluss aufbewahrt. Für jede einzelne Probe muss die Iodlösung frisch in ein Becherglas vorgelegt werden und Reste nach der Titration verworfen werden.

8.1.5 Auswertung und Darstellung der Ergebnisse

Das Säurebildungspotential durch reduzierte anorganische Schwefelverbindungen SBP_{CRS} berechnet sich gemäß Gleichung [6]:

$$SBP_{CRS} = \frac{(t \cdot v_J \cdot c_J - v_T \cdot c_T)}{m_B \cdot \frac{w_T}{f}} \quad [6]$$

SBP_{CRS}	Säurebildungspotential des Untersuchungsmaterials durch reduzierte anorganische Schwefelverbindungen, in mmol/kg
t	Titer der Iodlösung (Kap. 8.1.4.2)
v_J	zugegebene Menge Iodlösung, in ml
c_J	Sollkonzentration Iodlösung, in mol/l Iod (I), (nicht mol/l I_2)
v_T	zutitrierte Menge Thiosulfatlösung, in ml
c_T	Konzentration Thiosulfatlösung, in mol/l
f	$f = 100\%$
m_B	Einwaage, in kg
w_T	Trockenrückstand der Probe, in %

Der Massenanteil chromreduzierbaren Schwefels (CRS) von der Gesamtprobe ergibt sich aus Gleichung [7]:

$$CRS = \frac{0,01603 \cdot (t \cdot v_J \cdot c_J - v_T \cdot c_T)}{m_B \cdot \frac{w_T}{f}} \quad [7]$$

CRS	Chromreduzierbarer Schwefel des Untersuchungsmaterials, in g/kg
t	Titer der Iodlösung
v_J	zugegebene Menge Iodlösung, in ml
c_J	Sollkonzentration Iodlösung, in mol/l Iod (I), (nicht mol/l I_2)
v_T	zutitrierte Menge Thiosulfatlösung, in ml

c_T	Konzentration Thiosulfatlösung, in mol/l
f	$f = 100\%$
m_B	Einwaage, in kg
w_T	Trockenrückstand der Probe, in %

Die **Bestimmungsgrenzen des Verfahrens** in Abhängigkeit von der Einwaage sind in Tabelle 2 wiedergegeben.

Tabelle 2: Bestimmungsgrenzen im CRS-Verfahren in Abhängigkeit von der Einwaage unter Verwendung einer Titrationseinheit mit <2 µl Genauigkeit und einer Titrantenkonzentration von 0,1 mol/l.

Einwaage [g]	SBP _{CRS} [mmol/kg]	Bestimmungsgrenze [g/kg CRS]
0,5 g	19 mmol/kg	0,3 g/kg
1 g	9 mmol/kg	0,15 g/kg
2 g	5 mmol/kg	0,075 g/kg

8.2 Säureneutralisationskapazität, titrimetrisch (SNK_T)

Die Säureneutralisationskapazität bis pH 4 kann im pH_{stat}-Verfahren (Kap. 8.2.2) (Cremer und Obermann 1992) **oder** im unten beschriebenen Batch-Verfahren (Kap. 8.2.1) bestimmt werden.

WICHTIG: Bei beiden Verfahren ist darauf zu achten, dass der Boden vorher nicht getrocknet wird. Eine Trocknung kann zur Oxidation von Sulfiden und damit zur Freisetzung von Schwefelsäure führen.

8.2.1 Batch-Verfahren (Diskontinuierliche Titration)

8.2.1.1 Beschreibung und Prinzip

Diese Methode dient der Bestimmung der Säureneutralisationskapazität (SNK) eines Bodens bis pH 4. Eine Suspension des Bodens wird über 48 Stunden geschüttelt und mehrfach mit Salzsäure bis pH 4 titriert. Anhand des Säureverbrauchs lässt sich die titrimetrisch bestimmte SNK_T berechnen. Wie alle Titrationen zur Bestimmung der SNK von Böden, handelt es sich hierbei um ein Näherungsverfahren.

Am Ende der Titration werden die Eisen(II)- und die Mangan(II)-Konzentration im Eluat fotometrisch oder alternativ als Gesamtgehalte mittels ICP-OES oder AAS bestimmt. Hiermit wird das zusätzliche Säurebildungspotential (neben dem, im *CRS*-Verfahren bestimmten Säurebildungspotential), das in der Oxidation und Fällung von Eisen und Mangan begründet ist, quantifiziert. Diese Korrektur verhindert die Überschätzung der SNK durch Substanzen, die zum Teil zwar puffern, aber in der Summe der Reaktionen nicht zu der SNK beitragen oder sogar säurebildend sind. Die wichtigsten Stoffe hierbei sind Siderit ($FeCO_3$) und Eisenmonosulfide (FeS). Auch in der Bodenlösung vorliegendes Fe^{2+} und Mn^{2+} , das keine puffernde Wirkung hat, jedoch säurebildend ist, kann so quantifiziert werden.

