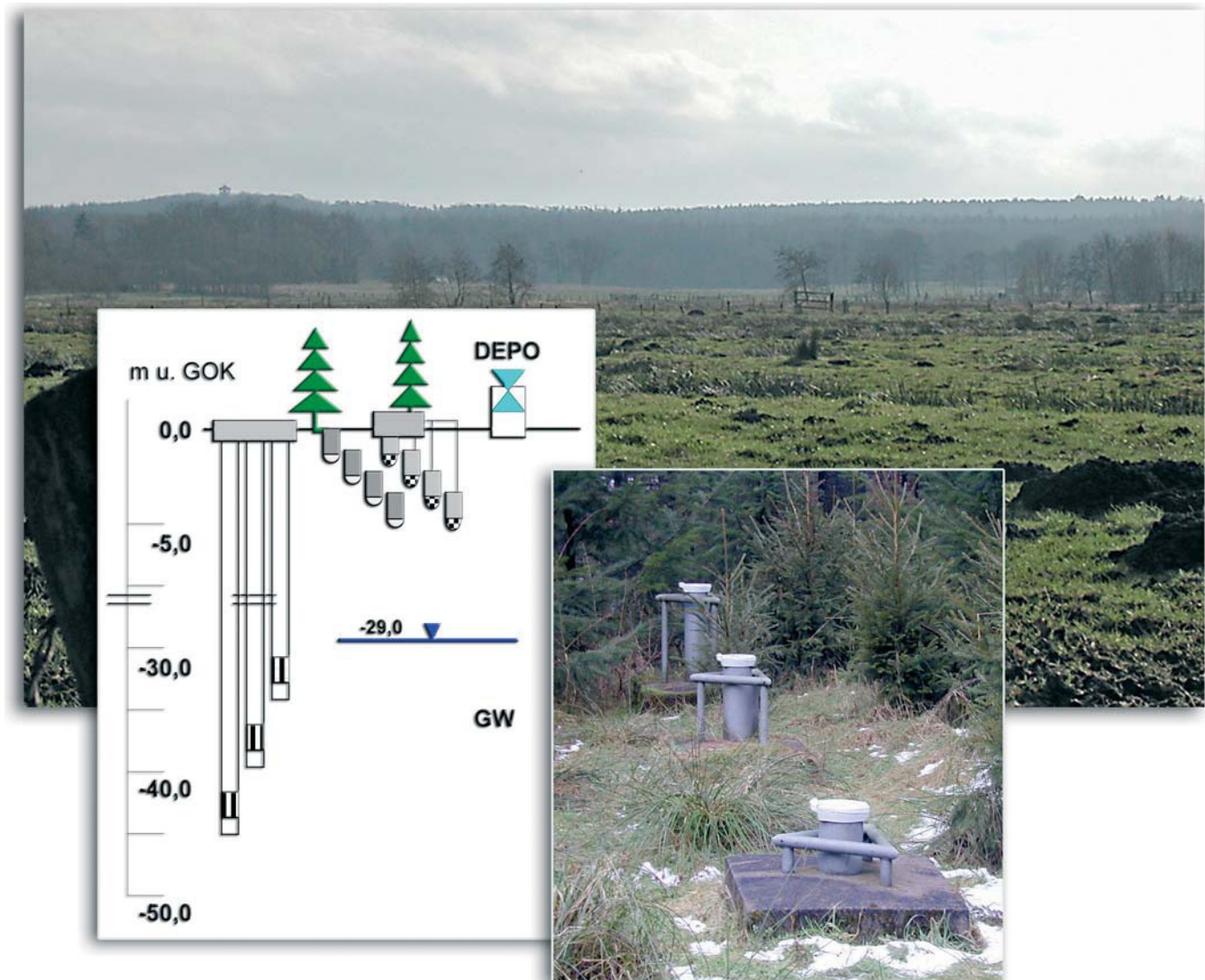




Grundwasserversauerung

Methoden zur Gefährdungsabschätzung
und Möglichkeiten zu Gegenmaßnahmen

Grundwasserversauerung

Methoden zur Gefährdungsabschätzung
und Möglichkeiten zu Gegenmaßnahmen



Diese Broschüre beschreibt Prozesse, die zur Versauerung von Grundwasservorkommen beitragen. Es werden verfügbare Methoden zur Gefährdungsabschätzung und Möglichkeiten zu Gegenmaßnahmen aus wasserwirtschaftlicher Sicht beschrieben und bewertet. Grundlage dieser Bewertungen bilden die Ergebnisse der interdisziplinär bearbeiteten Untersuchung „Säureinträge und Einträge von Stickstoff über den Luftpfad und deren Auswirkungen auf Boden und Grundwasser im Bereich der Wingst/Niedersachsen“, die im Auftrag des Niedersächsischen Umweltministeriums durchgeführt wurde.

Die Ermittlung und Bewertung des Versauerungszustandes der gelösten Bodenphase (Kap. 5.1) und der festen Phase (Kap. 5.2) sowie die Bewertung der Einsatzmöglichkeiten verschiedener Prognosemodelle zur Versauerung erfolgte federführend durch das Institut für Grundwasserwirtschaft der TU Dresden. Die Modellbeschreibungen und der Test in drei Fallbeispielen wurde arbeitsteilig durchgeführt:

- Modell AcidProgress (Wingst; Kap. 5.3.2.1 und 5.3.2.2): TU Dresden,
- Modell Profile (Westerberg; Kap. 5.3.2.3 und 5.3.2.5) und Modell Safe (Kap. 5.3.2.4): Nds. Forstliche Versuchsanstalt.

Die jüngsten Entwicklungen auf der Seite der Modelle konnten allerdings nicht mehr in die Broschüre eingearbeitet werden.

Die Broschüre zeigt Möglichkeiten und Methoden auf, wie die Versauerung von Grundwässern praxisnah behandelt werden kann. Die Methoden können nicht unbedingt im Maßstab 1 : 1 in der Praxis bearbeitet werden. Ihre Auswahl (und ggf. Kombination) ist grundsätzlich von der jeweiligen Vor-Ort-Situation abhängig (Bodenkunde, Hydrogeologie, Gewässernutzung, Belastung, Datenverfügbarkeit etc.). Die Anwendbarkeit der Methoden ist für die untersuchten Standorte und darüber hinaus prinzipiell für alle Standorte mit Lockersedimenten gegeben.

Die Broschüre zur Versauerung richtet sich in erster Linie an Wasserversorger, Behörden und Dienststellen, die mit dem Schutz der Grundwasservorkommen und der Sicherung der Trinkwasserversorgung befasst sind. Auch für interessierte Initiativen, Schulen und Personen gibt das Heft wertvolle Informationen.

Die Herausgeber waren bemüht, die Ausführungen in der Broschüre allgemein verständlich zu formulieren. Weiterführende Fachbeiträge, die die Prozess- und Modellbeschreibungen vertiefen, sind im Anhang der Broschüre zu finden.

Herausgeber:
Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN)

Bearbeitung:
NLWKN Betriebsstelle Hannover-Hildesheim
A. Jankowski
H. Schültken
Dr. J. Hölscher

TU Dresden, Institut für Grundwasserwirtschaft
(Projektbearbeitung)
Prof. Dr. W. Walther
T. Cramer
Dr. F. Reinstorf
K. Heblack

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
Dr. H. Meesenburg
Dr. K.-J. Meiwes

Uni Hannover, Institut für Bodenkunde
Prof. Dr. J. Böttcher

Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie
Dr. U. Müller

Dr. Volker Malessa & Partner
Dr. V. Malessa
B. Ahrends

Titelbild:
P. Schader, NLWKN – Direktion, Hannover-Hildesheim

1. Auflage: Dezember 2007, 350 Ex.
Schutzgebühr: 5 € zzgl. Versandkostenpauschale

Bezug:
NLWKN Betriebsstelle Hannover-Hildesheim, Schriftenvertrieb
Göttinger Chaussee 76A, 30453 Hannover
E-Mail: Naturschutzinformation@nlwkn-h.niedersachsen.de
Internet: www.nlwkn.de

Inhaltsverzeichnis

	Abkürzungsverzeichnis.	4
	Tabellenverzeichnis.	4
	Abbildungsverzeichnis.	4
	Vorwort.	5
1	Einführung.	6
2	Ausgangslage in Niedersachsen.	6
3	Hydrogeologische Voraussetzungen.	6
4	Versauerungsprozesse.	7
4.1	Kriterien der Versauerung und der Säurepufferung.	7
4.2	Entwicklung der Stoffeinträge und der Versauerung.	8
5	Vorgehensweise zur Abschätzung der Grundwasserversauerung – sondierende Untersuchungen und Prognosemodelle.	9
5.1	Arbeitsschritt 1 - Ermittlung des Zustandes (Versauerung) der gelösten Phase mit Hilfe vorhandener und zu erhebender Daten oder mit Hilfe der Extraktion am Bohrgut.	9
5.1.1	Notwendige Informationen zur Bewertung der Grundwasseranalysen. ...	9
5.1.2	Bewertung der Ergebnisse.	9
5.2	Arbeitsschritt 2 - Kennzeichnung des Säure-Base-Zustandes der festen Phase und dessen Bewertung.	10
5.2.1	Notwendige Informationen zur Bewertung der Festphase.	10
5.2.2	Bewertung der Ergebnisse.	10
5.3	Arbeitsschritt 3 - Prognosemodelle zur Ermittlung des Eintritts und des Fortschreitens der Versauerung.	10
5.3.1	Einsatzmöglichkeiten verschiedener Prognosemodelle.	11
5.3.2	Modellbeschreibungen und Fallbeispiele.	12
5.3.2.1	Beschreibung des Modells AcidProgress.	12
5.3.2.2	Fallbeispiel Wingst - Anwendung von AcidProgress.	13
5.3.2.3	Beschreibung des Gleichgewichtsmodells PROFILE.	14
5.3.2.4	Beschreibung des dynamischen Modells SAFE.	14
5.3.2.5	Fallbeispiel Westerberg – Anwendung von PROFILE.	15
5.3.3	Zusammenfassende Bewertung der Modellansätze.	16
6	Potenzielle Gefährdung und mögliche Gegenmaßnahmen bei versauertem Grundwasser in Gebieten, die der Trinkwasserversorgung dienen.	18
6.1	Potenzielle Gefährdung von unterirdischen Wasservorräten in Deutschland und in Niedersachsen.	18
6.2	Maßnahmen zur Restabilisierung von Sicker-, Grund- und Oberflächenwässern.	18
7	Ausblick.	20
8	Literatur.	20
	Anhang A: Grundbegriffe.	23
	Broenstedt-Säuren und Säurestärke.	23
	Der Säure-Base-Status natürlicher Wässer.	23
	Der Säure-Base-Status der Festphase.	24
	Puffersysteme im Boden.	24
	Säurepufferung:.	24
	Basensättigung:.	27
	Basenvorrat.	27
	Kationenaustauschkapazität.	27
	Pufferkapazität.	27
	Säureneutralisationskapazität.	27
	Basenneutralisationskapazität.	28
	Versauerungsfront – Ökologische Typisierung des Tiefengradienten der Bodenversauerung.	28
	Gibbsit-Koeffizient.	29
	Anhang B: Untersuchungsmethoden.	30
	Anhang C: Kurzbeschreibungen ausgewählter Modelle.	32
	• AcidProgress.	32
	• MAGIC.	33
	• PROFILE / SAFE.	34
	• PHREEQC.	35
	Anhang D: Quellen und Verfügbarkeit von Daten zur Gewässerversauerung. .	36
	• Bodendaten.	36
	• Depositionsdaten.	37
	• Grundwassergütedaten.	38
	• Daten zur Topographie.	39

Abkürzungsverzeichnis

Aci	Acidität	MV	Mächtigkeit der Verwitterungsdecke
Aci _{ex}	Überschussacidität	n _e	effektiver Porenraumanteil
Ake	Austauschkapazität	NW-FVA	Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
Alk	Alkalität	NIBIS	Niedersächsisches Bodeninformationssystem
ASS	Atomadsorptionsspektroskopie	LBEG	Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie
BBodSchV	Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung	NLWKN	Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz
BDF	Boden-Dauerbeobachtungsflächen	pH-Wert	Maßzahl für die Wasserstoff-Ionen-Konzentration in der Bodenlösung
BLW	Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft	PK	Pufferkapazität
BNK	Basenneutralisationskapazität	PSM	Pflanzenschutzmittel
BS	Basensättigung	SAFE	Soil Acidification in Forested Ecosystems
BV	Basenvorrat	SI	Säureinput, Säurebelastung
DA	Dauer des Basenvorrataufbrauches	SI _{eff}	effektive Säurebelastung
DGM	Digitales Geländemodell	SNK	Säureneutralisationskapazität
DOC	gelöster organischer Kohlenstoff	TA-Luft	Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft (allgem. Verwaltungsvorschrift zum Bundesimmissionsschutzgesetz)
Fb	Feinbodenanteil in %	UBA	Umweltbundesamt
GBL	Gleichgewichtsbodenlösung	pt	Trockenrohdichte
GIS	Geographisches Informationssystem	v _a	Abstandsgeschwindigkeit
GÜN	Gewässerüberwachungssystem Niedersachsen	Vfr	Lage der Versauerungsfront
KAK	Kationenaustauschkapazität	VR	Verwitterungsrate
KAK _{eff}	effektive KAK	VS	Pufferstrecke
KAK _{pot}	potenzielle (maximale) KAK		
k _f	hydraulische Leitfähigkeit		
Ld	Lagerungsdichte		
MAGIC	Model of Acidification of Groundwater in Catchments		

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Abstufung der Versauerungszustände für schwach mineralisierte Wässer (Ionenstärke $\mu < 10$ mmol/l) nach DVWK (1997)
Tab. 2:	Eingangsdaten bzw. berücksichtigte Prozesse für ausgewählte Modelle (nach WARFVINGE et al. 1997, MALESSA & MÜLLER 2001, COSBY et al. 1985, PARKHURST & APPELO 1999)
Tab. 3:	Eingangsdaten und Ergebnisse des Berechnungsbeispiels für AcidProgress
Tab. 4:	Zusammenstellung der modellspezifischen Charakteristika
Tab. A-1:	Säurestärken (pKs) ausgewählter Säuren aus PRENZEL (1985)
Tab. A-2:	Säureneutralisationskapazität in den verschiedenen Phasen des Bodens
Tab. A-3:	Säure-Pufferbereiche in belüfteten Böden nach ULRICH (1981a)
Tab. A-4:	Bestimmung von Wasserinhaltsstoffen in der GBL: Untersuchungsumfang – Vorbehandlung der Probe – Analysenmethode
Tab. A-5:	Bewertungshilfen für die Methodenwahl zur Erfassung der Versauerung in der Festphase
Tab. A-6:	Bodendaten der NIBIS-Kartenwerke des LBEG
Tab. A-7:	Topographische Daten der Landesvermessung und Geobasisinformation Niedersachsen

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	System Atmosphäre – Vegetation – Boden (ungesättigte Zone) – Grundwasser (gesättigte Zone)
Abb. 2:	Modellübersicht zu PROFILE und SAFE (nach BECKER et al. 2000)
Abb. 3:	pH-Wert und Säureneutralisierungskapazität (SNK) im Sickerwasser (16 m Tiefe) in Abhängigkeit von der Säure-Deposition am Standort Westerberg, berechnet mit PROFILE
Abb. A-1:	Beziehung zwischen Basensättigung (hier als Anteil der M _b -Kationen an der Kationenaustauschkapazität dargestellt [$\mu\text{mol}/\mu\text{mol}$]) und Al ³⁺ -Konzentration in der Bodenlösung an den Punkten der Bodenzustandserhebung in Niedersachsen (Bodenproben mit einem Gehalt an C _{org} < 2 % C)
Abb. A-2:	Beziehung zwischen pH (gemessen in wässriger Suspension, [$=\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$]) und Al ³⁺ -Konzentration in der Bodenlösung an den Punkten der Bodenzustandserhebung in Niedersachsen (Bodenproben mit einem Gehalt an C _{org} < 2 % C)
Abb. A-3:	Schema: Tiefengradient der Bodenversauerung unter dem Einfluss Saurer Deposition nach ULRICH (aus MATSCHULLAT et al. 1994)
Abb. A-4:	Produktarchitektur von AcidProgress 3.5
Abb. A-5:	Schematische Darstellung der Flüsse und Speicher in MAGIC
Abb. A-6:	Berücksichtigte Reaktionen in einer Bodenschicht im Modell SAFE

Vorwort

Durch natürliche und anthropogen verursachte Umwelteinflüsse verändern sich unsere Ökosysteme fortwährend. Zu den gravierendsten Belastungen zählen die durch luftbürtige Stoffeinträge verursachte Bodenversauerung, die zunehmende Stickstoffsättigung der Waldböden und eine Gewässerversauerung, die in Lockergesteins- und in Festgesteinsgrundwasserleitern sowie in den Oberläufen vieler Fließgewässer erkennbar ist.

Bereits seit Beginn der achtziger Jahre wird in wissenschaftlichen Publikationen auf diese Problematik hingewiesen (z. B. ULRICH et al. 1979, OVERREIN 1983, HULTBERG 1981, BÖTTCHER et al. 1985). Anhand der vorliegenden Untersuchungsergebnisse ist festzuhalten, dass Böden und Grundwasserleiter unter Waldstandorten in Regionen mit basenarmen Böden besonders gefährdet sind.

Die Folgen der atmosphärischen Stoffeinträge stellen ein Kompartiment übergreifendes Phänomen dar. Transport- und Transformationsprozesse in der Atmosphäre, mit der Vegetation und Wechselwirkungen mit der Bodenmatrix spielen eine entscheidende Rolle, die zu einer nachhaltigen Veränderung der Gewässerchemie und -biozöten führen können.

Das Land Niedersachsen hat bereits seit 1982 diese Problematik thematisiert. Die in den verschiedenen Fachdienststellen gesammelten Erkenntnisse wurden systematisch ausgewertet und gemeinsam mit allen Beteiligten wurde eine Untersuchungs- und Forschungskonzeption für das Land erstellt (SCHULTZ –WILDELAU et al., 1987). Die Landesdienststellen der Wasserwirtschaft und der Forstwirtschaft haben sukzessive die erforderlichen Depositionsmessstellen zur Erfassung der Stoffeinträge aus der Atmosphäre

ein gerichtet und als Messnetz betrieben. Schwerpunktuntersuchungen zur Verteilung der Stoffeinträge über die Landesfläche, ihrer Auswirkungen auf die Gewässer und den Wechselwirkungen mit der Bodenmatrix wurden in der Umsetzung der Konzeption durchgeführt. Hiermit nahm Niedersachsen bundesweit zusammen mit Bayern eine Vorreiterrolle im Sinne eines vorsorgenden und nachhaltigen Grundwasserschutzes ein. Zudem wurde mit dem Aufbau des Messnetzes das Bewusstsein für ein interdisziplinäres Vorgehen gestärkt.

In dieser Broschüre werden Ergebnisse aus dem mehrjährigen Pilotprojekt „Wingst“ zur Ermittlung des Zustandes der Grundwasserversauerung zusammengefasst (WALTHER et al., 2000 und 2001). Es soll für die Praxis (u. a. Wasserwirtschaftsverwaltung, Wasserversorgungsunternehmen) eine Auswahl von Methoden bereit gestellt werden, mit deren Hilfe der Zustand der tieferen ungesättigten Zone und des Grundwassers im Hinblick auf Versauerung abgeschätzt werden kann. Dazu werden Arbeitsschritte vorgeschlagen, die eine Abschätzung der Tiefenlage der Versauerungsfront und der Pufferkapazität des Bodens ermöglichen. Ferner werden Modelle vorgestellt, die sich für die Prozessbeschreibung und die Erstellung von Prognosen des Fortschreitens der Versauerung eignen. Vor dem Hintergrund der Untersuchungsergebnisse werden mögliche Gegenmaßnahmen dargestellt und diskutiert.