$Fe(II)$ und $Mn(II)$, das bereits während der Titration oxidiert und ausfällt, muss nicht berücksichtigt werden, da hierbei bereits Säure freigesetzt wird und die SNK_T damit um die entsprechend freigesetzte Säuremenge verringert wird.

8.2.1.2 Geräte und Reagenzien

- Verschließbares Gefäß in dem die Titration durchgeführt wird (z.B. PE-Weithalsflasche)
- pH-Sonde, pH-Meter, pH-Standards (pH 4 und 7), Thermometer
- Magnetrührer und Magnetrührstäbe
- Salzsäure-Maßlösungen (HCl), die Konzentration ist nach der Pufferkapazität der Probe zu wählen.
- Bürette / Titrierstation / Titrationsautomat

Alle Ergebnisse werden auf den Trockenrückstand bezogen. Die Bestimmung des Trockenrückstands erfolgt durch Trocknung bei 105°C nach DIN ISO 11465 (1996).

8.2.1.3 Probenvorbereitung

Ein Teil der Probe wird feldfeucht eingewogen und direkt bearbeitet. An einem anderen Teil der Probe wird der Trockenrückstand nach DIN ISO 11465 (1996) bestimmt. Ein weiterer Teil wird für die Bestimmung des chromreduzierbaren Schwefels vorbereitet (siehe Kap. 8.1). Eine Rückstellprobe wird eingefroren.

8.2.1.4 Durchführung

Die zu verwendende Säure-Konzentration kann vor der Titration nach Erfahrungswerten abgeschätzt werden (je nach Bodentyp) oder durch einen Vortest bestimmt werden, indem eine definierte Menge einer Säure bekannter Konzentration auf eine Suspension des Materials aufgegeben wird und dann der pH bestimmt wird. Der Ansatz sollte hierbei an einer Parallelprobe genauso, wie bei der eigentlichen Titration erfolgen (siehe unten).

Der Versuchsansatz erfolgt im Massenverhältnis 1:10 (Trockenmasse der Probe zu destilliertem Wasser). Die Einwaage sollte mindestens 10 g Trockenmasse entsprechen, zu der demzufolge 100 ml destilliertes Wasser gegeben werden. Bei Niedermoor torfen genügen bereits 5 g. Sind größere Mengen Probenmaterial vorhanden, kann auch ein dementsprechend größerer Versuchsansatz erfolgen. Wenn die zugegebene Wassermenge nicht ausreicht, um ein rührfähiges Gemisch herzustellen, dann weiter definierte Wassermengen hinzufügen, bis die Suspension rührbar ist. Die **insgesamt** zugegebene Wassermenge notieren als V_{EL} (siehe Kap. 8.2.3.2 / 8.2.3.3).

Das Gefäß verschließen und 15 min in den Überkopfschüttler oder auf den Rütteltisch schütteln. Anschließend den pH messen und notieren. Dann eine Endpunkt-Titration bis pH 4 durchführen und 2 min durch weitere Säurezugabe auf pH 4 halten. Die Titration kann von Hand oder mit einer automatisierten Titrierstation durchgeführt werden. Danach das Gefäß wieder verschließen und weiter im Überkopfschüttler schütteln.

Der Titrationsschritt sollte mindestens 7-mal in 48 Stunden, möglichst gleichmäßig zeitlich verteilt, durchgeführt werden. Bei jedem Schritt muss der Anfangs-pH und der Säureverbrauch notiert werden (Beispiel siehe Tabelle 3). Der Säureverbrauch sollte möglichst kleiner sein als 5 % des zugegebenen Wassers (V_{EL}). In jedem Fall sollten, wie auch im pH_{stat} -Verfahren, 10 % nicht überschritten werden (Cremer und Obermann 1992).