Siegfried Popp
Direktor des Niedersächsischen Landesbetriebs für
Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz



1 Einführung

Bis Anfang der achtziger Jahre wurde für das Gebiet Zentraleuropas bzw. Deutschlands angenommen, dass das Thema Versauerung randständig sei und diese Erscheinungen sich auf die karbonatarmen geologischen Formationen Skandinaviens und Nordamerikas beschränken würden. Aber es gab Mitte der siebziger Jahre schon kritische Stimmen im Bereich der Wasserwirtschaftsverwaltungen der Länder, die auf die zunehmende Versauerung von oberflächennahem Grundwasser, vor allem aber auf die Versauerung oberirdischer Gewässer im Mittelgebirge hinwiesen. Anfang der achtziger Jahre machten verschiedene Veröffentlichungen auch für den zentraleuropäischen Raum durch Untersuchungen am Bodenwasser (ULRICH, 1981), an kleinen Fließgewässern (SCHOEN, 1983), an Seen (STEINBERG et al., 1984) und im Bereich der Wasserversorgung im bewaldeten Mittelgebirge (SCHRETZENMAYR et al., 1987) deutlich, dass Zentraleuropa gleichermaßen betroffen ist; die tonreicheren Böden

haben die Wirkung luftgetragener Säurebildner länger gepuffert. Veröffentlichungen, die vermehrt gegen Ende der achtziger Jahre erschienen, zeigten an, dass auch Grundwasserleiter zunehmend betroffen sind (HULTBERG 1981, BÖTTCHER et al. 1985). An einigen Grundwasserleitern war die Versauerung soweit fortgeschritten, dass am Grundwasserleiter Gegenmaßnahmen, wie Einleiten von Kalkmilch ergriffen werden mussten, um den Betrieb der Förderanlagen der Trinkwassergewinnung sicherzustellen, wie z. B. Stadtwerke Bielefeld (FISCHER, 1991).

Diese Entwicklung berücksichtigten die Wasserwirtschaftsverwaltungen der Länder seit Mitte der achtziger Jahre zum Teil durch den Entwurf von Maßnahmenkatalogen zur Beobachtung der Situation und zur Abwehr der negativen Folgen der Versauerung (z.B. SCHULTZ-WILDELAU et al., 1987) und durch Pilotprojekte in besonders gefährdeten Gebieten (BLW, 1995).

2 Ausgangslage in Niedersachsen

Seit 1985 wurden von den Wasserwirtschaftsverwaltungen der Länder Grundwassermessnetze zur Erfassung des Grundwasserstandes und der Grundwassergüte aufgebaut, mit denen unter anderem die Entwicklung der Wirkung luftgetragener Säurebildner erfasst werden kann. Desweiteren wurden landesweite Messnetze zur Überwachung der Niederschlagsbeschaffenheit aufgebaut.

Bei dem Aufbau des Messnetzes Grundwasserbeschaffenheit in Niedersachsen wurden an 7 Neubauten von Messstellen an Bodendauerbeobachtungsflächen unter Wald Bohrkerne gewonnen und auf Versauerung untersucht (MEIWES et al., 1994). Zwei Standorte lagen im Solling, einer bei Göttingen, zwei in der Lüneburger Heide, einer in der Wingst und einer bei Westerberg. Es wurde festgestellt, dass jeweils eine der beiden Messstellen im Solling und in der Nordheide bis in 8 m Tiefe versauert waren. An den beiden Standorten Wingst und Westerberg wurde das Fortschreiten der Versauerungsfront bis >12 m festgestellt. Das untere Ende der Versauerung konnte nicht ermittelt werden, da keine Bohrungen in größeren Tiefen vorlagen (MEIWES et al.

1994). Mitte der achtziger Jahre waren an beiden Standorten wegen Schäden an den Waldbeständen vom Forschungszentrum Waldökosysteme der Universität Göttingen Untersuchungen durchgeführt worden, die auf die starke Versauerung der Böden hinwiesen.

Auf der Basis vorgenannter Untersuchungsergebnisse und auf der Grundlage der Bestandsaufnahme und Entwicklung eines Untersuchungs- und Forschungskonzeptes (SCHULTZ-WILDELAU et al., 1987) wurden bereits Ende der achtziger Jahre ökosystemare Betrachtungen in sogenannten Repräsentativgebieten vorgeschlagen. Es sollte in Thülsfelde und in der Wingst, zwei für niedersächsische Naturräume repräsentative Standorte, das gesamte Ökosystem mit seinen aus- und eingehenden Stoffströmen erfaßt werden. Von 1996 bis 1999 wurde das Pilotvorhaben zum Thema Säureinträge und Einträge von Stickstoff über den Luftpfad und deren Auswirkung auf Boden und Grundwasser in der Wingst durchgeführt (WALTHER et al., 2000 und 2001). Die Arbeiten wurden gemeinsam mit verschiedenen wasserwirtschaftlichen und bodenkundlichen Dienststellen des Landes durchgeführt.

3 Hydrogeologische Voraussetzungen

Nach geltender Definition ist Grundwasser unterirdisches Wasser, das die Hohlräume der Erdrinde zusammenhängend ausfüllt und dessen Bewegung ausschließlich oder nahezu ausschließlich von der Schwerkraft und den durch die Bewegung selbst ausgelösten Reibungskräften selbst bestimmt wird (nach DIN 4049, vgl. HÖLTING 1996). Mit dem Begriff „Grundwasser“ wird somit nichts über die Beschaffenheit des Untergrunds (Gesteinsart, Größe und Form der Hohlräume etc.) ausgesagt. Aber gerade für Fragen der Grundwasserversauerung ist die Beschaffenheit des Grundwasserleiters, also des wassergefüllten und -leitenden Gesteinskörpers, von ausschlaggebender Bedeutung.

Die Hydrogeologie unterscheidet im Wesentlichen zwischen Poren- und Kluft- bzw. Karstgrundwasserleitern (HÖLTING, 1996). Porengrundwasserleiter treten hauptsächlich in lockeren Sedimenten wie Sanden und Kiesen auf. Sie sind daher besonders in eiszeitlich geprägten Landschaften, z.B. dem norddeutschen Flachland, verbreitet. Kluftgrundwasserleiter finden sich meist im Bergland, wo Festgesteine oberflächennah anstehen und deren Klüfte (Fugen, Spalten) die wassergefüllten Hohlräume bilden. Ein Sonderfall ist bei leicht lösungsfähigen Gesteinen (meist Carbonatgesteine) gegeben, bei denen Klüfte durch Lösungsprozesse des strömenden Grundwassers zu mehr oder

weniger großen Karst-Hohlräumen erweitert wurden und Karst-Grundwasserleiter entstanden (HÖLTING, 1996).

Porengrundwasserleiter des norddeutschen Raums sind oft nicht sehr mächtig (nur einige Dekameter), erstrecken sich aber meist über große Flächen. Wegen des geringen hydraulischen Gefälles in der meist ebenen Landschaft strömt das Grundwasser trotz guter Durchlässigkeit der Lockergesteine nur langsam. Die Verweildauer des Wassers vom Eintritt in den Grundwasserleiter bis zum Austritt (Vorfluter, Grundwasserentnahme) beträgt daher oft mehrere Jahrzehnte (z.B. BÖTTCHER et al. 1985; FRANKEN 2000). In dieser Verweilzeit (= Kontaktzeit) können im Porengrundwasserleiter verschiedene mikrobiologische und physikochemische Prozesse ablaufen, durch die einge-tragene Säuren sehr effektiv gepuffert werden können (FRANKEN, 2000). Daher wird der Durchbruch einer

Versauerungsfront bis in Brunnen von Grundwasserwerken bei Porengrundwasserleitern – von Ausnahmen abgesehen – bislang kaum beobachtet.

Bei Kluftgrundwasserleitern im Bergland ist wegen der unterschiedlichen Durchlässigkeit der Gesteine die Verweilzeit des Grundwassers sehr unterschiedlich. Je nach hydraulischen Gegebenheiten und chemischer Gesteinsbeschaffenheit kann das Grundwasser daher ohne nennenswerte chemische Veränderung und mit niedrigen pH-Werten oder aber gut gepuffert in Quellen oder Oberflächengewässern austreten (z.B. KRIETER 1991a, MATSCHULLAT et al. 1994).

Die Ergebnisse und Handlungsempfehlungen in dieser Broschüre beziehen sich im Wesentlichen auf Porengrundwasserleiter in Lockergesteinen. Sie sind nur bedingt auf die Gegebenheiten der Kluftgrundwasserleiter des Berglandes übertragbar.

4 Versauerungsprozesse

4.1 Kriterien der Versauerung und der Säurepufferung

Zum Verständnis des Komplexes Boden- und Gewässerversauerung ist es notwendig, die Teilkompartimente Atmosphäre, Vegetation, Boden und Gewässer gemeinsam mit ihren Wechselwirkungen zu betrachten. In allen Kompartimenten kann ein interner Stoffumsatz und eine Pufferung der säurebildenden Substanzen erfolgen.

Abbildung 1 stellt die Transportprozesse von der Atmosphäre, über die ungesättigte Zone bis hin zum Grundwasser dar, die zur Versauerung des Grundwassers beitragen.

Unter **Versauerung** der gelösten Phase und der Festphase in der ungesättigten und gesättigten Zone versteht man die Abnahme des Vermögens, Säure zu puffern (Abnahme der Pufferkapazität) bzw. die langfristige Verringerung der Säureneutralisationskapazität (SNK). Diese ist messbar als Zunahme der Acidität bzw. als Abnahme der Alkalität des Gesamtsystems (s. Anhang Teil A).

Der Verbrauch von Protonen in Gesteinen oder Böden führt zur Abnahme deren Säureneutralisationskapazität (SNK). Sie kann zum Aufbau einer Basenneutralisationskapazität (BNK) führen. Starke Bodenversauerung macht sich bei eventuell abnehmender BNK in einer Verschiebung von schwächeren hin zu stärkeren Säuren in der Festphase bemerkbar.

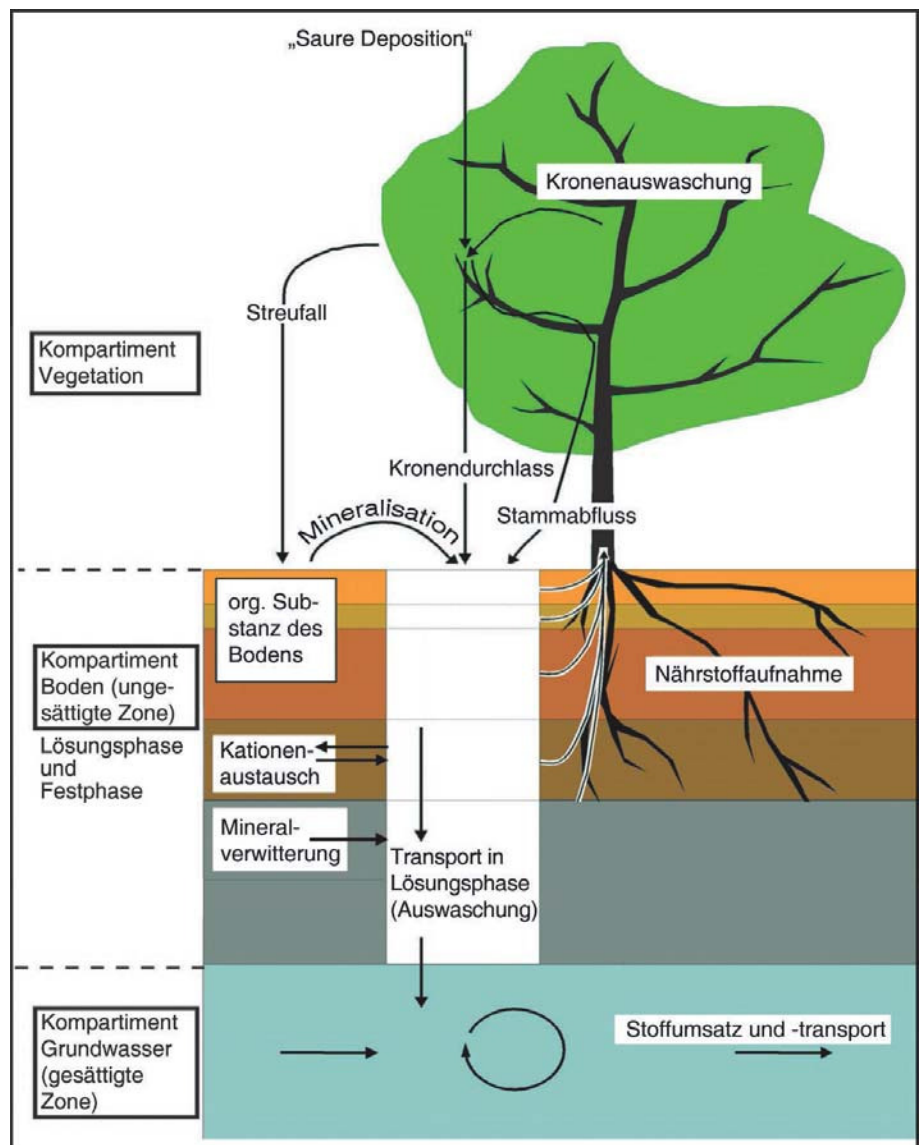


Abb. 1: System Atmosphäre – Vegetation – Boden (ungesättigte Zone) – Grundwasser (gesättigte Zone)

Schwache Säuren (Kohlensäure) führen in geologischen Zeiträumen zur Bodenverarmung, d. h. zur Auswaschung von Basen (Nährstoffkationen) ohne große Akkumulation kinetisch labiler Kationsäuren. Starke Säuren (HNO_3 , organische Säuren, H_2SO_4) können in wenigen Jahrzehnten zur Bodenversauerung führen, d. h. zur Auswaschung von Nährstoffkationen unter Akkumulation kinetisch labiler Kationsäuren. Starke Säuren können im Boden durch die räumlich-zeitliche Entkopplung von Nährstoffaufnahme der Pflanzen und Zersetzung organischer Substanz (Humus) durch die Mikroorganismen entstehen (siehe Abb. 1). Relevant für die Grundwassergüte ist diese Art der Versauerung, wenn Nitrat oder auch luftbürtig eingetragenes Sulfat aus dem Boden in tiefere Schichten transportiert wird.

Der durch natürliche Emission von SO_2 und NO_x bedingte Säureeintrag kann selbst in silikatarmen Böden noch durch Silikatverwitterung gepuffert werden. Jahrzehnte anhaltende anthropogene „Saure Deposition“ in Waldökosysteme führt zur Bodenversauerung und zur Gewässerversauerung. Der Anteil der natürlichen und/oder anthropogenen Bodenversauerung kann aus der Bestimmung der ausgewaschenen Säureanionen abgeschätzt werden. Die Auswaschung von HCO_3^- und von organischen Säureanionen weist vorrangig auf eine natürliche Versauerung hin, wohingegen die Auswaschung von starken anorganischen Säuren (NO_3^- , SO_4^{2-}) oft auf eine anthropogen bedingte Versauerung durch atmogene Säure- und N-Deposition zurückzuführen ist.

In sauren Wässern ist die Alkalität negativ. Ihr entsprechen in äquivalenter Menge im Wesentlichen H-Al -, Fe - und Mn -Ionen, die die Qualität des Grundwassers für den Gebrauch als Trinkwasser herabsetzen.

Grundwasser (mit positiver Alkalität) versauert, wenn ihm Sickerwasser mit negativer Alkalität zugeführt wird.

Das saure Sickerwasser enthält die mobilen Anionen Sulfat, Nitrat und Chlorid. Da diese nicht oder nur partiell (Sulfat) an die Festphase gebunden werden und da die Lösungsphase elektroneutral ist, bilden sie sozusagen das Vehikel für den Transport von Kationen wie dem Aluminium. Unter Bedingungen hoher luftbürtiger Schwefel- und Stickstoffdeposition kommen in der Lösungsphase Sulfat-Schwefel und Nitrat-Stickstoff in höheren Konzentrationen vor, die zu einem erhöhten Transport von Kationen, unter sauren Bedingungen hauptsächlich von sauer reagierenden Aluminium-Verbindungen, führen. Da die Festphase über eine ungleich höhere Säure-Pufferkapazität verfügt als die Lösungsphase, ist eine saure Festphase eine Voraussetzung für das Vorkommen sauren Boden-, Sicker- oder Grundwassers. Im Gegensatz zu Lockergesteinen kann im Festgestein, wo das Wasser im Wesentlichen in Klüften transportiert wird, das saure Sickerwasser allerdings die Versauerung der Festphase in vergleichsweise kurzen Zeiträumen vorantreiben. Im Lockergestein fließt das Sickerwasser zwar auch auf bevorzugten Bahnen, jedoch insgesamt auf breiterer Front als im Festgestein. Es ist deshalb mit einem größeren Raumvolumen der Festphase und damit mit einer vergleichsweise sehr großen Säure-Pufferkapazität der Festphase in Kontakt.

Für die Versauerung der Festphase kommen verschiedene Prozesse in Frage:

- die Bildung von Kohlensäure aus der Bodenatmung,
- Export von Alkalität mit den pflanzlichen Erntegut,

- Mineralisation und Nitrifikation von organischem Bodenstickstoff und
- der luftbürtige Eintrag von Säurebildnern (Schwefeldioxid, Stickoxide, Ammoniak/Ammonium).

Das Risiko der Versauerung des Grundwassers ist also eng mit dem Eintrag von luftbürtigen Säurebildnern verbunden.

Weitere Grundbegriffe zum Themenbereich Versauerung, zugehörige Gleichungen und Methoden zur Bestimmung von Kenngrößen der Versauerung und der Wanderungsgeschwindigkeit sind im Anhang A-C zusammengestellt.

4.2 Entwicklung der Stoffeinträge und der Versauerung

Der Eintrag von luftbürtigem Schwefel in die Böden hat in den letzten Jahren deutlich abgenommen. So beläuft sich heute der Schwefeleintrag in die Wälder auf 15 % dessen, was Anfang der 80-er Jahre an Schwefel eingetragen wurde. Damit ist ein wesentlicher Schritt zum Schutz des Grundwassers vor weiterer Versauerung getan. Das Agens, das hauptsächlich die Versauerung vorantreibt, wird nur noch in geringen Mengen den Böden zugeführt. Je nachdem, wie hoch die Säurepufferraten durch Silikatverwitterung im Vergleich zu der verringerten Säurebelastung sind, kommt es zu einem verringerten Voranschreiten der versauerten Zone bzw. der Versauerungsfront oder gar zu einer Erholung der versauerten Zone.

Versauernd wirkt weiterhin das bereits eingetragene, an der Festphase gebundene Sulfat, das unter den Bedingungen verringerter Sulfateinträge langsam in die Lösungsphase übergeht und durch den versauerten Bereich der ungesättigten Zone nach unten transportiert wird. Dieses ausgespeicherte Sulfat stellt also weiterhin ein Versauerungspotential für das Grundwasser dar.

Bezüglich des Eintrages von NO_x kann jedoch keine Entwarnung gegeben werden. Für die Stickstoff-Einträge ist eher eine Stagnation und z. T. eine leicht steigende Tendenz erkennbar. Die durchschnittliche atmosphärische N-Deposition (trockene und nasse Deposition) beträgt z. Zt. in Deutschland etwa $10\text{--}20 \text{ kg N/ha} \cdot \text{a}$ an $\text{NO}_x\text{-N}$. Für viele naturnahe oder natürliche Ökosysteme ist die Grenze der Belastbarkeit im Hinblick auf überhöhte N-Depositionen erreicht oder bereits überschritten. (NIEDER et al., 2004).

Versauertes Grundwasser zeichnet sich durch hohe Sulfat- und Aluminiumkonzentrationen aus. Wird nun nur noch in geringem Maße luftbürtige Schwefelsäure zugeführt, ist die Rate der weiteren Versauerung des Grundwassers dem entsprechend gering. Liegt diese Rate unterhalb der Pufferungsrate durch Silikatverwitterung, kommt es zu einer Erholung des Grundwasserleiters.

Bei gleich bleibenden N-Depositionsraten wird die Grundwasserqualität unter Wald in Zukunft zunehmend verschlechtert, da Nitratauswaschung neben Anreicherungen im Grundwasser auch Versauerungsprozesse und Verluste von Nährstoffkationen (Mg^{2+} , Ca^{2+} , K^+) bewirkt.

5 Vorgehensweise zur Abschätzung der Grundwasserversauerung – sondierende Untersuchungen und Prognosemodelle

Insbesondere oberflächennahe Grundwässer mit einem Grundwasserflurabstand von kleiner als 20 m unter Gelände leiden unter den Folgen der atmosphärischen Säureeinträge. Tiefer gelegene Vorkommen galten aufgrund der großen Deckschichtenmächtigkeiten bisher als geschützt. Am schlechtesten geschützt gegenüber atmosphärischen Säureeinträgen sind Aquifere mit geringmächtigen, gut durchlässigen Deckschichten, geringer Pufferungs- und Adsorptionskapazität sowie die Aquifere unter Wald.

Zur Abschätzung der Grundwasserversauerung für die gesättigte Zone sind folgende Arbeitsschritte zu empfehlen:

Arbeitsschritt 1:

Ermittlung des Zustands des chemischen Milieus der gelösten Phase im Untergrund mit Hilfe von Daten, die an Grundwassermessstellen oder mit Hilfe des wässrigen Sättigungsextraktes [= Gleichgewichtsbodenlösung (GBL) vom Festphasenmaterial] gewonnen wurden (s. Kap. 5.1).

Arbeitsschritt 2:

Kennzeichnung des Säure-Base-Zustandes der Festphase (s. Kap. 5.2)

Arbeitsschritt 3:

Ermittlung des Eintrittszeitpunktes von versauerten Sickerwässern in die gesättigte Zone und Abschätzung des Versauerungsfortschrittes im Grundwasserleiter bei Infiltration saurer Wässer mit Hilfe von Prognosemodellen (s. Kap. 5.3).

5.1 Arbeitsschritt 1 - Ermittlung des Zustandes (Versauerung) der gelösten Phase mit Hilfe vorhandener und zu erhebender Daten oder mit Hilfe der Extraktion am Bohrgut

Der chemisch-physikalische Zustand der gelösten Phase kann in der ungesättigten und in der gesättigten Zone auf verschiedenen Wegen ermittelt werden. Hierzu sollte auf vorhandene Monitoringdaten zurückgegriffen werden (siehe Anhang D) und darauf aufbauend sollten bei Bedarf ergänzende Untersuchungen vorgehen werden.

(a) Auswertung vorliegender Grundwasseranalysen aus bestehenden Monitoringprogrammen zur Orientierung, ob eine Versauerungsgefährdung gegeben ist (BEZIRKREGIERUNG LÜNEBURG, 2000).

(b) Für weitergehende Untersuchungen können zusätzliche Proben erforderlich werden wie die Gewinnung des Sickerwassers (mit Hilfe von Saugsonden) oder die Beprobung des Grundwassers (an Grundwassermessstellen). Diese stationäre Beprobung erlaubt die Aufzeichnung der Wasserbeschaffenheit in Abhängigkeit von der Zeit. Die jeweilige Probenahmestelle muss während ihrer Lebensdauer unterhalten und gewartet werden.

(c) Um Dauerkosten zu vermeiden, werden heute häufig mobile Messmethoden eingesetzt. Dazu gehört die Entnahme von Bohrkernen mit Hilfe einer Bohrung. Sie

erlauben eine Momentaufnahme, die aber nicht am gleichen Bohransatzpunkt wiederholt werden kann. Informationen über die relevanten Eigenschaften der Lösungsphase können mit Hilfe von Extraktionsmethoden gewonnen werden (s. Anhang B).

5.1.1 Notwendige Informationen zur Bewertung der Grundwasseranalysen

Es sind folgende Anforderungen an das Untersuchungsverfahren zu stellen:

- Für den Standort bzw. für den Bohransatzpunkt müssen die wesentlichen Stammdaten wie Schichtenverzeichnis und Ausbauprofil vorhanden sein (geologische Kenntnisse erlauben Rückschlüsse auf das Substrat).
- Es müssen mindestens 3 vollständige Grundwasseranalysen möglichst mit einem Ionenbilanzfehler $\leq 5\%$ vorliegen.
- Die Probennahme muss teufenorientiert erfolgen.

Sind diese Voraussetzungen erfüllt, reicht meistens folgende Datenbasis zur Einzelfallbewertung aus:

- pH-Wert, Säurekapazität bis pH 4,3 und Basekapazität bis pH 8,2 ($K_{s\ 4,3}$ und $K_{B\ 8,2}$),
- Redoxpotential, Leitfähigkeit,
- Ma-Kationen (säureanzeigende Kationen): Al^{3+} , Mn^{2+} , $Fe^{2+/3+}$,
- Mb-Kationen (basische Kationen): Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ ,
- Anionen: SO_4^{2-} , Cl^- , NO_3^- .

5.1.2 Bewertung der Ergebnisse

Wichtig für alle Auswertungen ist, dass die Stoffbilanzierung nach dem Aciditäts-Alkalitäts-Konzept (Bilanzierung starker Säuren und Basen, s. Anhang A) für das Bodensicker- und Grundwasser erfolgt. Für eine Beurteilung gibt es verschiedene Auswertemethoden und Versauerungsindizes. Als Methoden werden die Alkalität, Acidität, Ionenverhältnisse und hydrogeochemische Modelle eingesetzt (DVWK, 1997). Nachfolgend werden die Acidität und die Ionenverhältnisse beschrieben.

• Acidität

Ist die Acidität (Aci) bzw. die Überschussacidität (Aci_{ex}) größer 0, spricht man von anthropogen verursachter Versauerung. Da sich im Grundwasserleiter zahlreiche starke Säuren und Basen nicht konservativ verhalten, ist es zweckmäßig, anstelle des absoluten Wertes für die Acidität (s. Anhang A), den Differenzwert vom theoretischen Gleichgewichtszustand, die sog. Überschussacidität Aci_{ex} zu verwenden. Gleiches gilt für die Alkalität. Das Konzept der Überschussacidität ist in UHLMANN (1990) ausführlich hergeleitet. Damit ist die Berücksichtigung systemeigener starker Basen und starker Säuren möglich.

Eine einfache Bewertung des Versauerungszustandes, zeigt Tabelle 1, die für 20 Grundwassermessstellen des Modellgebietes Wingst berechnet wurde. Die

Tabelle 1 ermöglicht anhand von Aciditäten und zugehörigen pH-Wert-Bereichen eine erste orientierende Einschätzung des Gefährdungspotentials hinsichtlich Versauerung.

Sicher sind pH-Werte kleiner 5 korrespondierend mit erhöhten Aluminiumgehalten auf den ersten Blick ein Indiz für die Folgen der Versauerung. Aber führt man sich natürlich saure Moorwässer vor Augen, so kann dieser Versauerungszustand auch von schwachen organischen Säuren (z. B. Huminsäuren) herrühren. Es ist also unabdingbar, die Säuren und Basen nach dem Aciditäts-Alkalitäts-Konzept zu betrachten, um Rückschlüsse auf die Ursachen zu erlangen.

Tab. 1: Abstufung der Versauerungszustände für schwach mineralisierte Wässer (Ionenstärke $\mu < 10$ mmol/l) nach DVWK (1997)

Gefährdungspotential	pH-Spanne [–]	Acidität [mmol _l /l]
Keine Gefahr	> 7	< –1,0
z. Zt. keine Gefahr	7 – 6	–1,0 bis –0,2
Versauerungsempfindlich	6 – 5	0,0 bis –0,2
Versauert	< 5	> 0,0

• Ionenverhältnisse

Eine Bewertung der Analysen kann auch mit Hilfe der Stufeneinteilung des Ionenverhältnisses $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})/(\text{SO}_4^{2-} + \text{NO}_3^-)$ nach QUADFLIEG (zit. in DVWK 1997) vorgenommen werden.

- falls $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})/(\text{SO}_4^{2-} + \text{NO}_3^-) > 1,5$: Vorherrschen des Bicarbonat-Puffersystems; jedoch bereits zunehmende Versauerungsgefährdung im Bereich 4,0 bis 1,5;
- falls $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})/(\text{SO}_4^{2-} + \text{NO}_3^-) = 1,5$ bis 1,0: Übergang vom Bicarbonat- zum Aluminiumpuffersystem und
- falls $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})/(\text{SO}_4^{2-} + \text{NO}_3^-) < 1,0$: starke Versauerung, ganzjährig negative Alkalität.

Das Ionenverhältnis M_b -Kationen zu konservativen Anionen („Säure“-Anionen) dient zur Kennzeichnung des Versauerungszustandes bzw. zur Identifizierung des im Gewässer dominierenden Puffersystems (s. Anhang A, Pufferbereiche). Der Quotient schwankt im versauernden pH-Bereich von 6 bis 5 um 1.

5.2 Arbeitsschritt 2 - Kennzeichnung des Säure-Base-Zustandes der festen Phase und dessen Bewertung

Die Festphase (Substrat des Untergrundes) hat für die Beurteilung hinsichtlich der Versauerung eine besondere Bedeutung, da von ihr im wesentlichen der Säure-Base-Zustand der Lösungsphase abhängig ist. Von ihr hängt primär ab, ob ein Standort gegenüber Versauerung empfindlich ist oder nicht. Die Festphase ist über Puffermechanismen in der Lage, die mit dem Protoneneintrag einhergehende pH-Absenkung zu vermindern.

5.2.1 Notwendige Informationen zur Bewertung der Festphase

Der Zustand der Festphase wird neben

- den hydraulischen Eigenschaften (z. B. hydraulische Leitfähigkeit k_f , effektiver Porenraumanteil n_e , Abstandsgeschwindigkeit v_a) und
 - den Kennwerten des Substrates (z. B. Trockenrohddichte ρ_t)
- auch durch die im Folgenden genannten boden- und hydrogeochemischen Eigenschaften charakterisiert:
- Bestimmung der Bodenreaktion (z. B. pH-(H₂O)-Wert, pH(CaCl₂)-Wert, pH(KCl)-Wert)
 - Säure- und Baseneutralisationskapazität z. B. Aufnahme einer „Titrationskurve“ $\text{pH} = f(\text{Aci})$ bzw. $\text{pH} = f(\text{Alk})$ und
 - Bodenchemische Analyse: z. B. Bestimmung der Kationenaustauschkapazität (KAK_{effr} , KAK_{pot}), der Austauscherbelegung mit M_b - und mit M_a -Kationen und der Basensättigung (BS).

Die vorgenannten Eigenschaften erlauben eine hinreichende Bewertung zur Kennzeichnung des Säure-Base-Zustandes von Gestein und Wasser. Um diese Eigenschaften zu ermitteln, sind Untersuchungen am weitgehend ungestörten Bohrgut notwendig. Die chemische Reaktion des Bodens und Untergrundes sollte nach zwei Methoden bestimmt werden:

- pH(H₂O)-Wert und den pH(CaCl₂)-Wert. Anschließend können Pufferkurven (s. Anhang A) erstellt werden. Die titrimetrische Erfassung der
 - Pufferkurve mit $\text{pH} = f(\text{Aci})$ sowie der
 - Pufferkurve mit $\text{pH} = f(\text{Alk})$
- sollte bei einem engen Feststoff-Flüssigkeits-Verhältnis (entspr. GBL) erfolgen. Letztlich erhält man die wesentlichen Kenngrößen Säure- und Baseneutralisationskapazität (Bestimmung der BNK über Schnellmethode möglich, Anhang B).

5.2.2 Bewertung der Ergebnisse

Nach ULRICH (1986), ULRICH (1995) und MALESSA & ULRICH (1989) wird ein forstlich genutzter Standort als gefährdet eingestuft, wenn die Basensättigung den Wert von 20 % und der pH den Wert von < 5,0 unterschreitet. Anhand des pH-Wertes und der Ionen in der Bodenlösung kann auf den Pufferbereich geschlossen werden, in dem sich der Bodenkörper aktuell befindet (s. Anhang A).

5.3 Arbeitsschritt 3 - Prognosemodelle zur Ermittlung des Eintritts und des Fortschreitens der Versauerung

Von entscheidender Bedeutung ist, mit welcher Geschwindigkeit die Versauerungsfront in der ungesättigten und in der gesättigten Zone bei Infiltration saurer Wässer fortschreitet. Es ist wichtig zu wissen, wann die Versauerungsfront in der ungesättigten Zone die untere Kompartimentgrenze erreicht hat, d.h. wann die Versauerungsfront in die oberste Lamelle des Grundwassers eintritt. Eine ausführliche Definition der Versauerungsfront ist im Anhang A „Grundbegriffe“ zu finden.

Die meisten in der Literatur bekannten, im Rahmen von Fallstudien getesteten Versauerungsmodelle sind auf die ungesättigte Zone bezogen. Die gesättigte Zone wurde bislang selten betrachtet. Hier besteht noch Forschungsbedarf.

Ökosystemare Versauerungsmodelle lassen sich, vereinfacht betrachtet, folgenden Modellarten zuordnen:

- Bilanzmodelle und
- prozessorientierte Modelle.

In den folgenden Kapiteln ist eine Auswahl von in der Praxis angewandten Prognosemodellen beschrieben, die im Zusammenhang mit dem Pilotprojekt Wingst Anwendung gefunden haben bzw. für die in der Folge Fallbeispiele benannt sind (Kap. 5.3.2.2 und 5.3.2.5), um deren Unterschiede darzustellen.

● Bilanzmodelle

quantifizieren Eintrag, Austrag und zum Teil auch Vorratsgrößen eines Systems und setzen diese in Beziehung zueinander. Bilanzmodelle sind für eine Abschätzung von mittel- bis langfristigen Systementwicklungen geeignet und stellen nur geringe Anforderungen an die Bereitstellung der Daten. Sie verlangen wenig Kenntnisse über systeminterne Prozesse. Ein Beispiel dafür ist:

- AcidProgress (MALESSA 1993, ULRICH & MALESSA 1989, MALESSA & MÜLLER 2001); die Ermittlung der Versauerungsgeschwindigkeit in der ungesättigten Zone bis zum Grundwasser erfolgt über die Bilanzierung der Säurebelastung in Bezug zur vorhandenen Säurenneutralisationskapazität.

● Prozessorientierte Modelle

bauen auf physikochemischen Reaktionen auf, die anorganische und organische bodenchemische Prozesse beschreiben (z. B. Säure-Base-Reaktionen, Redoxreaktionen, Lösungs-/Fällungsreaktionen, Adsorption/Desorption, Gas-Wasser-Reaktionen, Komplexe, Ionenpaare, Nitrifikation).

Für die betrachteten Reaktionen im Boden-, Sicker- und Grundwasser sind ausschließlich Mittel- und Langzeitveränderungen von Interesse. Alle hier aufgeführten prozessorientierten Modelle beruhen auf dem Aciditäts-/Alkalitätskonzept.

Auf folgende Modelle wird nachfolgend näher eingegangen:

- MAGIC, COSBY et al. (1985)
- PROFILE/SAFE, SVERDRUP & WARFINGE et al. (1994)
- Modellentwicklungen der PHREEQE-Familie in Kopplung mit wasserflussbezogenen echt ein- oder mehrdimensionalen Modellen, PARKHURST et al. (1980 und 1995).

In der gesättigten Zone steht die Frage im Vordergrund, wie lange der Vorrat an puffernden Substanzen im Grundwasserleiter ausreicht, um zu verhindern, dass versauertes Grundwasser bzw. infiltrierendes saures Sickerwasser (als Grundwasserneubildung) die Rohwasserqualität beeinträchtigt. Die wesentlichen Kenngrößen für eine stoffliche Veränderung des Grundwassers während seiner Passage durch den Gesteinskörper sind das wirksame Puffervermögen (Säurenneutralisationskapazität), die hydraulische Leitfähigkeit, Fließweglängen und Verweilzeiten.

Bei der hydrogeochemischen Modellierung von langfristigen Prozessen, wie der Grundwasserversauerung, wird in der Regel die Strömung gegenüber den

hydrogeochemischen Prozessen als stationärer Prozess betrachtet. Diese Verfahrensweise lässt sich durch die unterschiedliche Größenordnung der typischen Antwortzeiten chemischer und hydraulischer Prozesse begründen. So dauert die Auflösung der Silikate u. U. mehrere tausend Jahre, im Gegensatz hierzu nimmt der komplette Porenwasseraustausch eines Einheitsvolumens wesentlich kürzere Zeit in Anspruch.

5.3.1 Einsatzmöglichkeiten verschiedener Prognosemodelle

Für die Vorhersage der Wanderung der Versauerung besteht zum einen die Forderung, dies mit möglichst geringem Aufwand bei der Datenbeschaffung bewältigen zu können und zum anderen ein Modell zu finden, das die Komplexität des Standortes ausreichend genau nachbilden kann.

Die notwendigen Daten, die in die Modelle eingehen, sind entweder aus Archiven zusammen zu stellen (z.B. Bodendaten des LBEG, s. Anhang D) oder müssen durch Untersuchungen vor Ort gewonnen werden. Die Beschaffenheit der Lösung (Sickerwasser, Grundwasser) kann im Fall des Sickerwassers mit Hilfe von Lysimetern, Saugkerzen, Gleichgewichtsbodenlösung (GBL) und im Fall des Grundwassers mit Hilfe von Grundwassermessstellen oder mit der GBL gewonnen werden. Die Untersuchungen an der Festphase sind am weitgehend ungestörten Bohrgut vorzunehmen. (siehe Kapitel 5.1 und 5.2)

Darüber hinaus sind folgende allgemeine, wasserhaushaltliche und geochemische Informationen zur Bewertung der Situation und als Eingangsdaten für die Modellanwendung erforderlich:

1. Bodenkundliche und geologische Ansprache, z. B. Bodensubstrat, Stratigraphie.
2. Niederschlagsmenge, Grundwasserneubildung, Tiefenlage des Grundwasserspiegels.
3. Depositionsdaten (nahegelegene Station, Messungen über wenigstens ein Messjahr).

Eine Zusammenstellung der benötigten Eingangsdaten für ausgewählte Modelle ist aus Tabelle 2 ersichtlich.

Die flächenhafte Verfügbarkeit spezifischer Datenvorräte ist innerhalb der Länder und noch mehr zwischen den Ländern extrem heterogen. Die Skala reicht von der analogen Verfügbarkeit von Grundkarten bis hin zur vollständigen digitalen Erfassung des gesamten Stoffhaushalts. In der Regel gilt: je detaillierter die erforderlichen Daten, um so geringer ist deren Verfügbarkeit.

Die Geologischen Landesämter haben in Hinblick auf die Verfügbarkeit flächenhafter Daten zur Bodenversauerung in den letzten Jahren besonders im Rahmen der Entwicklung und Etablierung von Fachinformationssystemen entsprechende Grundlagen geschaffen (z. B. NIBIS). Weitere Flächendaten, die im Zusammenhang mit der Versauerung der Böden und der Gewässer ausgewertet werden können, liefern die Forstbehörden (Standortskartierung, Bestandsdaten, etc.), Daten zur Deposition liefern beispielsweise bundesweit das Umweltbundesamt Berlin und landesweit der Niedersächsische Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz und die Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (s. Anhang D).

Tab. 2: Eingangsdaten bzw. berücksichtigte Prozesse für ausgewählte Modelle

(nach WARFVINGE et al. 1997, MALESSA & MÜLLER 2001, COSBY et al. 1985, PARKHURST & APPELO 1999)

SAFE/PROFILE Eingangsdaten	ACIDPROGRESS Eingangsdaten	MAGIC Eingangsdaten	PHREEQC Prozesse und Reaktionen ¹⁾
Schichtdicke	Digitales Geländemodell (DGM)	Gebietsgröße	Konvektion
Feuchtegehalt	Geologie (Karte)	Mittlere Mächtigkeit	Gleichgewichtsphasen
Trockenrohdichte	Forstlicher Standort/ Boden (Karte)	Jahresniederschlagsmenge	Gasphasen
Spezifische Oberfläche	Forsteinrichtung (Karte)	Jährliche totale H ⁺ -Deposition	Mischungsphasen
Kationenaustauschkapazität	Tiefengradient von Austauschkapazität (Ake) und Basensättigung (BS) (Messung)	Kationenaustauschkapazität	Reaktionskinetik
CO ₂ -Partialdruck			
Gelöster organischer Kohlenstoff		Max. SO ₄ ²⁻ Sorption	Fest-Flüssigphasenreaktionen
Log der Gibbsit-Gleichgewichtskonstanten		Log K _{Al} ²⁾	Oberflächenreaktionen
Jahresniederschlagsmengen		Jahresniederschlagsmengen	Austauschreaktionen
Jahresdeposition		Jahresdeposition	
Jahresmitteltemperatur		Jahresmitteltemperatur	
Infiltration		Infiltration	
Perkolation		Perkolation	
Mg+Ca+K Aufnahme der Pflanzen			
N-Aufnahme der Pflanzen			
Basensättigung			
Konzentration von Mg, Ca, K, Na			
Mineralanteile von max. 14 Mineralen			

¹⁾ keine vollständige Auflistung aller für PHREEQC erforderlichen Eingangsdaten, stattdessen sind zusammenfassend Prozesse und Reaktionen aufgeführt.

²⁾ Logarithmus der Gleichgewichtskonstante für die jeweilige Al-Spezies.