8.2.1.4.1 Sonderfälle

- Wenn der pH vor der ersten Titration ≤ 4 ist, dann ist die $SNK_T = 0$
- Wenn der pH-Wert ohne Säurezugabe auf pH 3,9 oder kleiner sinkt, Abbruch des Versuchs, sofortige Fe/Mn-Bestimmung (siehe unten)

Tabelle 3: Beispieltabelle für die Datenerfassung bei der SNK_T -Bestimmung mittels Batch-Titration

Probe	Konzentration der Säure [mol/l]	1.Messung [Uhrzeit]		2.Messung [Uhrzeit]		...	
		pH	Verbrauch [ml]	pH	Verbrauch [ml]	...	...
A-23	0,1	6,15	7,11	4,9	1,73	...	...
A-24	0,1	5,97	3,54	4,6	1,32	...	...
...	...						

8.2.1.4.2 Ende der Titration

Direkt nach Abschluss der letzten Titration wird die Suspension dekantiert und filtriert oder zentrifugiert und filtriert.

Am Filtrat wird sofort Fe(II) und Mn(II) fotometrisch bestimmt (siehe oben). Die Bestimmung kann als Fe(II) (DIN 38406 E1) und Mn(II) (DIN 38406 E2, ohne Probenvorbehandlung nach Punkt 8.2, da nur Mn(II) bestimmt werden soll) erfolgen.

Alternativ kann das Filtrat direkt angesäuert werden und Gesamt-Eisen, beziehungsweise Gesamt-Mangan durch Messung per ICP-OES (DIN EN ISO 11885) oder mittels AAS (Eisen: DIN 38406-32, Mangan: DIN 38406-33) bestimmt werden.

Die Filtration sollte in beiden Fällen mit möglichst wenig Luftkontakt stattfinden. Bei einer Druckfiltration sollte das verwendete Gas sauerstofffrei sein. Bei den Kleinmengen, die für die Fotometrie oder die Messung an der ICP benötigt werden, lässt sich das Eluat auch gut über eine Spritze mit Spritzenfilter filtrieren.

Diese Schritte müssen sehr rasch geschehen, da sonst Fe(II) und Mn(II) oxidieren und ausfallen kann.

8.2.2 pH_{stat}-Titration

8.2.2.1 Beschreibung und Prinzip

Diese Methode dient der Bestimmung der Säureneutralisationskapazität (SNK) eines Bodens bis pH 4. Eine Suspension des Bodens wird über 48 Stunden einer pH_{stat}-Titration mit dem Ziel-pH-Wert 4 unterzogen. Anhand des Säureverbrauchs lässt sich die titrimetrisch bestimmte SNK_T berechnen. Wie alle Titrationen zur Bestimmung der SNK von Böden, handelt es sich hierbei um ein Näherungsverfahren.

Am Ende der Titration werden die Eisen(II)- und die Mangan(II)-Konzentration im Eluat fotometrisch oder alternativ als Gesamtgehalte mittels ICP-OES oder AAS bestimmt. Hiermit wird das zusätzliche Säurebildungspotential (neben dem, im CRS-Verfahren bestimmten Säurebildungspotential), das in der Oxidation und Fällung von Eisen und Mangan begründet ist, quantifiziert. Diese Korrektur verhindert die Überschätzung der SNK durch Substanzen, die zum Teil zwar puffern, aber in der Summe der Reaktionen nicht zu der SNK beitragen oder sogar säurebildend sind. Die wichtigsten Stoffe hierbei sind Siderit (FeCO₃) und Eisenmonosulfide (FeS). Auch in der Bodenlösung vorliegendes Fe²⁺ und Mn²⁺, das keine puffernde Wirkung hat, jedoch säurebildend ist, kann so quantifiziert werden.

Fe(II) und Mn(II), das bereits während der Titration oxidiert und ausfällt, muss nicht berücksichtigt werden, da hierbei bereits Säure freigesetzt wird und die SNK_T damit um die entsprechend freigesetzte Säuremenge verringert wird.

8.2.2.2 Geräte und Reagenzien

- Titrationsgefäß
- pH-Sonde, pH-Meter, pH-Standards (pH 4 und 7), Thermometer
- Magnetrührer und Magnetrührstäbe
- Salzsäure-Maßlösungen (HCl), die Konzentration ist nach der Pufferkapazität der Probe zu wählen.
- automatische Titrierstation (geeignet für pH_{stat}-Titration)

Alle Ergebnisse werden auf den Trockenrückstand bezogen. Die Bestimmung des Trockenrückstands erfolgt durch Trocknung bei 105°C nach DIN ISO 11465 (1996).