Prozessmodellen wie SAFE, MAGIC und PHREEQC ist gemeinsam, dass sie nicht alleinig zur Prognose von Gewässerversauerung entwickelt wurden. Dieser Zweck ist lediglich einer von vielen Aspekten ihrer Leistungsfähigkeit. Dahingegen sind Modelle wie AcidProgress explizit zu diesem Zweck entwickelt worden.

5.3.2 Modellbeschreibungen und Fallbeispiele

Nachfolgend werden anhand von Fallbeispielen aus dem Modellgebiet Wingst sowie weiteren Gebieten die Ergebnisse verschiedener Modellanwendungen dargestellt. Hierfür werden zunächst der Bilanzansatz AcidProgress und der Prozessansatz SAFE und PROFILE näher erläutert.

5.3.2.1 Beschreibung des Modells AcidProgress

AcidProgress ist ein GIS gestütztes, modular aufgebautes Verfahren, das in der Lage ist forst- und wasserwirtschaftliche Fragestellungen zu bearbeiten (siehe auch Anhang C). Es ist ein Werkzeug für die Vorhersage von Boden- und Gewässerversauerung in einem konkreten Untersuchungsgebiet. AcidProgress wurde im Hinblick

auf die Mehrfachnutzung von erhobenen und erstellten Daten und Methoden zwecks Schaffung eines Planungs- und Handlungsinstrumentes entwickelt. Die Mehrheit der einfließenden Daten sind von den Fachbehörden der Länder und des Bundes oder anderer Institutionen erhobene Daten oder aus diesen ableitbar. Bis auf die Messung der Tiefenlage der Versauerungsfront müssen keine weiteren Messungen durchgeführt werden.

Im Folgenden werden die in AcidProgress einfließenden Parameter zur Berechnung des Eintritts der Gewässerversauerung in Jahren definiert und es wird die Datenermittlung bzw. -ableitung am Beispiel anhand des Untersuchungsgebietes „Wingst“ erläutert (Tab. 3):

- **Mächtigkeit der Verwitterungsdecke MV [m]:** Sie reicht von der Bodenoberfläche bis zur Grundwasseroberfläche und entspricht der ungesättigten Zone.
- **Tiefe der Versauerungsfront Vfr [m]:** Sie entspricht der Grenzschicht zwischen Austauscher- und Silikat-Pufferbereich (MALESSA, 1995), bzw. der Unterkante des Aluminium-Pufferbereichs.
- **Verbleibende Pufferstrecke VS [m]:** zwischen der Versauerungsfront und der unteren Begrenzung der ungesättigten Zone; dies entspricht der Grundwasseroberfläche. Diese Strecke kann als reaktive Pufferzone bezeichnet werden.

- **Effektiv puffernder Basenvorrat BV [kmol_{eq}/ha]:** Dieser Wert stellt den Vorrat an puffernden basischen Kationen dar, die über die gesamte Strecke VS noch wirken. BV errechnet sich gemäß nachstehender Gleichung.

$$BV \left[\frac{\text{kmol}_{eq}}{\text{ha}} \right] = KAK_{eff} \left[\frac{\mu\text{mol}_{eq}}{\text{g}_{Boden}} \right] \cdot \text{Rohdichte}(\text{trocken}) \left[\frac{\text{g}_{Boden}}{\text{cm}^3} \right] \cdot \text{Schichtdicke} [m] \cdot 10$$

- **Durchschnittlicher jährlicher Säureinput SI [kmol_{eq}/ha·a]** in den Sickerwasserleiter. Darunter wird der Säureeintrag in den Sickerwasserleiter über Deposition verstanden.
- **Durchschnittlicher effektiver jährlicher Säureeintrag SI [kmol_{eq}/ha·a].** Zu dem Stoffeintrag über Deposition muss noch der Umsatz im Oberboden bzw. im Wurzelraum berücksichtigt werden. Es wird deshalb der effektive Säureeintrag betrachtet, der in der Versauerungsfront den unversauerten Teil des Gesteinsprofils erreicht. In dieser Front entsprechen die Säureeintragsraten von H⁺ und NH₄⁺ den Austragsraten von Al³⁺ (Aluminium-Pufferbereich). Die Konzentration von Al³⁺ kann z. B. über die Gleichgewichtsbo-denlösung ermittelt werden.
- **Durchschnittliche jährliche Silikatverwitterungsrate VR [kmol_{eq}/ha·a].** Dazu gibt es in der Literatur mehrere Angaben. Sie können von den bodenkundlichen/geologischen Landesämtern bezogen werden. Von MALESSA (1997) werden in Abhängigkeit vom Silikatgehalt Verwitterungsdaten angegeben.

5.3.2.2 Fallbeispiel Wingst - Anwendung von AcidProgress

Im Projekt Wingst wurde das Modell AcidProgress in modifizierter Form auf den ungesättigten und gesättigten Lockergesteinsbereich übertragen und wegen seiner einfachen Handhabbarkeit für drei Bohrungen angewendet. Das Modellgebiet Wingst liegt etwa 75 km nordwestlich von Hamburg im küstennahen Elbe-Weser-Dreieck. Es wird geprägt durch den aus dem flachen Umland herausragenden Geestrücken der Wingst (74 m ü. NN), welcher der Wassergewinnung dient.

Der geologische Aufbau ist das Produkt der saale-kaltzeitlichen Gletscher, die das Gebiet mehrfach formgebend überfahren haben (Stauchendmörane). Der Untergrund ist überwiegend aus Gletscher- und Schmelzwasserablagerungen aufgebaut. Das Klima ist vorwiegend maritim geprägt mit etwa 830 mm mittlerem Jahresniederschlag und einer mittleren Lufttemperatur von 8 °C. Die Grundwasserneubildung beträgt im langjährigen Mittel ca. 220 mm. Das Einzugsgebiet des Wasserwerkes ist zu 90 % bewaldet.

In der Tabelle 3 sind für eine der drei Bohrungen, Bohrung PB30, die Eingangsdaten und die Prognose des Eintritts der Versauerungsfront in das Grundwasser für den Bilanzansatz AcidProgress dargestellt und nachfolgend erläutert.

Tab. 3: Eingangsdaten und Ergebnisse des Berechnungsbeispiels für AcidProgress

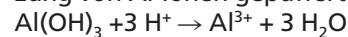
Kenngößen	Einheit	Bohrung PB30
Mächtigkeit der Verwitterungsdecke (MV)	m	29
Lage der Versauerungsfront (Vfr)	m	22
Puffer Strecke (VS)	m	7
Basenvorrat (BV)	kmol _{eq} /ha	528
Säurebelastung (SI)	kmol _{eq} /ha·a	2,0
Silikatverwitterung (VR)	kmol _{eq} /ha·a	0,05
Effektive Säurebelastung (SI _{eff})	kmol _{eq} /ha·a	1,95
Dauer des Aufbrauches des Basenvorrates (DA)	a	270

Die Mächtigkeit der Verwitterungsdecke MV beträgt 29 m. Sie ist hier dem Grundwasserflurabstand gleichzusetzen. Die Tiefe der Versauerungsfront Vfr liegt bei 22 m unter Gelände. Daraus ergibt sich die verbleibende pufferfähige Strecke VS von ca. 7 m.

Der ökosystemare Basenvorrat entspricht dem Vorrat an austauschbaren M_b-Kationen für die verbleibende Strecke von 7 m und wird für alle Einzelschichten unterhalb der Versauerungsfront berechnet. Für den Fall homogener Verhältnisse für den vorliegenden Lockergesteinsstandort errechnet sich der Basenvorrat BV nach der zuvor angegebenen Gleichung. Hierin ist KAK_{eff} = 4,6 μmol_{eq}/g und die Rohdichte (trocken) = 1,64 g/cm³:

$$BV = 4,6 \mu\text{mol}_{eq}/g \cdot 1,64 \text{ g}/\text{cm}^3 \cdot 7 \text{ m} \cdot 10 = 528 \text{ kmol}_{eq}/\text{ha}$$

Oberhalb der Versauerungsfront befindet sich die ungesättigte Zone (Boden und Lockersediment) im Aluminiumpufferbereich, in dem Protonen unter Freisetzung von Al-Ionen gepuffert werden.



In dieser Zone entsprechen die Säureeintragsraten von hauptsächlich H⁺ und NH₄⁺ in Näherung den Austragsraten von Al³⁺. Zur Berechnung der **durchschnittlichen jährlichen Säurebelastung (SI)** wurde eine mittlere Al-Konzentration in 2 m Tiefe von 8 mg/l = 0,008 g/l ermittelt. Bei einer vereinfachten Betrachtung des Wasserhaushaltes kann man für tiefer gelegene Bereiche der ungesättigten Zone die Grundwasserneubildungsrate (220 mm/a) mit der Al-Konzentration multiplizieren und erhält, nach Division durch die Molmasse von Aluminium und Multiplikation mit der Wertigkeit von Al³⁺, eine Säurebelastung von **2 kmol_{eq}/ha·a**.

$$SI = \frac{0,008 \text{ g/l}}{27 \text{ g/mol}_{eq}} \cdot 3 \cdot 220 \text{ l/m}^2 \cdot \text{a} = 0,2 \text{ mol}_{eq}/\text{m}^2 \cdot \text{a} = 2 \text{ kmol}_{eq}/\text{ha} \cdot \text{a}$$

Als **Silikatverwitterungsrate (VR)** wurde auf die Abschätzung von MALESSA (1997) zurückgegriffen, der im ungünstigen Fall die Rate mit **0,05 kmol_{eq}/ha·a** beziffert.

Zur Bestimmung der durchschnittlichen jährlichen effektiven Säurebelastung (SI_{eff}) des Sickerwasserleiters wird hier die jährliche Silikatverwitterungsrate von der jährlichen Säurebelastung subtrahiert.

$$SI_{eff} = 2 \text{ kmol}_{eq}/\text{ha} \cdot \text{a} - 0,05 \text{ kmol}_{eq}/\text{ha} \cdot \text{a} = 1,95 \text{ kmol}_{eq}/\text{ha} \cdot \text{a}$$

Die Dauer des Basenvorratsaufbrauches (DA) von 270 Jahren im unversauerten Kompartiment ergibt sich aus dem Quotient Basenvorrat BV / effektive Säurebelastung (SI_{eff}).

$$DA = (528 \text{ kmol}_{eq}/\text{ha}) / (1,95 \text{ kmol}_{eq}/\text{ha} \cdot \text{a}) = 270 \text{ a}$$

Somit wird der Basenvorrat der verbleibenden Pufferstrecke von 7 m in 270 Jahren aufgezehrt sein und die Grundwasseroberfläche erreicht haben. Die Wanderungsgeschwindigkeit der Versauerungsfront beträgt $(100 \text{ a} \cdot 7 \text{ m}) / 270 \text{ a} = 2,6 \text{ m in 100 Jahren}$.

Es ist zu bedenken, dass solche Kalkulationen zwangsläufig aufgrund der eingeschränkt zur Verfügung stehenden Daten mit Unsicherheiten behaftet sind. Auch können hierbei hydraulische Inhomogenitäten wie bevorzugte Fließbahnen nicht berücksichtigt werden. Trotzdem vermitteln solche Berechnungen eine Vorstellung über zeitliche Größenordnungen.

Zu Fragen der Modellableitung, der Parametrisierung und Verifizierung sowie zu Fragen der Regionalisierung wird auf die Forschungsergebnisse und Ausführungen MALESSA's und Koautoren (1993, 1994 und 1997) verwiesen. Zu dem AcidProgress-Ansatz existieren zwei veröffentlichte Methodenbücher (MALESSA et al. 1997; MALESSA & MÜLLER 2001).

5.3.2.3 Beschreibung des Gleichgewichtsmodells PROFILE

Das biogeochemische Modell PROFILE (s. auch Anhang C) wurde von WARFVINGE und SVERDRUP (1992) zur Abschätzung der Auswirkungen atmosphärischer Depositionen auf Waldböden entwickelt. Es wurde insbesondere im Hinblick auf eine standortbezogene Berechnung von Critical Loads ausgelegt. PROFILE ist ein Mehrschicht-Gleichgewichtsmodell (steady-state model), welches die Zusammensetzung der Bodenlösung vertikal über ein Bodenprofil berechnet. Auf der Grundlage einer Massenbilanz wird ein Gleichgewichtszustand für das Ökosystem berechnet. Aussagen über den zeitlichen Verlauf der Einstellung des Gleichgewichts sind nicht möglich. Als wesentliche Prozesse werden die Verwitterung, Kationenaustausch, Aluminium-Reaktionen, das Bodenlösungsgleichgewicht, Nährstoffaufnahme,

Nitrifikation, Denitrifikation und Streufall simuliert (Abb. 2). Alle Prozesse werden jeweils für bis zu 6 Bodenhorizonte simuliert.

Im Gegensatz zu anderen geochemischen Modellen wird in PROFILE die Freisetzung von Elementen durch die Mineralverwitterung nicht als Eingangsdatum verwendet oder durch Kalibrierung ermittelt, sondern explizit in einem Submodell simuliert. Dazu werden die Lösungsraten aller vorkommenden Minerale in Abhängigkeit von der Zusammensetzung der Verwitterungslösung (= Bodenlösung) über einen reaktionskinetischen Ansatz modelliert. Aus der Summe der freigesetzten Basen lässt sich die durch Verwitterung bewirkte Pufferrate bestimmen.

PROFILE wurde in Deutschland bisher vorwiegend für die Ermittlung von Verwitterungsraten und Critical Loads für Waldökosysteme eingesetzt (BECKER et al. 2000). Außerdem wurde die Zusammensetzung der Grundwasserneubildung sowie von Oberflächengewässern simuliert (MEESENBURG und MÜLLER 1998). In Niedersachsen wurden für forstlich genutzte Boden-Dauerbeobachtungsflächen die Critical Loads für Säure und für Stickstoff mit PROFILE ermittelt (MEESENBURG und MEIWES 2001). Für Fragen der Nachhaltigkeit forstlicher Nutzung wurden Verwitterungsraten für Waldstandorte in Niedersachsen mittels PROFILE ermittelt (RADEMACHER et al. 1997, 2001).

5.3.2.4 Beschreibung des dynamischen Modells SAFE

Als Ergänzung zum Gleichgewichtsmodell PROFILE wurde das dynamische Modell SAFE (s. auch Anhang C) entwickelt (WARFVINGE et al. 1993). SAFE beinhaltet die gleichen Prozesse wie PROFILE. Im Gegensatz zu PROFILE werden jedoch viele Eingabegrößen nicht als konstante Raten, sondern als Zeitreihen benötigt. Entsprechend der dynamischen Konzeption gibt das Modell die simulierten Daten als Zeitreihen aus und

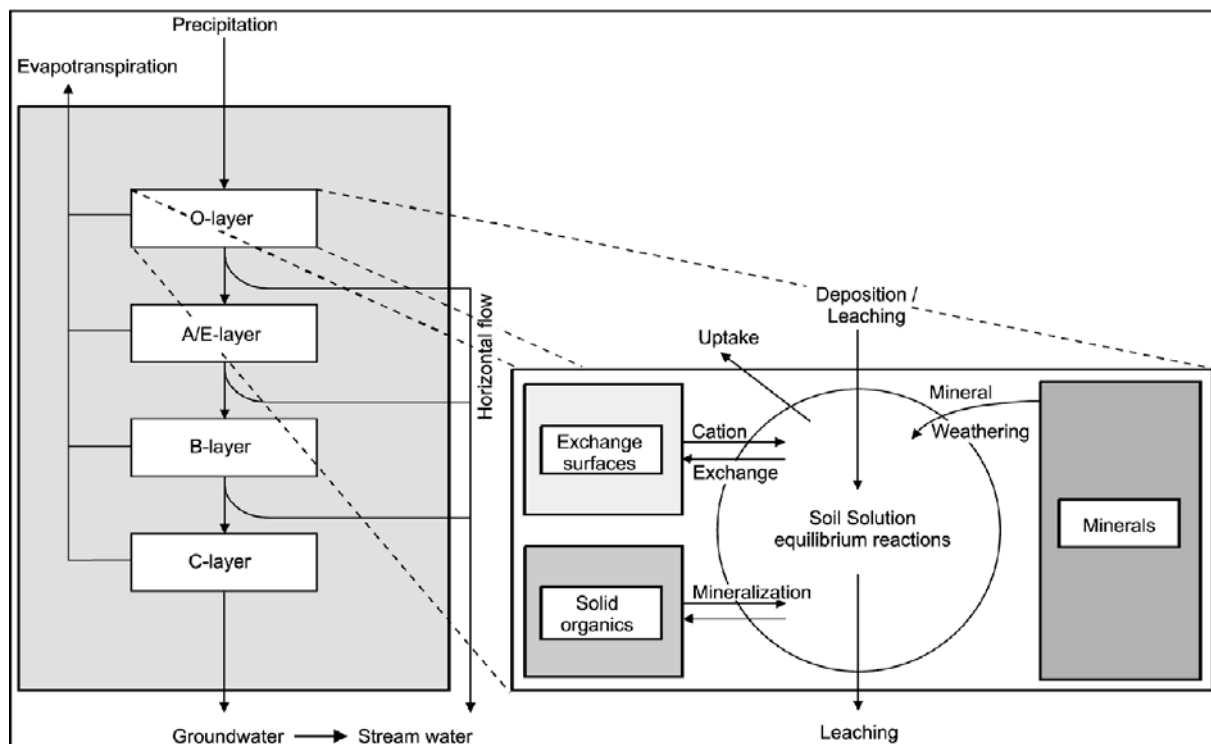


Abb. 2: Modellübersicht zu PROFILE und SAFE (nach BECKER et al. 2000)

erlaubt somit die Abbildung des zeitlichen Verlaufs von Bodenveränderungen. Das Modellpaket SAFE besteht aus drei Komponenten:

- dem Kernmodell SAFE
- dem Gleichgewichtsmodell INITSAFE zur Initialisierung der Startbedingungen von SAFE; INITSAFE entspricht im wesentlichen PROFILE
- dem Modell MAKEDEP zur Generierung von Zeitreihen (Deposition, Streufall, Aufnahme in den Waldbestand, Kronenraumaustausch) für die Eingabe in SAFE

Haupteinsatzgebiet von SAFE ist die Langfristsimulation zur retrospektiven Betrachtung von Bodenveränderung und zur Prognose der Auswirkungen von Umweltveränderungen. Anwendungen von SAFE auf Standorte in Deutschland beziehen sich aufgrund des hohen Bedarfs an Eingangsdaten vorwiegend auf besonders intensiv untersuchte Ökosysteme (WALSE et al. 1996). In Niedersachsen liegen bisher nur für den Solling Anwendungen vor (JÖNSSON et al. 1995). Dieser Standort eignet sich aufgrund seiner einzigartig langen Zeitreihen besonders für dynamische Modellierungen (MEESENBURG und SCHULZE 2001).

Eingangsdaten

Als Eingangsdaten werden Angaben zu externen und internen Flüssen im Ökosystem sowie Zustandsgrößen der verschiedenen Bodenhorizonte und Standortdaten benötigt. Als Flussgrößen werden die atmogene Deposition, der Kronenraumaustausch, Streufall, die Netto-Aufnahme in den Bestand und gegebenenfalls eine Netto-Mineralisationsrate benötigt. Die Flüsse müssen jeweils für die Elemente Ca, Mg, K und N, für die Deposition auch für S, Cl, Na und die N-Komponenten NO_y und NH_x spezifiziert werden. Für PROFILE müssen diese Daten als konstante Raten, für SAFE in jährlicher Auflösung als Zeitreihen vorliegen. Für die Netto-Aufnahme muss der Reaktionstyp festgelegt werden.

Als Standortdaten werden die Niederschlagshöhe, die Sickerwassermenge, die mittlere Temperatur und die Nitrifikationsrate benötigt.

An Bodendaten werden der mittlere Wassergehalt, die Bodendichte, die spezifische Oberfläche, der CO_2 -Partialdruck, die relative Wasser- und Nährstoffaufnahme, die DOC-Konzentration, der Gibbssit-Koeffizient (s. Anhang A) und die Mineralgehalte für jeden vorgegebenen Horizont benötigt.

Es können bis zu 14 verschiedene Minerale spezifiziert werden. Die Stöchiometrie und die Reaktionskonstanten der Minerale können gegebenenfalls verändert werden. Die Mineralgehalte können entweder direkt mit modalen Verfahren wie Röntgendiffraktometrie, Infrarotspektroskopie oder optisch bestimmt werden oder indirekt mit normativen Verfahren aus Gesamtgehalten berechnet werden (TARRAH et al. 2000).

5.3.2.5 Fallbeispiel Westerberg – Anwendung von PROFILE

Am Beispiel des Waldökosystems Westerberg sollen die Anwendungsmöglichkeiten des Modells PROFILE für forstliche und wasserwirtschaftliche Fragestellungen demonstriert werden. Der Standort Westerberg wurde 1982 im Rahmen der Waldökosystemforschung eingerichtet (BÜTTNER, 1992). Die Fläche wurde 1992 in das

niedersächsische Boden-Dauerbeobachtungsprogramm eingegliedert (MEESENBURG et al., 1997).

Die Fläche Westerberg befindet sich auf dem gleichnamigen Höhenzug, der zusammen mit der Wingst eine warthestadiale Endmoräne der Saale-Eiszeit darstellt. Das Klima ist stark maritim geprägt mit ca. 800 mm jährlichem Niederschlag und einer mittleren Temperatur von 8,6 °C. Der Boden ist ein typischer Podsol und der Bestand war bis 1993 ein Fichtenaltholz. 1993 fiel der Bestand einem Windwurf zum Opfer. Die Fläche wurde danach mit Douglasien aufgeforstet.

Folgende Eingangsdaten wurden verwendet:

- Atmogene Deposition (Standort Westerberg): Mittelwert der Jahre 1991 bis 1995 (MEESENBURG et al. 1998) sowie daraus nach ULRICH (1991a) berechneten Kronenaustauschraten
- Elementflüsse mit dem Streufall: Raten von 1991 bis 1993
- Abschätzung der Nährstoffaufnahme in Anlehnung an RADEMACHER et al. (2001) mit Hilfe von Ertragshebungen am Standort und Nährelementverteilungen von vergleichbaren Fichtenbeständen
- CO_2 -Partialdruck im Boden und Gibbssit-Koeffizienten nach JÖNSSON et al. (1995)
- Verteilung der Transpiration und der Nährstoffaufnahme auf die Bodenhorizonte anhand der Wurzelverteilung
- Mineralgehalte verschiedener Tiefenstufen: Ermittlung anhand Bodeninventur-Proben (0–1 m) und Bohrung für Grundwasserbeobachtungspegel (1–16 m); vgl. MEIWES et al. (1994) und TARRAH et al. (1999)
- Schätzung der verwitterungswirksamen Mineraloberfläche aus der Korngrößenzusammensetzung und Bodendichte nach SVENDERUP und WARFVINGE (1993)

Die von PROFILE berechnete Rate der Freisetzung basischer Kationen durch Silikatverwitterung liegt für eine Profiltiefe von 1,0 m bei 0,048 $\text{kmol}_\ell/\text{ha} \cdot \text{a}$. Für den gesamten Sickerwasserleiter ergibt sich eine Freisetzungsrates basischer Kationen, die die mögliche Pufferung von Säuren durch Verwitterung angibt, von 0,46 $\text{kmol}_\ell/\text{ha} \cdot \text{a}$. Diese Rate liegt weit unter den atmogenen Einträgen potenzieller Säure von 5,4 $\text{kmol}_\ell/\text{ha} \cdot \text{a}$, was auf eine starke Versauerungsgefährdung des Grundwassers an diesem Standort hinweist.

Unter Gleichgewichtsbedingungen beträgt der pH-Wert des Sickerwassers in 16 m Tiefe 4,4, der Al-Gehalt 3,8 mg/l und die Säureneutralisierungskapazität 385 $\mu\text{mol}_\ell/\text{l}$. **Die Critical Loads für Säure in Bezug auf den Rezeptor Waldboden liegen bei 1,0 $\text{kmol}_\ell/\text{ha} \cdot \text{a}$ und sind damit aktuell um mehr als 4 $\text{kmol}_\ell/\text{ha} \cdot \text{a}$ überschritten.**

Der Einfluss der Säure-Deposition auf die Qualität der Grundwasserneubildung kann aus Abb. 3 entnommen werden. Nach den PROFILE-Simulationen für verschiedene Depositions-Szenarien erhöht sich der Gleichgewichts-pH im Sickerwasser in 16 m Tiefe erst bei einer Reduktion der Säure-Deposition auf unter 3 $\text{kmol}_\ell/\text{ha} \cdot \text{a}$ spürbar (Abb. 4). Bei etwa 2,5 $\text{kmol}_\ell/\text{ha} \cdot \text{a}$ wird der Trinkwassergrenzwert von pH 6,5 überschritten. Bei ungefähr dieser Depositionshöhe erreicht auch die Säureneutralisationskapazität (SNK) positive Werte und der Grenzwert der Trinkwasserverordnung für Aluminium wird unterschritten. **Dementsprechend lägen die Critical Loads für das Rezeptorsystem Grundwasser ungefähr bei 2,5 $\text{kmol}_\ell/\text{ha} \cdot \text{a}$.**

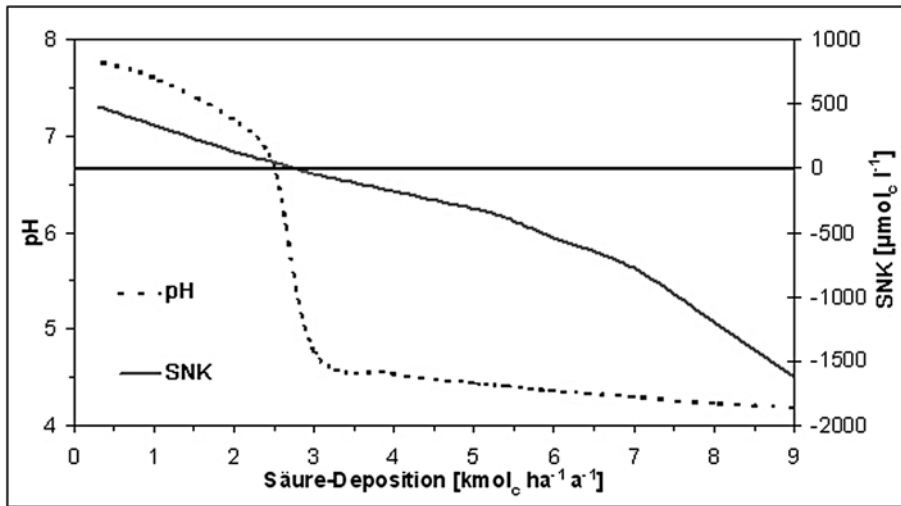


Abb. 3: pH-Wert und Säureneutralisierungskapazität (SNK) im Sickerwasser (16 m Tiefe) in Abhängigkeit von der Säure-Deposition am Standort Westerberg, berechnet mit PROFILE

Damit erweist sich das Rezeptorsystem Grundwasser als weniger sensitiv als das Rezeptorsystem Waldboden. Bei geringeren Flurabständen des Grundwassers verringern sich die Critical Loads entsprechend und die Sensitivität gegenüber Versauerung erhöht sich.

Das Fallbeispiel Westerberg zeigt die extreme Sensitivität altpleistozäner Substrate gegenüber Säureeinträgen aus der Atmosphäre. Mittels Simulationsmodellen wie PROFILE können die Auswirkungen der Säureeinträge auf Boden und Grundwasserneubildung demonstriert werden. Durch Szenarioanalysen können auch die Auswirkungen veränderter Rahmenbedingungen durch Luftreinhaltemaßnahmen oder Veränderung der Bewirtschaftung abgeschätzt werden. In Zukunft sollten stärker dynamische Modelle wie SAFE eingesetzt werden, um auch die zeitliche Entwicklung von Boden- und Gewässeränderungen zu prognostizieren.

5.3.3 Zusammenfassende Bewertung der Modellansätze

Im Zusammenhang mit der Anwendung der zuvor beschriebenen Modelle stehen insbesondere folgende Fragen im Vordergrund:

- die Abschätzung der Auswirkung atmosphärischer Deposition auf Waldböden und auf tiefer liegender Kompartimente wie die undurchwurzelte, ungesättigte Zone und das Grundwasser,
- die Bestimmung von kritischen Depositionsraten (Critical Loads) für Säure und Stickstoff, bezogen auf das betrachtete Ökosystem,
- die Ermittlung von Verwitterungsraten des anstehenden Gesteins, das durchsickert wird.
- Es ist aus der Sicht des Stoffhaushaltes eines Einzugsgebietes, das für die Wasserversorgung genutzt wird, von Bedeutung, mit welcher Geschwindigkeit die Versauerungsfront in der ungesättigten und in der gesättigten Zone bei Infiltration saurer Wässer fortschreitet und wann die Versauerungsfront in die oberste Lamelle des Grundwassers eintritt. Dieses ist abhängig von der Frage, wie lange der Vorrat an puffernden Substanzen im Grundwasserleiter ausreicht, um zu verhindern, dass versauertes Grundwasser bzw. infiltrierendes saures Sickerwasser die Rohwasserqualität beeinträchtigt.

Die meisten in der Literatur bekannten Modelle, die das Thema Versauerung behandeln, sind auf die ungesättigte Zone bezogen. Die gesättigte Zone wurde bislang selten betrachtet. Hier besteht noch Forschungsbedarf.

Modelle, die den Themenkreis „Versauerung“ behandeln, lassen sich, vereinfacht betrachtet, folgenden Modellarten zuordnen:

- Bilanzmodelle und
- prozessorientierte Modelle.

Bei der Bearbeitung von Fragen im Zusammenhang mit der Versauerung besteht zum einen der Bedarf, dies mit möglichst geringem Aufwand bei der Daten-

beschaffung bewältigen zu können und zum anderen der Wunsch ein Modell zu finden, das die Komplexität des Standortes ausreichend genau nachbilden kann. Diese Forderungen sind oft schwer miteinander abzugleichen.

Zu Beginn einer Bearbeitung sind

- erstens die anstehenden Fragen deutlich zu formulieren und die Aufgabenstellung scharf zu umreißen. Davon hängt unter anderem ab, wie detailliert die Fragen beantwortet werden müssen:

Sind Erkenntnisse über Teilprozesse notwendig?

Ist es ausreichend, wenn Informationen für einen Punkt im Untersuchungsgebiet gewonnen werden oder sind Ergebnisse für die Fläche notwendig? Sind Aussagen über den Eintrittszeitpunkt von Ergebnissen gewünscht?

- Es ist zweitens zu prüfen, welche Datenbasis in Archiven bzw. Datenbanken zur Verfügung steht oder durch Messungen vor Ort beschafft werden muss. Von der Verfügbarkeit dieser Daten hängt letztendlich die Wahl des Modelltyps ab, der eingesetzt werden kann.

Prozessorientierte Modelle bauen auf physikochemischen Reaktionen auf, die anorganische und organische bodenchemische Prozesse beschreiben wie Säure-Base-Reaktionen, Lösungs-/Fällungsreaktionen, etc.. Sie berechnen die Zusammensetzung der Lösung im ungesättigten Boden- bzw. Gesteinskörper vertikal über ein Profil, zum Teil mit einer Auflösung im Bereich von Dezimetern. Die Modelle bilden für einen Punkt im Gebiet die Prozesse in der darunter liegenden Säule ab. Sie ergeben erst einmal noch keine Informationen für die Fläche eines Untersuchungsgebietes. Prozessmodelle bedürfen einer Vielzahl an Eingangsdaten und bilden Prozesse detailliert ab.

Die Modelle arbeiten entweder als Gleichgewichtsmodelle (steady-state model) oder als sogenannte dynamische Modelle. Der letztgenannte Modelltyp benötigt als Eingang zum Teil Zeitreihen und gibt als Teilergebnisse auch Zeitreihen aus.

Einsatzgebiete dieser Modelle sind z. B. Ermittlung von Verwitterungsraten, die Langzeitsimulationen zur Betrachtung von Veränderungen in der ungesättigten Zone, die Zusammensetzung der Beschaffenheit der Grundwasserneubildung, des Oberflächenwassers.

Bilanzmodelle sind Black-Box Modelle, bei denen Eintrag und Austrag mittels Übertragungsfunktionen verknüpft werden. Interne Prozesse werden nicht berücksichtigt. Es wurde ein Bilanzmodell vorgestellt, bei dem der Eintrag, hier die Deposition von Stoffen, mit dem Austrag und mit internen Größen des Systems wie dem Basenvorrat in Beziehung gesetzt wird. Es ist für Aussagen zur Geschwindigkeit der Wanderung der Versauerungsfront geeignet. Dieses Modell ist zunächst einmal nur für einen Punkt im Untersuchungsgebiet gültig. Unter der Annahme, dass die internen Systemgrößen repräsentativ für ein Untersuchungsgebiet sind, können die Modellergebnisse auf das Gebiet übertragen werden.

Es ist zu bedenken, dass solche Modellergebnisse zwangsläufig aufgrund der wenigen Inputdaten mit Schätzfehlern behaftet sind.

Bilanzmodelle sind auch für eine Abschätzung von mittel- bis langfristigen Systementwicklungen geeignet. Sie stellen nur geringe Anforderungen an die Bereitstellung der Daten. Sie nutzen heute Daten, die mittels GIS zur Verfügung gestellt werden.

Die in Kapitel 5.3.1 gezeigte Tabelle 2 enthält eine kurze Übersicht über die Eigenschaften der in dieser Broschüre vorgestellten Modelle. In der folgenden Tabelle werden davon 2 Modelle noch einmal zusammenfassend bewertet.

Tab. 4: Zusammenstellung der modellspezifischen Charakteristika

	PROFILE / SAFE	AcidProgress
Aufwand	Hoch: Die für das Modell notwendigen Daten müssen entweder empirisch erhoben werden oder aus Forschungsberichten zusammengestellt werden. Hier entsteht das Problem der Vollständigkeit und der Methodenvergleichbarkeit.	Gering: Alle Grundlagen lassen sich anhand von landesweit vorgehaltener digitaler Karten- und Datenbestände erheben. Einzig die Kenngrößen zum Tiefengradienten der Bodenversauerung sind zu erheben.
Kosten	Sehr niedrig: SAFE ist Freeware Sehr hoch: die Datenbeschaffung ist sehr aufwendig und damit sehr teuer	Relativ gering: Alle Landesdaten sind für öffentliche Belange kostenneutral. Die Bohrungen werden anhand eines GIS gestützten Verfahrens zur Bohroptimierung ausgewählt, so dass nur eine Bohrung pro qkm notwendig wird.
Nutzen	Bezieht man den Nutzen ausschließlich auf Fragestellungen der Gewässerversauerung, ist der Nutzen dann sehr hoch, wenn Prozesse oder Raten von Prozessen erschlossen werden sollen. Sind Auswertungen hinsichtlich von Prognosezeiträumen gefragt, ist der Nutzen hinsichtlich des hohen Aufwandes der Datenbeschaffung und der sehr begrenzten Möglichkeiten der Regionalisierung relativ gering.	Abhängig von der Fragestellung Bezogen auf die Fragestellung für die AcidProgress entwickelt wurde: wann und wo kommt es zum Eintritt von Gewässerversauerung, ist der Nutzen des Verfahrens auf Grund der schnellen Einsatzmöglichkeit und der relativ geringen Kosten sehr hoch.
Grenzen	Inhaltlich sind den Prozessmodellen kaum Grenzen gesteckt. Grenzen erfährt diese Modellklasse im Wesentlichen bei der Parameterrecherche und hinsichtlich der Möglichkeiten der Regionalisierung.	Die Grenzen von AcidProgress sind im Rahmen der Algorithmen, die den Bilanzansatz rechnen, gesteckt. Man erfährt nichts über das Einzugsgebiet, was nicht in den entsprechenden Algorithmen hinterlegt ist. (GIGO-Prinzip) Die Auflösung der verfügbaren Kartenwerke begrenzen die Verfahrensergebnisse.
Vorteile	Prozessorientierte Verfahren sind hinsichtlich ihres Einsatzgebiets sehr offen. Ob man hiermit Prozesse und Raten der Silikatverwitterung, der Aluminiumchemie oder letztlich Prozesse der Gewässerversauerung beschreiben will, hängt ausschließlich vom Anwender ab.	AcidProgress arbeitet auf Grundlage vielfach verfügbarer Daten (siehe oben). Das Verfahren ist einfach, schnell und preiswert. AcidProgress arbeitet anhand anerkannter Standards (z. B. Integration des Prozessmodells PROFILE zur Ableitung der Silikatverwitterungsraten).
Nachteile	Datenbeschaffung und Regionalisierung sind sehr aufwendig und teuer.	AcidProgress ist nicht ausreichend zur Prozessidentifizierung.

6 Potenzielle Gefährdung und mögliche Gegenmaßnahmen bei versauertem Grundwasser in Gebieten, die der Trinkwasserversorgung dienen

Die messbaren Rückgänge der SO_2 -Emissionen seit der Durchsetzung der TA-Luft und eine dadurch bedingte relative Erholung der Gewässer führte dazu, dass das Thema „depositionsbedingte Veränderungen von terrestrischen und aquatischen Ökosystemen“ durch andere Themen aus dem zentralen Fokus der Öffentlichkeit gedrängt wurde. (vergleiche Kap. 4.2).

Nach wie vor aber versauern die meisten forstlich genutzten Einzugsgebiete Nord- und Mitteleuropas. Die Gründe liegen u. a. darin, dass

- in Regionen mit pufferschwachen Substraten die Raten der Säuredeposition nach wie vor in den Böden die Raten der Silikatverwitterung überschreiten.
- regional, durch die Auflösung der in Böden und Deckschichten gespeicherten Vorräte an Sulfaten, die Grund- und Oberflächengewässer auf Jahrzehnte hinaus mit einer hohen Säurebelastungsrate beliefert werden.
- für die NO_x -Einträge eher eine Stagnation und zum Teil eine leicht steigende Tendenz erkennbar ist.
- die anhaltende Belastung der Atmosphäre durch Ammoniakemissionen zum Teil zu sehr hohen Raten an potenzieller Säuredeposition führt.

So bleibt das Versauerungsproblem für Gewässer in den nächsten Jahren bis Jahrzehnten bestehen. Darüber hinaus muss mit einer zunehmenden Versauerung der Sickerwasserleiter und damit einhergehend, mit der Versauerung von Grund- und Oberflächenwässern gerechnet werden.

Um die Critical Loads der Böden zu erreichen bzw. zu unterschreiten, muss sowohl die Säure- wie auch die Stickstoff-Deposition drastisch reduziert werden. Hier sind konkrete umweltpolitische Maßnahmen erforderlich.

Zum einen ist auf eine weitere Reduzierung der Säurebildner in der Deposition zu drängen. Zum anderen sind Ökosysteme aktiv zu schützen, z. B. durch Kalkungsmaßnahmen. Geeignete Instrumente, die es ermöglichen, flächengenau ökosystemar sinnvolle und wirksame Dosierungen einzusetzen, bestehen (z. B. Ableitung regionaler Kalkmengen anhand der Critical Loads Karten des UBA). Die Kalkung des Oberbodens kann keine Entsauerung in der Tiefe bewirken, sie dient jedoch der Bewahrung des Status quo.

6.1 Potenzielle Gefährdung von unterirdischen Wasservorräten in Deutschland und in Niedersachsen

Die Verletzlichkeit bzw. die Geschützttheit eines Grundwassers gegenüber atmosphärischen Schadstoffeinträgen ergibt sich grundsätzlich neben der Qualität und Quantität der deponierten Stoffe im wesentlichen aus dem Karbonatgehalt des Untergrunds, seinem C_{org} - und Tongehalt sowie seiner hydraulischen Leitfähigkeit. Am schlechtesten geschützt sind Aquifere unter Waldbestand mit einem hohen Anteil an neugebildetem

Grundwasser, mit geringmächtigen, gut durchlässigen Deckschichten geringer Pufferungs- und Adsorptionskapazität. MILDE & SCHLEYER (1990) weisen anhand der Hydrogeologischen Karte der Bundesrepublik Deutschland gefährdete Grundwasserlandschaften aus. Die genannten Gefährdungskriterien gegenüber atmosphärischen Beeinflussungen erfüllen sämtliche karbonatarmen, oberflächennahen Aquifere. Diese liegen im Kristallin des Bayerischen Waldes, des Erzgebirges und des Schwarzwaldes, in den Schieferen, Quarziten und Grauwacken des Variskischen Gebirges, z.B. im Taunus, Hunsrück, Eifel, Westerwald, Harz, und in den mesozoischen Sandsteinen (Buntsandstein, Keuper). Weiterhin sind oberflächennahe Aquifere in pleistozänen Lockersedimenten gefährdet, sofern sie nicht durch karbonatreiche Lagen (z. B. Geschiebemergel) oder tonige Schichten geschützt sind.