8.2.2.3 *Probenvorbereitung*

Ein Teil der Probe wird feldfeucht eingewogen und direkt bearbeitet. An einem anderen Teil der Probe wird der Trockenrückstand nach DIN ISO 11465 (1996) bestimmt. Ein weiterer Teil wird für die Bestimmung des chromreduzierbaren Schwefels vorbereitet (siehe Kap.8.1). Eine Rückstellprobe wird eingefroren.

8.2.2.4 *Durchführung*

Die zu verwendende Säure-Konzentration kann vor der Titration nach Erfahrungswerten abgeschätzt werden (je nach Bodentyp) oder durch einen Vortest bestimmt werden, indem eine definierte Menge einer Säure bekannter Konzentration auf eine Suspension des Materials aufgegeben wird und dann der pH bestimmt wird. Der Ansatz sollte hierbei an einer Parallelprobe genauso, wie bei der eigentlichen Titration erfolgen (siehe unten).

Der Versuchsansatz erfolgt im Massenverhältnis 1:10 (Trockenmasse der Probe zu destilliertem Wasser). Die Einwaage sollte mindestens 10 g Trockenmasse entsprechen, zu der demzufolge 100 ml destilliertes Wasser gegeben werden. Bei Niedermoor torfen genügen bereits 5 g. Sind größere Mengen Probenmaterial vorhanden, kann auch ein dementsprechend größerer Versuchsansatz erfolgen. Wenn die zugegebene Wassermenge nicht ausreicht, um ein rührfähiges Gemisch herzustellen, dann weiter definierte Wassermengen hinzufügen, bis die Suspension rührbar ist. Die **insgesamt** zugegebene Wassermenge notieren als V_{EL} (siehe Kap. 8.2.3.2 / 8.2.3.3). Anschließend wird der Boden über 48 Stunden in einer pH_{stat}-Titration mit dem Ziel-pH 4 titriert. Am Ende der Titration wird der Säureverbrauch notiert. Der Säureverbrauch sollte möglichst kleiner sein als 5 % des zugegebenen Wassers (V_{EL}). In jedem Fall sollten 10 % nicht überschritten werden (Cremer und Obermann 1992).

8.2.2.4.1 Sonderfälle

- Wenn der pH vor der ersten Titration ≤ 4 ist, dann ist die $SNK_T = 0$
- Wenn der pH-Wert ohne Säurezugabe auf pH 3,9 oder kleiner sinkt, Abbruch des Versuchs, sofortige Fe/Mn-Bestimmung (siehe unten)

8.2.2.4.2 Ende der Titration

Direkt nach Abschluss der letzten Titration wird die Suspension dekantiert und filtriert oder zentrifugiert und filtriert.

Am Filtrat wird sofort Fe(II) und Mn(II) fotometrisch bestimmt (siehe oben). Die Bestimmung kann als Fe(II) (DIN 38406 E1) und Mn(II) (DIN 38406 E2, ohne Probenvorbehandlung nach Punkt 8.2, da nur Mn(II) bestimmt werden soll) erfolgen.

Alternativ kann das Filtrat direkt angesäuert werden und Gesamt-Eisen, beziehungsweise Gesamt-Mangan durch Messung per ICP-OES (DIN EN ISO 11885) oder mittels AAS (Eisen: DIN 38406-32, Mangan: DIN 38406-33) bestimmt werden.

Die Filtration sollte in beiden Fällen mit möglichst wenig Luftkontakt stattfinden. Bei einer Druckfiltration sollte das verwendete Gas sauerstofffrei sein. Bei den Kleinmengen, die für die

Fotometrie oder die Messung an der ICP benötigt werden, lässt sich das Eluat auch gut über eine Spritze mit Spritzenfilter filtrieren.

Diese Schritte müssen sehr rasch geschehen, da sonst Fe(II) und Mn(II) oxidieren und ausfallen kann.

8.2.3 Auswertung und Darstellung der Ergebnisse

Alle Ergebnisse werden auf den Trockenrückstand bezogen. Die Bestimmung des Trockenrückstands erfolgt durch Trocknung bei 105°C nach DIN ISO 11465 (1996).

8.2.3.1 Berechnung der titrimetrischen Säureneutralisationskapazität (SNK_T)

Die titrimetrisch bestimmte Säureneutralisationskapazität SNK_T einer Probe wird berechnet nach Gleichung [8]:

$$SNK_T = \frac{v_s \cdot c_s}{m_B \cdot \frac{w_T}{f}} \quad [8]$$

SNK_T	Säureneutralisationskapazität des Untersuchungsmaterials, titrimetrisch, in mmol/kg
v_s	zutitrierte Menge Säure, in l
c_s	Konzentration der Säure, in mmol/l
f	$f = 100\%$
m_B	Einwaage, in kg
w_T	Trockenrückstand der Probe, in %

Die SNK_T geht in die Bilanzierung ein (Kap. 6.1).

8.2.3.2 Berechnung des Säurebildungspotentials durch Eisen(II) (SBP_{Fe})

Das Säurebildungspotential durch die Oxidation und Fällung von Eisen(II) SBP_{Fe} wird aus dem im Eluat bestimmten Eisen(II)- bzw. Gesamteisen-Gehalt berechnet:

$$SBP_{Fe} = \frac{a_{Fe} \cdot \beta_{Fe} \cdot \left[v_s + v_{EL} + \frac{m_B}{h} \cdot \left(\frac{100\% - w_T}{f} \right) \right]}{55,85 \cdot m_B \cdot \frac{w_T}{f}} \quad [9]$$

SBP_{Fe}	Säurebildungspotential der Probe durch gelöstes Eisen(II), in mmol/kg
a_{Fe}	Säurebildungspotential von Eisen(II) = 2, in mol/mol
β_{Fe}	Eisenkonzentration, in mg/l

v_S	zтитриerte Menge Säure, in l
v_{EL}	Zugegebene Menge Eluent, in l
m_B	Einwaage (nass), in kg
h	Einheitenkonvertierungsfaktor = 1, in kg/l
f	Einheitenkonvertierungsfaktor = 100%
w_T	Trockenrückstand der Probe, in %

Das SBP_{Fe} geht in die Bilanzierung ein (Kap. 6.1).

8.2.3.3 Berechnung des Säurebildungspotentials durch Mangan(II) (SBP_{Mn})

Das Säurebildungspotential durch die Oxidation und Fällung von Mangan(II) SBP_{Mn} wird aus dem im Eluat bestimmten Mangan(II)- bzw. Gesamtmangan-Gehalt berechnet:

$$SBP_{Mn} = \frac{a_{Mn} \cdot \beta_{Mn} \cdot \left[v_s + v_{EL} + \frac{m_B}{h} \cdot \left(\frac{100\% - w_T}{f} \right) \right]}{54,94 \cdot m_B \cdot \frac{w_T}{f}} \quad [10]$$

SBP_{Mn}	Säurebildungspotential der Probe durch gelöstes Mangan(II), in mmol/kg
a_{Mn}	Säurebildungspotential von Mangan(II) = 2, in mol/mol
β_{Mn}	Mangankonzentration, in mg/l
v_S	zтитриerte Menge Säure, in l
v_{EL}	Zugegebene Menge Eluent, in l
m_B	Einwaage (nass), in kg
h	Einheitenkonvertierungsfaktor = 1, in kg/l
f	Einheitenkonvertierungsfaktor = 100%
w_T	Trockenrückstand der Probe, in %

Das SBP_{Mn} geht in die Bilanzierung ein (Kap. 6.1).