Nach den Erfahrungen, die im Projekt Wingst gewonnen wurden, können für den Lockergesteinsbereich in Niedersachsen die Gebiete mit pufferarmen Gesteinen (Geestgebiete, Sander, Talsandgebiete, Dünen) unter forstwirtschaftlicher Nutzung als potenziell versauerungsgefährdet angesehen werden. Die oberflächennahen Aquifere in pleistozänen Lockersedimenten sind besonders dann gefährdet, wenn sie nicht durch karbonatreiche Lagen (z.B. Geschiebemergel) oder tonige Schichten geschützt sind. Inzwischen muss man sich aber auch um die oberflächenfernen Grundwasserleiter mit mehr als 20 m Deckschichtenmächtigkeit Gedanken machen, wie es die Ergebnisse in der Wingst zeigen (CRAMER et al. 2000).

6.2 Maßnahmen zur Restabilisierung von Sicker-, Grund- und Oberflächenwässern

Bei versauerten Böden wird in Niedersachsen, falls es forstwirtschaftlich notwendig ist, häufig eine Kalkung der Böden vorgenommen. Solche Bodenschutzkalkungen wirken nur oberflächennah. Diese Maßnahmen wirken nicht bei tiefgründiger Versauerung des Standortes.

In den Fällen, bei denen die Versauerung das Grundwasser erreicht, ging man in der Vergangenheit wie folgt vor:

Wenn die Wasserversorgung im Mittelgebirge aus oberflächennahem Grundwasser bzw. Quellen erfolgte, wurde entweder das versauerte Wasservorkommen aufgegeben oder es wurde vor Abgabe des Wassers an das Versorgungsnetz eine Aufbereitungsstufe, z. B. in Form eines Dolomitfilters vorgeschaltet (SCHRETZENMAYR et al. 1987).

Maßnahmen am versauerten Grundwasser sind den Autoren nur für den quarzitisches Grundwasserleiter in der Senne am Westrand des Teutoburger Waldes bekannt, der von den Stadtwerken Bielefeld für die Wasserversorgung genutzt wird. Infolge des versauerten Grundwassers bildeten sich an den Brunnenfiltern und an den Laufrädern der Unterwasserpumpen

Ablagerungen von Aluminiumhydroxid, die die hydraulische Leistung der technischen Anlagen innerhalb relativ kurzer Zeit herabsetzten. Dies hatte zur Folge, dass die Zeitabstände zwischen den Regenerationen immer kürzer wurden. Um hier Abhilfe zu schaffen, wurden in den Grundwasserleiter quer zur Anströmung des Grundwassers Schlitzgräben gebaut, die mit Dolomitmalk gefüllt wurden, und es wurde mit Hilfe von Lanzen Kalkmilch in das Grundwasser injiziert (FISCHER 1991).

Dieses Fallbeispiel mag dazu dienen, um eine sehr spezielle Art der Sanierung zu beschreiben. Grundsätzlich muss jedoch festgestellt werden, dass derartige Maßnahmen sehr kostspielig sind und zudem aufgrund sehr unterschiedlicher Standortverhältnisse nur begrenzt übertragbar sein dürften. Ferner stellt sich die Frage nach der Eignung für den großflächigen Einsatz.

- **Aspekte zu Gegenmaßnahmen bzw. Handlungsbedarf**

Die reaktive Zone in Wassereinzugsgebieten, die das Versauerungsgeschehen beeinflusst, ist die Versauerungsfront. Diese Front befindet sich in versauerten Böden der BRD in einer Tiefe zwischen 80 cm und mehr als 15 Meter. Das bedeutet, dass diese Versauerungsfront nicht direkt beeinflusst werden kann. Im Hinblick auf gezieltes Handeln ist zwischen Maßnahmen am Ökosystem und technischen Maßnahmen zu unterscheiden.

- **Maßnahmen am Ökosystem**

Diese Maßnahmen können ausschließlich, da sie nicht an der Versauerungsfront direkt applizierbar sind, darauf zielen, die Säurebelastung des Systems so zu verringern, dass diese unterhalb der Silikatverwitterungsrate liegt, um so dem Ökosystem eine Möglichkeit zur Aufbasung und damit zur Entsauerung zu geben. Dies hätte nicht nur einen Einfluss auf die Boden- und Gewässerqualität, auch die Biodiversität beispielsweise unserer Mittelgebirgsbäche, die insbesondere in den Oberläufen stark eingeschränkt ist, würde davon profitieren. Nachfolgend sind verschiedene Maßnahmen zur Verbesserung des Ökosystems erläutert.

1. **Landesweite Flächenkalkungen**

Die landesweit durchgeführten Flächenkalkungen im Wald zielen auf die Kompensation saurer Niederschläge und auf die Wiederherstellung eines günstigen Bodenzustandes hin. Ihre Wirkung beschränkt sich also auf den Boden und weniger auf den Sickerwasserleiter. Um einen versauerten Sickerwasserleiter zu entsauern, sind wesentlich größere Mengen Kalk erforderlich als bei der Waldkalkung zur Anwendung kommen. Mit dem Einsatz von carbonatischem Kalk wird eine langsame Entsauerung des Bodens bezweckt. Es wird kein zusätzliches Anion (das CO_2 des Carbonats entweicht gasförmig) in den Boden eingebracht. Von dem Einsatz von Gips im Wald zur schnellen Restaurierung der Waldböden wurde aus Gründen des Grundwasserschutzes abgesehen, weil mit dem Gips viel mobiles Sulfat eingebracht worden wäre, dass bei einer sauren Festphase zu hohen Aluminiumkonzentrationen im Sickerwasser geführt hätte.

2. **Reduzierung der Säuredeposition durch geeignete Waldbaumaßnahmen**

Zahlreiche Untersuchungen belegen, dass unter Nadelbaumbeständen aufgrund des höheren luftbürtigen Säureeintrages das Grundwasser stärker belastet sein kann als unter Laubbaumbeständen. Es muss jedoch beachtet werden, dass die Deposition nicht der einzige Prozess ist, der für die Versauerung von Waldböden verantwortlich ist. Auch der Säureinput durch interne Protonenproduktion kann zu einem nicht unerheblichen Anteil zur Bodenversauerung beitragen. Diese Art der Versauerung ist dann mit einer Säurebelastung des Grundwassers verbunden, wenn Nitrat zusammen mit Aluminium ins Grundwasser verlagert wird. Der Waldbau besitzt Werkzeuge, beide Säurequellen (Deposition und interne Protonenproduktion) zu beeinflussen (ROTHER et al. 1998). Strategien der Bestandesumwandlung beziehen sich auf die Artstruktur (Baumartenwahl), die Altersstruktur und das Waldbauverfahren (STADTWERKE HANNOVER/NLÖ, 2000).

3. **Reduzierung der regional sehr hohen Ammonium-Einträge**

Insbesondere in Regionen mit flächenunabhängiger Viehproduktion kommt es durch starke Ammoniakemissionen zu sehr hohen Säuredepositionsfrachten in die Wäldern. Der Zusammenhang von intensiver Viehwirtschaft und Grundwasserversauerung muss transparent gemacht werden, um hier zu einer möglichen Reduzierung dieser Belastung zu gelangen.

4. **Weitere Reduzierung der Sulfateinträge**

Auch die stark reduzierten Sulfateinträge überschreiten i. d. R. die ökosystemar tolerablen Raten (Beispiel Niedersächsischer Tieflandsbereich: hier sind flächenhaft die Critical Loads überschritten). D. h. Strategien zur weiteren Reduzierung der SO_4 -Einträge sind erforderlich!

- **Technische Maßnahmen**

So genannte „End of pipe“-Maßnahmen sind hinsichtlich versauerter Rohwässer zwar technisch möglich (vgl. Kap. 6.2, Fallbeispiel Stadtwerke Bielefeld), aber in der Regel mit hohem Kostenaufwand verbunden.

Mit dem Ziel einer vorsorgenden Grundwasserbewirtschaftung und im Interesse einer langfristigen Nutzung der Gewinnungsanlagen wird es daher zukünftig für die Wasserversorgungsunternehmen von großer Bedeutung sein, im Vorfeld zu erwartender Versauerungsprobleme entsprechende Modellbetrachtungen anzustellen, um insbesondere die nachfolgend aufgeführten Fragestellungen, gerade auch unter betriebswirtschaftlichen Aspekten, zu klären:

- Wo sind sensible Bereiche, die einer ständigen Kontrolle unterliegen sollten und welche Beprobungsintervalle sind notwendig. Hier können trotz einer Optimierung der Überwachungsleistung erhebliche Kosten gespart werden.
- In welchen Bereichen lohnt sich bis zu welchem Zeitpunkt das Betreiben von Förderanlagen bzw. die Neuanlage oder der Neuausbau von Altanlagen?

7 Ausblick

Die vorliegenden Daten weisen die „Saure Deposition“ als die Hauptursache der Tiefenversauerung der ungesättigten und gesättigten Zone und damit der Versauerung von Oberflächengewässern aus. Mit zunehmender Versauerung der Verwitterungsdecken werden immer größere Regionen durch die Versauerung der Oberflächengewässer betroffen. Die kausalen Zusammenhänge zwischen der Säuredeposition, der Boden-Sickerwasserleiter-Reaktion und der Gewässerqualität sind weitgehend geklärt.

Die Entwicklung der Grundwasserversauerung hängt wesentlich an dem Eintrag von Säurebildnern in die terrestrischen Ökosysteme ab. Der Rahmen, innerhalb dessen sich der luftbürtige Eintrag von Säure bildenden Substanzen bewegt, wird in Europa durch internationale Verträge zur Luftreinhaltung vorgegeben, da viele Luftinhaltsstoffe über mehrere Hundert Kilometer, und damit über Staatsgrenzen hinweg, transportiert werden. 1979 wurde die Genfer UNECE-Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigungen (CLRTAP) verabschiedet. Auf ihrer Basis werden seit den 80er Jahren internationale Protokolle (z.B. in Aarhus, Göteborg) zur Luftreinhaltung vereinbart. Diese legen Reduktionsziele für die Emissionen verschiedener Luftschadstoffe in Europa, den Vereinigten Staaten und Kanada fest. Mittlerweile wurden deutliche Erfolge bei der Minderung von Schwefelemissionen und in geringem Umfang auch bei der Emissionsminderung von Säure bildenden Stickoxiden und von Ammoniak bzw. Ammonium erzielt (JANKOWSKI et al. 2001).

Mit der Reduktion der Schwefelemissionen ist ein wesentlicher Schritt zum nachhaltigen Schutz der Ressource Grundwasser getan. Dadurch ist es zu einer Verschiebung der Probleme in dem Bereich Gewässerversauerung gekommen. Der Eintrag von Nitrat in das Grundwasser stellt unter der sauren Festphase neben dem Sulfat ein weiteres Versauerungspotential dar.

In der Zeit der hohen luftbürtigen Sulfateinträge ging es in Bezug auf die Gewässerversauerung hauptsächlich um die Frage, wie schnell die Versauerung in der ungesättigten Zone aufgrund der Schwefeleinträge voranschreitet, wann sie das Grundwasser erreicht und wie man einer weiteren Verschlechterung der Ressource Grundwasser entgegenwirken kann. Heute steht das Problem im Vordergrund, wie hoch das Gefährdungspotential durch das aufgespeicherte Sulfat und den eingetragenen Stickstoff ist und wie die Bedingungen für eine Erholung der ungesättigten Zone und der Grundwasserleiter sind.

Wenn, wie die deutsche Wasserwirtschaft nachdrücklich fordert, Trinkwasser auch in Zukunft ein Naturprodukt bleiben soll, müssen entsprechende Handlungs- und Prognoseverfahren zu dessen Schutz entwickelt und in der Praxis eingesetzt werden. Die notwendigen Werkzeuge hierzu liegen beispielsweise mit MAGIC, SAFE oder AcidProgress in ausreichender Praxisreife vor. Weitere Untersuchungen würden das Problem verdeutlichen, aber nicht verbessern; es müssen Maßnahmen folgen.

Aus Sicht der Wasserwirtschaft gilt es, durch den effizienten Einsatz der vorgestellten Instrumente und Werkzeuge besonders sensitive Bereiche, insbesondere in Trinkwassergewinnungsgebieten, zu identifizieren, entsprechende Gegenmaßnahmen einzuleiten und zu bewerten.

Der Politik kommt die zentrale Aufgabe zu, das Augenmerk und die Diskussion auf die nach wie vor bestehende Problematik zu lenken und entsprechende Rahmenbedingungen zu schaffen, die die erforderlichen Gegenmaßnahmen ermöglichen.

Die Sensibilisierung für Umweltprobleme der Zukunft ist weiterhin notwendig, nicht nur bei den Wasserversorgern, sondern auch bei politischen Entscheidungsträgern und in der Bevölkerung.

8 Literatur

- BARTSCH, H.-U., SBRESNY, J., DEGEN, C., MÜLLER, U. OELKERS, K.H. (1993): Ein Vorschlag zur Einrichtung von Methodenbanken beim Aufbau von Bodeninformationssystemen. UBA Bericht FKZ 10706/001/81.
- BECKER, R., BLOCK, J., SCHIMMING, C.-G., SPRANGER, T., WELLBROCK, N. (2000): Critical Loads für Waldökosysteme: Methoden und Ergebnisse für Standorte des Level II-Programms. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.), 71 S.
- BEZIRKSREGIERUNG LÜNEBURG (2000): Merkblatt zur Erkundung von Versauerungserscheinungen in Forstgebieten mit basenarmen Sandböden. Erstellt von der Bez-Reg Lüneburg, Aussenstelle Verden, Mai 2000, unveröffentlicht.
- BLW, (1995): Internationales Symposium - Grundwasserversauerung durch atmosphärische Deposition Ursachen - Auswirkungen - Sanierungsstrategien: 26.-28. Oktober 1994, Bayreuth, Deutschland. In: Informationsber. des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft Heft 3, Eigenverlag München, 429 S.
- BÜTTNER, G. (1992): Stoffeinträge und ihre Auswirkungen in Fichtenökosystemen im nordwestdeutschen Küstenraum. - Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Reihe A, 192 S.
- BÖTTCHER, J.; STREBEL, O.; DUYNISVELD, W. H. M. (1985): Vertikale Stoffkonzentrationsprofile im Grundwasser eines Lockergesteins-Aquifers und deren Interpretation (Beispiel Fuhrberger Feld). Z. dt. Geol. Ges. 136, S. 543-552.
- BÖTTCHER, J. UND S. LAUER-THIEMECKE (1997): Vereinfachte Bestimmung der Basenneutralisationskapazität stark saurer Böden. Zeitschrift Pflanzenernährung und Bodenkunde, 160, 613 – 618.
- COSBY, B.J.; HORNBERGER, G.M.; GALLOWAY, J.N.; WRIGHT, R.F. (1985): Modelling the effects of acid deposition: assessment of a lumped parameter model of soil water and streamwater chemistry. Water Resour. Res. 21, S. 51-63.
- CRAMER, T.; WALTHER, W.; JANKOWSKI, A.; OCHMANN, S. (2000): Saure atmosphärische Deposition und ihre Auswirkung auf Boden und Grundwasser in der Wingst. Wasserwirtschaft - Zeitschrift für Wasser und Umwelt, 2000/2; S. 82-86.
- DEV: Norm DIN 19683 Teil 11: Bodenuntersuchungsverfahren im landwirtschaftlichen Wasserbau; Physikalische Laboruntersuchungen; Bestimmung der Dichte.
- DEV: Norm DIN 18123: Bestimmung der Korngrößenverteilung.
- DEV: Norm DIN 4022: Baugrund und Grundwasser; Benennen und Beschreiben von Boden und Fels.

- DEV: Norm DIN 18121 Teil 1: Untersuchung von Bodenproben; Wassergehalt-Teil 1: Bestimmung durch Ofentrocknung.
- DISE, N. & HAUHS, M. (1987): Depletion of base cations in an acid forest soil at Lange Bramke, West Germany.; unveröffentlicht.
- DVWK (1989): Immissionsbelastung des Waldes und seiner Böden - Gefahr für die Gewässer. DVWK-Mitteilungen 17, ISBN 3-924063-12-5, Hrsg.: Brechtel, H.-M., Proc.: Vorträge und Poster der Wissenschaftlichen Tagung Hydrologie und Wasserwirtschaft vom 28. bis 30. Nov. 1988 in Fulda., Bonn.
- DVWK (1997): Erfassung der depositionsbedingten Schadstoffbelastung des Sickerwassers aus Waldstandorten - Einfluß auf die Grundwasserbeschaffenheit. DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft, Heft 243/1997, Bonn.
- FBW (1989): Dritter Bericht. Forschungsbeirat Waldschäden/ Luftverunreinigungen, Kernforschungszentr. Karlsruhe.
- FISCHER, J. (1991): Gefährdung der Grundwasserqualität durch Säureeintrag in das Grundwasser und Pilot-Maßnahmen zur Sicherung der Trinkwasserversorgung. DVGW-Schriftenreihe, Wasser Nr. 73, S. 91-110.
- FRANKEN, G. (2000): Neutralisation saurer Einträge in einem Aquifer aus basenarmen Sanden. Geologisches Jahrbuch, Sonderhefte, SC 1, Hannover, 161 S.
- HILDEBRAND, E. (1986): Zustand und Entwicklung der Austauschereigenschaften von Mineralböden aus Standorten mit erkrankten Waldbeständen. Forstwiss. Centralbl. 105: 60-76.
- HINDERER, M.; EINSELE, G. (1997): Groundwater acidification in Triassic sandstones: prediction with MAGIC modelling. Geol. Rundschau 86, S. 372-388.
- HINDERER, M.; EINSELE, G. (1995): Modelling long-term acidification trends of forested sandstone catchments in the Black Forest. Water, Air and Soil pollution 85, S. 719-724.
- HÖLSCHER, J.; WALTHER W. (1986): Belastung von Wasser und Boden in der Bundesrepublik Deutschland durch Luftverunreinigungen, Literaturstudie, Stand 1985. Mitt. Nieders. Landesamt für Wasserwirtschaft, Hildesheim, Heft 2, 257 Seiten.
- HÖLTING, B. (1996): Hydrogeologie (5. Aufl.). Enke Verlag, Stuttgart, 441 S.
- HULTBERG, H.; JOHANSSON, S. (1981): Acid Groundwater. Nordic Hydrology 12, 51-64.
- JANKOWSKI, A. & HARMS, B. (2001): Atmosphärische Stoffeinträge. Vortragsreader Fachtagung „10 Jahre Boden-Dauerbeobachtung in Niedersachsen“, 17./18. 10.2001, Hannover, 4-1 bis 4-4.
- JÖNSSON, C.; SCHÖPP, W.; WARFVINGE, P.; SVERDRUP, H. (1993): Modelling long-term acidification for three forest stands in Northern Europe. Technical Report, Dep. of Chemical Engineering II, Lund Univers., Sweden.
- JÖNSSON, C.; WARFVINGE, P.; SVERDRUP, H. (1995): Application of the SAFE model to the Solling spruce site. Ecol. Modelling 83, 85-96.
- KRIETER, M. (1991a): Ökosystemare Untersuchungen zur Boden- und Gewässerversauerung im südlichen Taunus und Hunsrück. Bremer Beiträge zur Geographie und Raumplanung, Heft 22, Universität Bremen, 206 S.
- KRIETER (1991b): Wasserkreislauf und Saure Niederschläge. Geographische Rundschau, Juni 1991, S. 326 - 333.
- MALESSA, V. (1993): Depositionsbedingte Tiefengradienten der Bodenversauerung in der Sösemulde (Westharz). Georg-August-Universität Göttingen, Forstwissenschaftlicher Fachbereich, Diss., 233 S.
- MALESSA, V. (1994): AcidProgress. Ein quantitativer Modellansatz zur Prognose des Eintritts von Gewässerversauerung auf mittlerer Maßstabsebene. Geoökodynamik, Band XV, S. 105-132.
- MALESSA, V. (1995): Soil acidification gradients - mode of development, status quo and classification. Water, Air and Soil Pollution 84, S. 303-321.
- MALESSA, V. (Koord.) (1997): Umsetzung von Forschungsergebnissen in Planungs- und Entscheidungsverfahren. Niedersächsisches Landesamt f. Bodenforschung: Arbeitshefte Boden, 3, 115 S.
- MALESSA, V. & MÜLLER, U. (2001): AcidProgress. Das Planungsverfahren für die Forst- und Wasserwirtschaft zur Prognose des Eintritts von Gewässerversauerung in bewaldeten Einzugsgebieten. - Arbeitshefte Boden 2001/2, 286 S., Hannover 2001.
- MALESSA, V., SCHALL, P., RICHTER, A. (1997): Prognoseverfahren zur regionalen und quantitativen Ableitung von Gewässerversauerung auf mittlerer und kleiner Maßstabsebene. Projektbericht an die Deutsche Bundesstiftung Umwelt Osnabrück (Text- und Kartenband). Niedersächsisches Landesamt f. Bodenforschung Archiv-Nr. 115959.
- MATSCHULLAT, J., H. HEINRICHS, J. SCHNEIDER UND B. ULRICH, HRSG. (1994): Gefahr für Ökosysteme und Wasserqualität - Ergebnisse interdisziplinärer Forschung im Harz. Springer Verlag, Berlin, 478 S.
- MATZNER, E.; ULRICH, B. (1984): Raten der Deposition, der internen Produktion und des Umsatzes von Protonen in zwei Waldökosystemen. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 147, S. 290-308.
- MATZNER, E. & BÜRSTINGHAUS, C. (1990): Zur Bestimmung austauschbarer Kationen in sauren Waldböden. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 153:415-420.
- MEESBURG, H., K.J. MEIWES (2001): Stoffhaushalt von Waldökosystemen - Trends und Perspektiven: Säurehaushalt und Critical Loads. Vortragsreader Fachtagung „10 Jahre Boden-Dauerbeobachtung in Niedersachsen“, 17./18.10.2001, Hannover, 8-1 - 8-3.
- MEESBURG, H., MEIWES, K.J., SCHULZE, A., RADEMACHER, P. (1997): Bodendauerbeobachtungsflächen auf forstlich genutzten Flächen (BDF-F). in: Kleefisch, B.; Kues, J. (Hrsg.): Das Bodendauerbeobachtungsprogramm von Niedersachsen: Methodik und Ergebnisse, Arb.-H. Boden 2/1997, 77-95.
- MEESBURG, H., MÜLLER, H.E. (1998): Critical load of acidity for a forest ecosystem in the Black Forest, Germany. IAHS Publ. no. 248, „Hydrology, Water Resources and Ecology in Headwaters“, 475-481.
- MEESBURG, H., RADEMACHER, P., MEIWES, K.J. (1998): Stoffeintrag über atmogene Depositionen in verschiedene Ökosysteme Niedersachsens und deren Auswirkungen. Arb.-H. Boden 1998/1, 67-77.
- MEESBURG, H., SCHULZE, A. (2001): Umweltmonitoring lohnt sich - Bedeutung von Langzeitmessungen und deren Anforderungen an die Qualitätssicherung. Vortragsreader Fachtagung „10 Jahre Boden-Dauerbeobachtung in Niedersachsen“, 17./18.10.2001, Hannover, 17-1 - 17-3.
- MEIWES, K.J.; MERINO, A. & FORTMANN (1994): Untersuchung der Versauerung in Bohrprofilen von Messstellen des Grundwassergütemessnetzes (GÜN) des Landes Niedersachsen. - Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Reihe B, 34, 86 S.
- MEIWES, K.J.; KÖNIG, N.; KHANNA, P.K.; PRENZEL, J. & B. ULRICH (1984): Chemische Untersuchungsverfahren für Mineralböden, Auflagehumus und Wurzeln zur Charakterisierung und Bewertung der Versauerung in Waldböden. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben Bd. 7, 142 S.
- MILDE, G.; SCHLEYER, R. (1990): Zur Bewertung luftbürtiger Grundwasserqualitätsbeeinflussung. VDI-Berichte Nr. 837, Verein Deutscher Ingenieure, Düsseldorf, S. 663 - 683.
- MÜLLER, U., DEGEN, C., JÜRGING, C. (1992): Dokumentation zur Methodenbank des Fachinformationssystems Bodenkunde (FIS Boden). Technische Berichte zum NIBIS, Heft 3, 5. Auflage, Loseblattsammlung.
- NIEDER, R; BRINKMANN, S; KÖSTER, W.; WACHTER, H.; ISERMANN, K (2004): Stickstoff-Mobilisierung in Humusaufgaben norddeutscher Kiefernforste. Wasserwirtschaft, Heft 11/2004, S. 29-33.
- PARKHURST, D.L. (1995): Users guide to PHREEQC: A computer model for speciation, reaction path, advective transport, and inverse geochemical calculations. - USGS Water Resources Investigations Reports 95-4227, Lakewood, Colorado.
- PARKHURST, D.L., APPELO, C.A.J., (1999): User's guide to PHREEQC (Version 2): A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations: U.S. Geological Survey Water - Resources Investigations Report 99-4259, 312 S.

- PARKHURST, D.L.; THORSTENSON, D.C.; PLUMMER, L.N. (1980): PHREEQE - A computer program for geochemical calculations. - USGS Water Resources Investigations Reports 80-96, Lakewood, Colorado, S. 210.
- PRENZEL, J. (1985): Verlauf und Ursache der Bodenversauerung. Z. dt. geol. Ges., 136, 293-302.
- RADEMACHER, P., MEESENBURG, H., MÜLLER-USING, B. (2001): Nährstoffkreisläufe in einem Eichenwald-Ökosystem des nordwestdeutschen Pleistozäns. Forstarchiv 72, 43-54.
- RADEMACHER, P., BUß, B., MÜLLER-USING, B. (1999): Waldbau und Nährstoffmanagement als integrierte Aufgabe in der Kiefern-Waldwirtschaft auf ärmeren pleistozänen Sanden. Forst und Holz 54, 330-335.
- REUSS, J.O.; JOHNSON, D.W. (1986): Acid deposition and the acidification of soil and waters. Ecological studies: Bd. 59, Springer 1986.
- SCHLICHTING, E.; BLUME, H.-P. & K. STAHR (1995): Bodenkundliches Praktikum - Eine Einführung in pedologisches Arbeiten für Ökologen, insbesondere Land- und Forstwirte und für Geowissenschaftler. 2. Aufl. Blackwell Wissenschafts-Verlag Berlin 1995.
- SCHRETZENMAYR, G.; RÖDER, R. (1987): Auswirkung der sauren Niederschläge auf die Gewässer unter besonderer Berücksichtigung der Trinkwasserversorgung. Vortrag Sem. Wassergütwirtsch., TU München Nov. 1987.
- SCHOEN, R.; WRIGHT, R.; KRIETER, M. (1984): Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland - erster regionaler Überblick. Naturwissenschaften 71, S. 95-97.
- SCHULTZ-WILDELAU, H.J.; ROST, J.; WALTHER, W.; HÖLSCHER, J. (1987): Belastung von Wasser und Boden durch Schadstoffe in Luft und Niederschlägen, Bestandsaufnahme und Konzept für ein Untersuchungs- und Forschungsprogramm. Texte Nieders. Landesamt für Wasserwirtschaft, Hildesheim 1987, 99 S.
- SCHWERTMANN, U.; SÜSSER, P.; NÄTSCHER, L. (1987): Protonenpuffersubstanzen in Böden, Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 150, S. 174-178.
- STADTWERKE HANNOVER/NLÖ (2000): Waldbewirtschaftung im Zeichen des Trinkwasserschutzes. Empfehlungen zum Waldbau mit Ergebnissen aus dem Pilotprojekt Grundwasserschutzwald im Fuhrberger Feld.
- SVERDRUP, H., WARFVINGE, A. (1990): The role of weathering and forestry in determining the acidity of lakes in Sweden. Water, Air and Soil Pollution, 52, S. 71-78.
- SVERDRUP, H., P. WARFVINGE (1993): Calculating field weathering rates using a mechanistic geochemical model PROFILE. Appl. Geochem. 8, 273-283.
- SVERDRUP, H.; WARFVINGE, P.; BLAKE, L.; GOULDING, K. (1995): Modelling recent and historic soil data from the Rothamsted Experimental Station, UK using SAFE. Agriculture, Ecosystems & Environment 53 (1995), S. 161-177.
- STEINBERG, C.; ARZET, K.; KRAUSE-DELLIN, D. (1984): Gewässerversauerung in der BRD im Lichte paläolimnischer Studien. Naturwissenschaften 71 (1984), S. 631-633.
- TARRAH, J., MEIWES, K.J., MEESENBURG, H. (1999): Der modale und normative Mineralbestand verschiedener Böden aus Norddeutschland. Mitt. Deutsche Bodenkundl. Ges. 91, S. 1431-1434.
- TARRAH, J., MEIWES, K.J., MEESENBURG, H. (2000): Normative calculation of minerals in North German Loess soils using the modified CIPW norm. J. Plant Nutr. Soil Sci. 163, S. 307-312.
- UBA (Hrsg.): FRANKEN, G.; PUHLMANN, M.; DUIJNISVELD, W.H.M.; BÖTTCHER, J.; STREBEL, O. (1997): Auswirkung saurer atmosphärischer Depositionen bei Nadelwald auf die Stoffanlieferung an das Grundwasser und Stoffumsetzungen in einem Aquifer aus basenarmen Sanden (Fallstudie Modellgebiet Fuhrberger Feld). FB: LO2 02 629, UBA-FB 98-056 (1997), 272 S.
- UHLMANN, W. (1990): Die Wirkungen saurer atmosphärischer Depositionen auf Boden und Grundwasser - Eine Abschätzung auf der Basis hydrogeochemischer Modelle. TU Dresden, Fakultät für Bau-, Wasser- und Forstwesen, Diss. A, 1990.
- ULRICH, B. (1981a): Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 144, S. 289-305.
- ULRICH, B. (1981b): Theoretische Betrachtung des Ionenkreislaufs in Waldökosystemen. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 144, S. 647-659.
- ULRICH, B. (1983): Gefahren für das Walsökosystem durch saure Niederschläge - Nötige Gegenmaßnahmen: Bodenkalkung und Abgasreinigung. Sonderheft Immissionsbelastungen von Waldökosystemen, Landesanstalt f. Ökologie, Landschaftsplanung und Forstplanung, erweiterte Neuauflage 1983, S.9 - 25.
- ULRICH, B. (1984): Stoffhaushalt von Waldökosystemen - Bioelementhaushalt. Inst. f. Bodenkunde u. Waldernährung, Universität Göttingen
- ULRICH, B. (1986): Natural and anthropogenic components of soil acidification. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 149, S. 702-717.
- ULRICH, B. (1991a): Rechenweg zur Schätzung der Flüsse in Waldökosystemen: Identifizierung der sie bedingenden Prozesse. Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme B24, 204-210.
- ULRICH, B. (1991b): Effects of acid precipitation on forest ecosystems in Europe. In: Adriano, DC. & Johnson, AH. (Hrsg.) Acid Precipitation 2:189-211 Biological and ecological effects, Springer, Berlin, Heidelberg.
- ULRICH, B. (1991c): Folgerungen aus 10 Jahren Waldökosystem- und Waldschadensforschung. Forst und Holz 46 (21), S. 575-588.
- ULRICH, B. (1995): Der ökologische Bodenzustand - seine Veränderung in der Nacheiszeit, Ansprüche der Baumarten. Forstarchiv 66., S. 117-127.
- ULRICH, B.; MALESSA, V. (1989): Tiefengradienten der Bodenversauerung. Z. Pflanzenernähr. Bodenkde., 152, S. 81-84.
- ULRICH, B.; MALESSA, V. (1989): Beitrag zum Einfluß der Bodenversauerung auf den Zustand der Grund- und Oberflächengewässer. DVWK Mitt., H. 17, S. 213-219.
- ULRICH, B. ET AL. (1986): Deposition und Verteilung chemischer Elemente in küstennahen Waldstandorten, Fallstudie die Wingst - Abschlußbericht. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen, Reihe B, Bd. 1.
- VAN BREEMEN, N.; DRISCOLL, C. T.; MULDER, J. (1984): Acidic deposition and internal proton sources in acidification of soils and waters. Nature 307, S. 599-604.
- VAN BREEMEN, N.; MULDER, J.; DRISCOLL, C. T. (1983): Acidification and alkalization of soils. Plant and Soil 75, S. 283-308
- WALSE, C.; SCHÖPP, W.; WARFVINGE, P. UND SVERDRUP, H. (1996): Modeling long term impact on soil acidification for six sites in Europe. Reports in ecology and environmental engineering 3 (1996), Lund University.
- WALTHER, W.; REINSTORF, F.; CRAMER, T.; HEBBLACK, K. (2000): Säureinträge und Einträge von Stickstoff über den Luftpfad und deren Auswirkungen auf Boden und Grundwasser im Bereich der Wingst / Niedersachsen, Auftrag des Niedersächsischen Umweltministeriums, Abschlussbericht an das Niedersächsische Landesamt für Ökologie, Institut für Grundwasserwirtschaft der Technischen Universität Dresden, unveröffentlicht.
- WALTHER, W.; REINSTORF, F.; HEBBLACK, K.; CRAMER, T.; JAN-KOWSKI, A. (2001): Handlungsempfehlungen zur Bewertung des Grundwassers hinsichtlich Versauerung, dargestellt an einem Beispiel aus Niedersachsen; Zbl. Geol. Paläont. Teil I, Heft 1/2, S. 191-208, Stuttgart, Februar 2001.
- WARFVINGE, P., SVERDRUP, H. (1992): Calculating Critical Loads of acid deposition with PROFILE: a steady-state soil chemistry model. Water Air and Soil Pollution 63, 119-143.
- WARFVINGE, P.; FALKENGREN-GRERUP, U.; SVERDRUP, H. (1993): Modeling long-term base cation supply to acidified forest stands. Environ. Poll. 80, S. 209-220.
- WARFVINGE, P.; SVERDRUP, H.; ALVETEG, M.; WALSE, C. (1997): A Guided Tour through the SAFE Model; unveröffentlicht.
- WARFVINGE, P.; SVERDRUP, H.; ALVETEG, M.; WALSE, C. (1997): Running the SAFE model, a short and sketchy guide; unveröffentlicht.

Anhang A: Grundbegriffe

Broenstedt-Säuren und Säurestärke

Als Säuren werden nach Broenstedt Stoffe (HA) bezeichnet, die H-Ionen abgeben können. A⁻ ist in diesem Fall die sogenannte konjugierte Base, die in dieser Reaktion gebildet wird.



Im Gleichgewicht gilt:

$$[H^+] \cdot [A^-] / [HA] = K_s \text{ (HA)} \quad (2)$$

Dabei symbolisieren die eckigen Klammern vereinfachend Konzentrationen und K_s die für die Säure HA spezifische Säurekonstante, also die Tendenz der Säure, das H-Ion abzugeben.

Entsprechend der Definitionen:

$$pH = -\log_{10} [H^+] \quad \text{und} \quad pK_s = -\log_{10} K_s \quad (3) + (4)$$

$$\text{folgt: } \log_{10} ([A^-]/[HA]) = pH - pK_s \quad (5)$$

pK_s bezeichnet man als Säurestärke. In Tabelle A-1 sind exemplarisch die Säurestärken einiger Säuren angegeben, die im Boden an Säure-Base-Reaktionen teilnehmen.

Tab. A-1: Säurestärken (pK_s) ausgewählter Säuren (aus PRENZEL, 1985)

Säure (HA)	Name	Base (A ⁻)	pK _s
H ₂ O	Wasser	OH ⁻	15,74
HCO ₃ ⁻	Hydrogencarbonat	CO ₃ ²⁻	10,40
NH ₄ ⁺	Ammonium	NH ₃	9,21
H ₂ CO ₃	Kohlensäure	HCO ₃ ⁻	6,46
Al(H ₂ O) ₆ ³⁺	Al-Ion	Al(H ₂ O) ₅ OH ₂ ⁺	4,9
AcH	Essigsäure	Ac ⁻	4,75
HNO ₃	Salpetersäure	NO ₃ ⁻	-1,32
HSO ₄	Hydrosulfat	SO ₄ ²⁻	1,92

Ein System kann bei der Zugabe einer Säure HA dann weiter versauern, wenn die Reaktion in Gleichung (1) von links nach rechts verläuft. Wie weit das der Fall ist, zeigt Gleichung (2): solange der pH-Wert deutlich größer ist als die Säurestärke der zugegebenen Säure, gibt HA Protonen ab. Bei pH = pK_s, ist die Zugabe von HA gerade noch zu 50 % effektiv, denn es ist A⁻ = HA. Wenn der pH-Wert im System beispielsweise 4 beträgt, führt die Zugabe von Schwefelsäure zu einer Freisetzung von H-Ionen bzw. zu einer Erniedrigung des pH-Wertes, während die Zugabe von Kohlensäure (H₂CO₃) für den pH-Wert im System folgenlos bleibt.

Der Säure-Base-Status natürlicher Wässer

Natürliche Wässer enthalten verschiedene gelöste Stoffe, die zum größten Teil in der Lösung als Ionen vorliegen. Hinzu kommen durch die Eigendissoziation des Wassers H⁺- und OH⁻-Ionen. In ungeladener Form liegen z. B. Silikate und ein Teil der Gewässerhuminstoffe vor.

Definitionen:

M_b-Kationen: Na⁺, K⁺, Mg²⁺ und Ca²⁺

M_a-Kationen: H⁺, NH₄⁺, Al³⁺, Mn²⁺ und Fe²⁺

Anionen starker Säuren: Cl⁻, NO₃⁻ und SO₄²⁻

Anionen schwacher Säuren: HCO₃⁻, CO₃²⁻, Org⁻

M_b-Kationen sind Kationen, deren Hydroxide starke Basen sind. Die in der Bodenkunde zum Teil gebräuchliche Bezeichnung 'basische Kationen' ist irreführend, da es sich nicht um Basen nach der Definition von

Broensted handelt. Eine basische Wirkung rührt daher, dass sorbierte M_b-Kationen im Boden gegen Protonen oder M_a-Kationen ausgetauscht werden können.

M_a-Kationen sind Kationen, deren Hydroxide schwache Basen sind. Al³⁺, Mn²⁺ und Fe²⁺ sind echte Broensted-Säuren, da sie im pH-Bereich natürlicher Wässer hydrolysieren, d. h. mit Wasser gelöste M_aOH_x-Komplexe bilden, und dabei x Protonen generieren können. Al, Fe und Mn können in unterschiedlichen Bindungsformen vorliegen.

Cl⁻, NO₃⁻ und SO₄²⁻ liegen als Anionen starker Mineralsäuren im pH-Bereich natürlicher Wässer vollständig dissoziiert vor und weisen daher ein konservatives Mischungsverhalten auf (konservative Anionen). Aufgrund der vorwiegend negativen Ladung der Bodenfestphase werden sie im Boden nicht (Cl⁻, NO₃⁻) oder nur zum Teil (SO₄²⁻) adsorbiert, weshalb ihnen als mobile Anionen eine besondere Bedeutung bei dem Transport von Kationen aus den Böden in die Grund- und Oberflächengewässer zukommt.

In karbonathaltigen Böden ist HCO₃⁻ das wichtigste Anion; es reagiert als schwache Säure bzw. Base. (siehe Tab. A-1). Organische Anionen (Org⁻) stellen ein Gemisch verschiedener Substanzen mit einem weiten Spektrum von pK-Werten dar; sie werden hier nur summarisch aufgeführt.

Nach dem Elektroneutralitätsprinzip sind in einer Lösung die Summen der Kationen und Anionen gleich:

$$[K^+] + [NH_4^+] + [Na^+] + [K^+] + 2[Mg^{2+}] + 2[Ca^{2+}] + \sum [Al(OH)_n^{3-n}] = [Cl^-] + [NO_3^-] + 2[SO_4^{2-}] + [HCO_3^-] + 2[CO_3^{2-}] + \sum [Org^-] + [OH^-] \quad (6)$$

[mol/l] (n = 0 – 4)

Aufgeführt sind in Gleichung 6 alle im Bodenwasser quantitativ wichtigen Ionen. Eisen ist nicht berücksichtigt, da es in verschiedenen Oxidationsstufen vorliegen kann und oftmals zu großen Anteilen in organisch komplexierter Form vorliegt. Aluminium kann ebenfalls vorwiegend in organischer Bindung auftreten, ist aber in sauren Wässern auch in anorganischer Form von Bedeutung. Mangan ist meist von quantitativer geringer Bedeutung.