9 Literaturverzeichnis

- AG Boden / Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden der Geologischen Landesämter und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe der Bundesrepublik Deutschland (2009a): Arbeitshilfe für die Bodenansprache im vor- und nachsorgenden Bodenschutz – Auszug aus der bodenkundlichen Kartieranleitung KA 5 - Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe BGR (Hrsg.), 89 S.
- AG Boden / Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden der Geologischen Landesämter und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe der Bundesrepublik Deutschland (2009b): Geländeformblatt für Untersuchungen nach § 12 BBodSchV (Aufbringen von Materialien)
http://www.bgr.bund.de/cln_101/nn_325598/DE/Themen/Boden/Zusammenarbeit/Adhoca_g/Downloads/Gelaendeformblatt12_KA5,templateId=raw,property=publicationFile.pdf/Gelaendeformblatt12_KA5.pdf
- Ahern, C.R., Ahern, M.R. und B. Powell (1998): Guidelines for Sampling and Analysis of Lowland Acid Sulfate Soils (ASS) in Queensland. Queensland Acid Sulfate Soils Investigation Team (QASSIT) / Department of Natural Resources, RSC, Indooroopilly, Formerly Department of Environment and Heritage, Brisbane
http://www.nrw.qld.gov.au/land/ass/pdfs/sample_analysis_guide.pdf
- CREMER, S. und OBERMANN, P. (1992) Mobilisierung von Schwermetallen in Porengewässern von belasteten Böden und Deponien: Entwicklung eines aussagekräftigen Elutionsverfahren – Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten - Bd.6. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen.
- Dear, S.E., Moore, N.G., Dobos, S.K., Watling, K.M., Ahern, C.R. (2002): Queensland acid sulfate soil technical manual - Soil Management Guidelines. Department of Natural Resources and Mines, Indooroopilly, Queensland, Australia. 63 S.
- DIN ISO 11465 (1993): Bodenbeschaffenheit - Bestimmung der Trockensubstanz und des Wassergehalts auf Grundlage der Masse - Gravimetrisches Verfahren. Deutsches Institut für Normung e.V.
- DIN EN ISO 11885 (2009): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von ausgewählten Elementen durch induktiv gekoppelte Plasma-Atom-Emissionsspektrometrie (ICP-OES). Deutsches Institut für Normung e.V.
- DIN 38406-32 (2000): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Kationen (Gruppe E) - Teil 32: Bestimmung von Eisen mittels Atomabsorptionsspektrometrie (E 32). Deutsches Institut für Normung e.V.
- DIN 38406-33 (2000): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Kationen (Gruppe E) - Teil 33: Bestimmung von Mangan mittels Atomabsorptionsspektrometrie (E 33). Deutsches Institut für Normung e.V.
- DIN 4030-2 (2008): Beurteilung betonangreifender Wässer, Böden und Gase - Teil 2: Entnahme und Analyse von Wasser- und Bodenproben. Deutsches Institut für Normung e.V.
- DIN 51724-2 (1999): Prüfung fester Brennstoffe - Bestimmung des Schwefelgehaltes - Teil 2: Spezies. Deutsches Institut für Normung e.V.
- DOE Department of Environment of Western Australia (2003) General Guidance on Managing Acid Sulfate Soils. Australien.

[<http://portal.environment.wa.gov.au/pls/portal/url/item/DD03F58A299D0A02E03010AC6E05645B>]

DOE Department of Environment (2006) Draft Identification And Investigation Of Acid Sulfate Soils. Land & Water Quality Branch, DoE, Perth, Australia

<http://portal.environment.wa.gov.au/pls/portal/url/item/1521C5707F0D908FE04010AC6E055E8B>

EPA Environment Protection Authority Victoria bulletin 655 (1999), Australia

[http://epanote2.epa.vic.gov.au/EPA/Publications.nsf/2f1c2625731746aa4a256ce90001cb5/086f970417c795824a2567fc001e2eb5/\\$FILE/655.pdf](http://epanote2.epa.vic.gov.au/EPA/Publications.nsf/2f1c2625731746aa4a256ce90001cb5/086f970417c795824a2567fc001e2eb5/$FILE/655.pdf)

Gröger, J., Franke, J., Hamer, K. and H.D. Schulz (2009): Quantitative Recovery of Elemental Sulfur and Improved Selectivity in a Chromium-Reducible Sulfur Distillation. *Geostandards and Geoanalytical Research* 33 (1): 17-27

Hakstege, A. L. (2007): Sub-aquatic confined disposal. In: Bortone, G. und L. Palumbo (Hrsg.) (2007): Sustainable Management of sediment resources. Volume 2: Sediment and dredged material treatment. S. 113-118. Elsevier

PONS, L. J. (1973) Outline of genesis, characteristics, classification and improvement of acid sulphate soils. In *Acid Sulphate Soils - Proceedings of the International Symposium on Acid Sulphate Soils - I Introductory Papers and Bibliography* (ed. H. Dost). pp. 3-27

Ortlam, D. und H. Schnier (1980): Erläuterungen zur Baugrundkarte Bremen. Senator für das Bauwesen – Kataster- und Vermessungsverwaltung Bremen (Hrsg.), 41 S.

10 Weitere Anhänge

- A1** Fachartikel: Gröger, J., Franke, J., Hamer, K. and H.D. Schulz (2009): Quantitative Recovery of Elemental Sulfur and Improved Selectivity in a Chromium-Reducible Sulfur Distillation. *Geostandards and Geoanalytical Research* 33 (1): 17-27
- A2** Fachartikel: Gröger, J., Hamer, K. und H.D. Schulz (2008): Das Angriffspotential sulfatsaurer Böden in Norddeutschland - Der kombinierte Säure- und Sulfatangriff auf Beton. *Beton- und Stahlbetonbau* 103, Heft 8, 563-569.
- A3** Literaturstudie zum Projekt „Methodenentwicklung zur Beurteilung der Verwertungsfähigkeit von Bodenaushub (Auenlehme und Torf) im Land Bremen“
- A4** Formblatt: AG Boden / Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden der Geologischen Landesämter und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe der Bundesrepublik Deutschland (2009b): Geländeformblatt für Untersuchungen nach § 12 BBodSchV (Aufbringen von Materialien)
- A5** Rechenbeispiel zum chemisch-analytischen Teil der Handlungsempfehlung

Diesem Dokument sind nur die Anhänge A4 und A5 beigelegt. Die Anhänge A1-A3 sind auf Anfrage bei den Autoren zu erhalten.

Mindestdaten für Untersuchungen nach § 12 BBodSchV (Aufbringen von Materialien)
Flächenbezogene Daten

© Ad-hoc-AG Boden

A5) Rechenbeispiel zur Handlungsempfehlung

Die gesamte Bilanzierung zur Abschätzung des Versauerungspotentials eines Bodens ist im Folgenden exemplarisch dargestellt.

Titerbestimmung der Iodlösung (Kap. 8.1.4.2)

$$t = \frac{v_T \cdot c_T}{v_J \cdot c_J} \qquad t = \frac{4,9 \text{ ml} \cdot 0,1 \frac{\text{mol}}{\text{l}}}{5 \text{ ml} \cdot 0,1 \frac{\text{mol}}{\text{l}}} = 0,98$$

t	Titer der Iodlösung
v_J	zugegebene Menge Iodlösung, in ml
c_J	Sollkonzentration Iodlösung, in mol/l Iod (I), (nicht mol/l I ₂)
v_T	zutitrierte Menge Thiosulfatlösung, in ml
c_T	Konzentration Thiosulfatlösung, in mol/l

Säurebildungspotential durch reduzierte anorganische Schwefelverbindungen (Kap. 8.1.5)

$$SBP_{CRS} = \frac{(t \cdot v_J \cdot c_J - v_T \cdot c_T)}{m_B \cdot \frac{w_T}{f}} \qquad SBP_{CRS} = \frac{(0,98 \cdot 10 \text{ ml} \cdot 0,1 \frac{\text{mol}}{\text{l}} - 2,5 \text{ ml} \cdot 0,1 \frac{\text{mol}}{\text{l}})}{0,002 \text{ kg} \cdot \frac{40\%}{100\%}}$$
$$= 913 \frac{\text{mmol}}{\text{kg}}$$

SBP_{CRS}	Säurebildungspotential des Untersuchungsmaterials durch reduzierte anorganische Schwefelverbindungen, in mmol/kg
t	Titer der Iodlösung
v_J	zugegebene Menge Iodlösung, in ml
c_J	Sollkonzentration Iodlösung, in mol/l Iod (I), (nicht mol/l I ₂)
v_T	zutitrierte Menge Thiosulfatlösung, in ml
c_T	Konzentration Thiosulfatlösung, in mol/l
f	$f = 100\%$
m_B	Einwaage, in kg
w_T	Trockenrückstand der Probe, in %

Massenanteil chromreduzierbaren Schwefels (CRS) (Kap. 8.1.5)

$$CRS = \frac{0,01603 \cdot (t \cdot v_J \cdot c_J - v_T \cdot c_T)}{m_B \cdot \frac{w_T}{f}}$$

$$CRS = \frac{0,01603 \cdot (0,98 \cdot 10 \text{ ml} \cdot 0,1 \frac{\text{mol}}{\text{l}} - 2,5 \text{ ml} \cdot 0,1 \frac{\text{mol}}{\text{l}})}{0,002 \text{ kg} \cdot \frac{40\%}{100\%}}$$

$$= 14,6 \frac{\text{g}}{\text{kg}}$$

CRS	Chromreduzierbarer Schwefel des Untersuchungsmaterials, in g/kg
t	Titer der Iodlösung
v_J	zugegebene Menge Iodlösung, in ml
c_J	Sollkonzentration Iodlösung, in mol/l Iod (I), (nicht mol/l I ₂)
v_T	zutitrierte Menge Thiosulfatlösung, in ml
c_T	Konzentration Thiosulfatlösung, in mol/l
f	$f = 100\%$
m_B	Einwaage, in kg
w_T	Trockenrückstand der Probe, in %

Titrimetrische Säureneutralisationskapazität SNK_T (Kap. 8.2.3.1)

$$SNK_T = \frac{v_s \cdot c_s}{m_B \cdot \frac{w_T}{f}}$$

$$SNK_T = \frac{0,0035 \text{ ml} \cdot 1000 \frac{\text{mmol}}{\text{l}}}{0,02 \text{ kg} \cdot \frac{40\%}{100\%}} =$$

$$438 \frac{\text{mmol}}{\text{kg}}$$

SNK_T	Säureneutralisationskapazität des Untersuchungsmaterials, titrimetrisch, in mmol/kg
v_s	zutitrierte Menge Säure, in l
c_s	Konzentration der Säure, in mmol/l
f	$f = 100\%$
m_B	Einwaage, in kg
w_T	Trockenrückstand der Probe, in %

Berechnung des Säurebildungspotentials durch Eisen(II) (Kap. 8.2.3.2)

$$SBP_{Fe} = \frac{a_{Fe} \cdot \beta_{Fe} \cdot \left[v_s + v_{EL} + \frac{m_B}{h} \cdot \left(\frac{100\% - w_T}{f} \right) \right]}{55,85 \cdot m_B \cdot \frac{w_T}{f}}$$

$$SBP_{Fe} = \frac{2 \cdot 20 \frac{mg}{l} \cdot \left[0,0035 l + 0,1 l + \frac{0,02 kg}{1 kg/l} \cdot \left(\frac{100\% - 40\%}{100\%} \right) \right]}{55,85 \cdot 0,02 kg \cdot \frac{40\%}{100\%}} = 10 \frac{mmol}{kg}$$

SBP_{Fe}	Säurebildungspotential der Probe durch gelöstes Eisen(II), in mmol/kg
a_{Fe}	Säurebildungspotential von Eisen(II) = 2, in mol/mol
β_{Fe}	Eisenkonzentration, in mg/l
v_s	zutitrierte Menge Säure, in l
v_{EL}	Zugegebene Menge Eluent, in l
m_B	Einwaage (nass), in kg
h	Einheitenkonvertierungsfaktor = 1, in kg/l
f	Einheitenkonvertierungsfaktor = 100%
w_T	Trockenrückstand der Probe, in %

Berechnung des Säurebildungspotentials durch Mangan(II) (Kap. 8.2.3.3)

$$SBP_{Mn} = \frac{a_{Mn} \cdot \beta_{Mn} \cdot \left[v_s + v_{EL} + \frac{m_B}{h} \cdot \left(\frac{100\% - w_T}{f} \right) \right]}{54,94 \cdot m_B \cdot \frac{w_T}{f}}$$

$$SBP_{Mn} = \frac{2 \cdot 5 \frac{mg}{l} \cdot \left[0,0035 l + 0,1 l + \frac{0,02 kg}{1 kg/l} \cdot \left(\frac{100\% - 40\%}{100\%} \right) \right]}{54,94 \cdot 0,02 kg \cdot \frac{40\%}{100\%}} = 3 \frac{mmol}{kg}$$

SBP_{Mn}	Säurebildungspotential der Probe durch gelöstes Mangan(II), in mmol/kg
a_{Mn}	Säurebildungspotential von Mangan(II) = 2, in mol/mol
β_{Mn}	Mangankonzentration, in mg/l
v_s	zutitrierte Menge Säure, in l

v_{EL}	Zugegebene Menge Eluent, in l
m_B	Einwaage (nass), in kg
h	Einheitenkonvertierungsfaktor = 1, in kg/l
f	Einheitenkonvertierungsfaktor = 100%
w_T	Trockenrückstand der Probe, in %

Bilanzierung (Kap. 6.1)

$$SNK_N = SNK_T - SBP_{CRS} - SBP_{Fe} - SBP_{Mn}$$

$$SNK_N = 438 \text{ mmol/kg} - 913 \text{ mmol/kg} - 10 \text{ mmol/kg} - 3 \text{ mmol/kg} = -488 \text{ mmol/kg}$$

SNK_N	Netto-Säureneutralisationskapazität = nach der Oxidation des Bodens verbleibende Restsäureneutralisationskapazität bis pH 4, in mmol/kg
SNK_T	Säureneutralisationskapazität des Untersuchungsmaterials, titrimetrisch, in mmol/kg
SBP_{CRS}	Säurebildungspotential durch anorganische reduzierte Schwefelverbindungen, in mmol/kg
SBP_{Fe}	Säurebildungspotential durch gelöstes Eisen(II), in mmol/kg
SBP_{Mn}	Säurebildungspotential durch gelöstes Mangan(II), in mmol/kg

Ergebnis

$SNK_N < 0$: Bei dem beprobten Boden handelt es sich um einen potentiell sulfatsauren Boden.