Von den in Lösung befindlichen Ionen sind die M_a-Kationen, die Anionen des Karbonatsystems und organische Anionen (Org⁻) in der Lage, zugesetzte Säure oder Base zu neutralisieren. Unter Säureneutralisierungskapazität (SNK) wird das Vermögen einer Lösung, starke Säuren zu neutralisieren verstanden. Zu den Komponenten, die diese Pufferung bewirken, gehören Karbonate, organische Säuren, Al-Hydroxide und OH⁻, so dass folgende Definition gilt:

$$SNK = [HCO_3^-] + 2[CO_3^{2-}] + [OH^-] + \sum [Org^-] + \sum [Al(OH)_n^{3-n}] - [H^+] \quad (7)$$

[mol/l] (n = 0 – 4)

Die SNK ist konservativ, d. h. unabhängig von Temperatur, Druck und CO₂-Partialdruck. In den meisten natürlichen Wässern wird die SNK durch die Kohlensäurespezies bestimmt. Jedoch können unter anderem auch organische Säuren und Metallhydroxide signifikant zur Pufferung beitragen. Aus Gl. 6 und 7 ergibt sich, daß die SNK ebenso aus der Differenz der Summen der M_b-Kationen plus NH₄⁺ und der konservativen Anionen berechnet werden kann:

$$SNK = [Na^+] + [K^+] + 2[Mg^{2+}] + 2[Ca^{2+}] + [NH_4^+] - [Cl^-] - 2[SO_4^{2-}] - [NO_3^-] \quad (8)$$

[mol/l]

Die SNK ist mit der Baseneutralisierungskapazität (BNK) durch Gl. 9 verbunden:

$$SNK = -BNK \quad [\text{mol}_e/\text{l}] \quad (9)$$

In natürlichen elektrolytarmen Wässern liegt der Wendepunkt einer Titrationskurve normalerweise im Bereich von pH 4,8 – 5,2. In diesem pH-Intervall liegt die mittlere Ladung der Al-Spezies bei 2,0. Dies bedeutet für die durch Al-Hydroxide verursachte SNK:

$$SNK_{Al} = [Al(OH)_2^+] + 3[Al(OH)_4^-] - [Al^{3+}] \quad [\text{mol}_e/\text{l}] \quad (10)$$

Danach erhöhen $Al(OH)_2^+$ und $Al(OH)_4^-$ die SNK, während Al^{3+} sie erniedrigt und $Al(OH)^{2+}$ am Wendepunkt etwa zur Hälfte dissoziiert und zur Hälfte undissoziiert vorliegt. Für organische Säuren lassen sich keine exakten Dissoziationskonstanten angeben. Für ein Modell mit drei Dissoziationsstufen, bei dem die zweite Dissoziationsstufe im Bereich des Wendepunkts der Titrationskurve liegt, ergibt sich für die durch organische Säuren (Org) verursachte SNK:

$$SNK_{org} = [HOrg^{2-}] + 2[Org^{3-}] - [H_3Org] \quad [\text{mol}/\text{l}] \quad (11)$$

H_2Org^- ist die dominante Spezies am Wendepunkt und trägt damit nicht zur SNK bei.

Alkalität (Alk) bezeichnet den Teil der SNK, der auf das Karbonatsystem zurückzuführen ist. Die Begriffe SNK und Alkalität werden oft auch synonym verwendet oder gegenseitig vertauscht.

$$Alk = [HCO_3^-] + 2[CO_3^{2-}] + [OH^-] - [H^+] \quad [\text{mol}/\text{l}] \quad (12)$$

Versauerung von Wasser (Bodenwasser, Sickerwasser, Oberflächenwasser) ist als Abnahme der Säureneutralisierungskapazität (SNK) definiert. In einem sauren Gewässer ist $SNK < 0$. Der Kapazitätsparameter SNK wird für die Definition zugrunde gelegt, weil sich der pH-Wert als Intensitätsparameter nur bedingt eignet, da er nur die freie Säure, nicht jedoch die insgesamt im System gespeicherte Säure angibt. SNK und pH-Wert sind durch die Titrationskurve miteinander verknüpft, die jedoch für jede Lösung spezifisch ist.

Der Säure-Base-Status der Festphase

Ähnlich, wie die Lösungsphase durch ihre SNK charakterisiert ist, läßt sich für die Festphase des Bodens eine SNK angeben. Für kurz- bis mittelfristige Zeiträume (Minuten bis Monate/Jahre) läßt sich diese durch saure Titration ermitteln. Hierbei werden leicht lösliche Festphasen wie z. B. Carbonate oder Al-Hydroxide aufgelöst, oder es werden an den Kationenaustauschplätzen Mb -Kationen durch H-Ionen bzw. durch H-Ionen mobilisierte Al-Ionen ausgetauscht. Die SNK, die über noch längere Zeiträume (> Jahre/Jahrzehnte) wirksam werden kann, wird durch die Menge an Silikaten der Alkali- und Erdalkalimetallen repräsentiert, die sehr langsam im Zuge der Silikatverwitterung aufgelöst werden.

Tab. A-2: Säureneutralisierungskapazität in den verschiedenen Phasen des Bodens

Säureneutralisationskapazität (SNK)			
Phasen des Bodens	SNK in Lösungsphase	SNK an schnell reagierenden Bodenfestphasen	SNK in langsam reagierenden Bodenfestphasen
Komponenten der SNK	gelöste Ionen	Carbonate, polymere Al-Hydroxide, austauschbare Mb -Kationen	silikatische Minerale

Bei der Bewertung des Säure-/Basezustandes von Böden spielt deren pH-Wert eine wichtige Rolle, weil er viele Bodenprozesse steuert und ein leicht zu messender Bodenparameter ist. Wenn man vom pH-Wert eines Bodens spricht, meint man den pH-Wert, den man in der Bodenlösung misst. Er ist abhängig von den Säure-Base-Reaktionen in der Bodenlösung und an den Oberflächen der Bodenfestphase, den Mineralen und der organischen Substanz. Lösungs- und Festphase sind über Absorption-/Desorptionsreaktionen sowie über Fällungs- und Lösungsreaktionen verknüpft. Für die Erklärung von Versauerungsprozessen im Boden sind neben der Lösungs- und Festphase die Organismen zu berücksichtigen, die über ihre permeable Membranen von der Lösungsphase getrennt sind und infolge des Transportes von Ionen durch die Membran die SNK und den pH-Wert der Bodenlösung beeinflussen können.

Puffersysteme im Boden

Die SNK der Bodenfestphase ist um ein vielfaches höher als die der Bodenlösungsphase. Wenn die Raten der Säure-Base-Reaktionen der Bodenfestphase höher sind als eine zeitweilige Erzeugung oder Zufuhr von Säure in der Lösungsphase, puffert die Festphase diese Säure und der pH-Wert der Lösungsphase wird konstant gehalten.

In der Lösungsphase bzw. an den Grenzflächen zwischen Lösungs- und Festphase laufen viele Säure-Base-Reaktionen ab; die Lösungsphase fungiert als Transportmedium von SNK in tiefere Schichten des Bodens bzw. der ungesättigten Zone unterhalb des Bodens.

Säurepufferung:

Lösungsphase:

Die Säurepufferung erfolgt sowohl in der ungesättigten und in der gesättigten Zone (Boden und Grundwasserleiter). Die Pufferung in der wässrigen Phase, d. h. im Boden- und Grundwasser ist mit der Pufferung in Oberflächenwässern vergleichbar. Die Beschaffenheit der Lösungsphase richtet sich hauptsächlich nach dem Pufferprozess.

Acidität und Alkalität der Lösungsphase:

Eine zentrale Bedeutung kommt den Begriffen Acidität und Alkalität (Konzept der starken Säuren und Basen) zu. Sie sind wie folgt definiert (VAN BREEMEN et al. 1983 und 1984; SIGG & STUMM 1994; UHLMANN 1990):

$$Aci = \sum \text{starke Säuren} - \sum \text{starke Basen}$$

$$Aci = 2[SO_4^{2-}] + [Cl^-] + [NO_3^-] + \dots - [Na^+] - [K^+] - 2[Ca^{2+}] - 2[Mg^{2+}]$$

$$Alk = [HCO_3^-] + 2[CO_3^{2-}] + [R-COO^-] + [OH^-] + \dots - [NH_4^+] - [H^+] - 3[Al^{3+}]$$

Zwischen Acidität und Alkalität besteht folgender Zusammenhang:

$$Aci = -Alk$$

Die Acidität ist das Maß für die Fähigkeit einer Substanz Protonen (H^+ -Ionen) abzugeben, sie beschreibt das Säureverhalten (ausgedrückt durch den pK_s -Wert). Die Alkalität bezeichnet die Stärke einer Base bzw. das Vermögen des Wasserkörpers, auf Zufuhr von Säure nicht mit einer äquivalenten Abnahme des pH-Wertes zu reagieren (Pufferung). Die Alkalität einer Base ist umso größer, je stärker ihre Fähigkeit ist, ein oder mehrere Protonen (H^+ -Ionen) aufzunehmen.

Zur Charakterisierung der Bodenversauerung führte VAN BREEMEN et al. (1983, 1984) das Konzept der Kapazitäts- und Intensitätsfaktoren ein, das eine quantitative Beschreibung der Versauerung ermöglicht. Bei diesem Konzept werden als Kapazitätsparameter der Bodenversauerung die Säureneutralisationskapazität (SNK) bzw. als Kapazitätsparameter der Bodenalkalisierung die Basenneutralisationskapazität (BNK) verwendet. Der pH-Wert, der das Maß der Wasserstoffionenaktivität bzw. -konzentration wässriger Lösungen beschreibt, ist ein Intensitätsfaktor. SNK und BNK sind von der Menge der Puffersubstanzen im Boden abhängig und stellen ein quantitatives Maß für die Pufferkapazität von Böden gegenüber Säuren bzw. Basen dar. Die SNK ist die Menge (z. B. in mol H⁺) an starken Säuren die benötigt wird um den pH-Wert eines Systems auf einen Referenz-pH-Wert zu erniedrigen, während die Basenkapazität quantitativ die Menge an starken Basen darstellt, die benötigt wird um den pH-Wert eines Systems auf einen Referenz-pH-Wert zu erhöhen. Mit zunehmender Versauerung – d. h. Verlust an SNK – baut sich also BNK auf. Eine Vielzahl der Pufferungsreaktionen sind irreversibel, da die Reaktionsprodukte der Pufferreaktion z. B. durch Auswaschung aus dem Boden entfernt werden, so dass die Zunahme an BNK geringer ist als die Abnahme an SNK.

Festphase:

Im Gegensatz zur Lösungsphase verfügt die Festphase über eine ungleich höhere Säure-Pufferkapazität. In der Festphase erfolgt die Säurepufferung durch Prozesse, die im Zug der Wechselwirkung der Phasen stattfinden (Sickerwasser/Grundwasser · Feststoff). Zu diesen Prozessen gehören bei pH-Werten < 6,5 hauptsächlich die Verwitterung und der Kationenaustausch.

Der Gehalt und die Anteile an austauschbaren Kationen (Na⁺, K⁺, Mg²⁺, Ca²⁺, Al³⁺, Mn²⁺, Fe²⁺, H⁺), bestimmbar mit der Ammoniumchlorid-Extraktion

(NH₄Cl-Extraktion), sind in karbonatfreiem Substrat ein geeignetes Maß, den Versauerungszustand der Festphase zu kennzeichnen (siehe Anhang B „Untersuchungsmethoden“). Die austauschbaren Kationen stehen in einem Gleichgewicht mit der Lösungsphase; die Verhältnisse der Kationen in der Festphase spiegeln sich in der Lösungsphase und damit in der Wasserbeschaffenheit wider.

Das Substrat des Untergrundes hat deshalb für die Beurteilung der Versauerung eine große Bedeutung. Von ihm hängt primär ab, ob ein Standort gegenüber Versauerung empfindlich ist oder nicht. Das Substrat ist über Puffermechanismen in der Lage, der mit dem Eintrag von Protonen einhergehenden pH-Absenkung einen Widerstand entgegenzusetzen. Die bei abfallendem pH-Wert regelhaft aufeinanderfolgenden Pufferreaktionen werden nachfolgend erläutert.

Im Verlauf längerer Zeiträume kann sich die SNK der schnell reagierenden Festphasen verringern (z. B. vollständige Auflösung von CaCO₃) und als Folge dessen der pH-Wert des Bodens absinken; gleichzeitig ändert sich als Folge von Lösungs- und Austauschprozessen die chemische Zusammensetzung der Bodenlösung. Auf der Basis von chemischen Gleichgewichten wurde von ULRICH (1981a) für gut belüftete, nicht von Grund- und Stauwasser beeinflusste Böden eine Klassifizierung von Pufferbereichen aufgestellt, in der als Ordnungskriterien sowohl chemische Pufferreaktionen wie auch die ökologische Relevanz der gelösten Ionen der Bodenlösung benutzt wurden. In diesem Modell sind Redoxreaktionen sowie Pufferung der organischen Substanz nicht berücksichtigt. Die ökologische Relevanz ergibt sich aus der in den einzelnen Pufferbereichen eigenen chemischen Zusammensetzung der Bodenlösung, die wichtig für die biologische Verfügbarkeit von Nährstoffen sowie die wachstums- und entwicklungshemmende Wirkung von Stoffen wie z. B. dem gelösten Aluminium ist.

Tab. A-3: Säure-Pufferbereiche in belüfteten Böden nach ULRICH (1981a, 1984)

pH-Wert	8,6 – 6,2	6,2 – 5,0	5,0 – 4,2	4,2 – 3,8	< 3,8
Pufferbereich	Kohlensäure-Karbonat	Kohlensäure-Silikat	Starke Säure-Austauscher	Starke Säure-Al-Oxid	Starke Säure-Fe-Oxid
Protonendonator	H ₂ CO ₃		HNO ₃	HCl	H ₂ SO ₄ R-COOH
Protonenquellen	Wurzel- u. Zersetzeratmung		Nitrifikation NH ₄ -Aufnahme SO ₂ -Emission org. Substanz		
Pufferreaktion	CaCO ₃ + H ₂ O + CO ₂ → Ca ²⁺ + 2HCO ₃ ⁻	CaAl ₂ Si ₂ O ₈ + 2H ₂ CO ₃ ^{*)} → Ca(HCO ₃) ₂ + Al ₂ Si ₂ O ₅ (OH) ₄	[(AlOOH + 0,5H ⁺ + H ₂ O) **] → [Al(OH) _{2,5} ^{0,5+}] _n + 0,5n H ₂ O	AlOOH + 3 H ⁺ → Al ³⁺ + 2 H ₂ O	FeOOH + 3H ⁺ → Fe ³⁺ + 2H ₂ O
Pufferkapazität	150 kmol H ⁺ · % CaCO ₃ / ha / dm Tiefe	25 kmol H ⁺ · % Silikat / ha / dm Tiefe	7 kmol H ⁺ · % Ton / ha / dm Tiefe	100-150 kmol H ⁺ · % Ton / ha / dm Tiefe	270 kmol H ⁺ · % Fe _d / ha / dm Tiefe ***)
Pufferrate	> 2 kmol H ⁺ / ha / a	0,2 – 2,0 kmol H ⁺ / ha / a	klein, 0,2 kmol H ⁺ / ha / a	groß, solange [Al(OH) _{2,5} ^{0,5+}] _n verfügbar ist, sonst klein	
Zusammensetzung der Lösungsphase	hohe Konzentrationen an Ca ²⁺ und HCO ₃ ⁻	niedrige Konzentrationen an Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , K ⁺ und HCO ₃ ⁻	Variable Konzentrationen NO ₃ ⁻ , Cl ⁻ und SO ₄ ²⁻ Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , K ⁺ Al ³⁺ Fe ³⁺ [Al(OH) _{2,5} ^{0,5+}] _n		

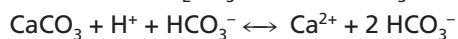
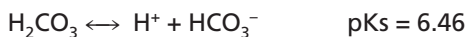
*) Verwitterung eines Ca-Feldspates zu Kaolinit

**) Entstehung polymerer, niedrig geladener Al-Hydroxide aus oktaedrischem Al

***) Fe_d = dithionitlösliches Eisen

In Klimaten mit positiver Wasserbilanz nimmt die Säureneutralisierungskapazität (SNK) des Bodens kontinuierlich ab; H_2CO_3 , das sich infolge des hohen CO_2 -Partialdrucks der Bodenluft bildet, fungiert als Protonendonator und führt somit zu einer Versauerung der Bodenlösung und folglich auch der Festphase, also zur Abnahme der SNK bzw. Zunahme der Baseneutralisierungskapazität (BNK) der Fest- und Lösungsphase. Die BNK, die mit dem Bodensickerwasser in tiefere Bodenschichten gelangt, führt dort zu einer weiteren Versauerung, also einer Abnahme der SNK und bei entsprechenden Pufferkapazitäten und Pufferraten zu einer Abnahme des pH-Wertes.

Im pH-Bereich von 8,6 bis 6,2, dem Kohlensäure-Carbonat-Pufferbereich, lassen sich die Säure-Base-Reaktionen wie folgt beschreiben:



In carbonathaltigen Böden ist H_2CO_3 die mengenmäßig dominierende Säure, auch H^+ aus der Schwefel- und Stickstoffdeposition spielen mengenmäßig eine untergeordnete Rolle. Die Abnahme der SNK in der Festphase entspricht einer Abnahme des Gehaltes an CaCO_3 ; diese Abnahme der SNK ist irreversibel, wenn das $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ mit dem Sickerwasser den Boden verläßt.

Wenn der Kohlensäure-Carbonatpufferbereich durchlaufen ist, gelangt der Boden bei weiterer Versauerung nach der Klassifikation von ULRICH (1981a) in den Kohlensäure-Silikatpufferbereich. Als Protonendonatoren fungieren H_2CO_3 sowie H_2SO_4 und HNO_3 aus der atmosphärischen Deposition. Die Pufferung der Protonen erfolgt über die Bindung der freigesetzten Protonen durch Silikate. Dabei werden Alkali- und Erdalkaliumkationen freigesetzt. Im Tab. A-3 ist als Reaktionsbeispiel die Verwitterung eines Calcium-Feldspats zu Kaolinit angegeben.

In carbonatfreien Böden ist der Vorrat an Silikaten eine nahezu unerschöpfliche Reserve an Pufferkapazität. In vielen Fällen hält die Verwitterungsgeschwindigkeit aber nicht mit der aktuellen Rate der Säurebelastung Schritt und der pH-Wert des Bodens sinkt ab. Die Verwitterungsrate ist von folgenden Einflußgrößen abhängig: H^+ -Konzentration der Verwitterungslösung, Gehalte an organischen und anorganischen Liganden in der Verwitterungslösung, CO_2 -Partialdruck in der Verwitterungslösung, Temperatur, mineralogische Zusammensetzung des Gesteins, Mineraloberfläche (Korngrößenzusammensetzung) und Durchflussrate des Bodenwassers.

Die Pufferung durch Silikate erfolgt in einen weiteren pH-Bereich, als in Tabelle der Silikat-Pufferbereich ausgewiesen ist. ULRICH (1984) hatte den pH-Bereich 6,2 – 5,0 als eigenen Pufferbereich ausgewiesen, weil in diesem pH-Bereich keine anderen Puffersysteme, die ökologisch von Bedeutung sind, wirksam sind.

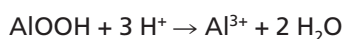
Eine weitere Versauerung des Bodens unterhalb von pH 5,0 ist nur noch zu einem sehr geringen Teil durch Kohlensäure möglich; bei pH 5,0 liegt bereits 95 % der Kohlensäure in undissoziierter Form vor (H_2CO_3); die weitere Versauerung des Bodens erfolgt in diesem Bereich vor allem durch H_2SO_4 und HNO_3 sowie starke organische Säuren.

Die Pufferung der Säuren erfolgt im Bereich pH 5,0 bis 4,2 (Austauscher-Pufferbereich) durch die Reaktion der Protonen mit Silikaten, wobei Al freigesetzt wird, das niedrig geladene polymere Al-Hydroxide bildet

und Ca von den Austauscherplätzen verdrängt. In diesem Bereich kommt es zu einer Umbelegung des Kationenaustauschers von Calcium zu Aluminium. Unter den austauschbaren Kationen (Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Mn^{2+} , Al^{3+} , Fe^{2+} , H^+) werden Ca^{2+} und Al^{3+} aufgrund ihrer Wertigkeit und ihres Ionenradius stärker als die anderen Kationen am Austauscher gebunden; deshalb dominieren sie die Belegung der Austauscherplätze. Mit zunehmender Versauerung im Austauscher-Pufferbereich sinkt die sogenannte **Basensättigung** am Kationenaustauscher (der Anteil der mit Ca, Na, K und Mg belegten Austauscherplätze an der **Kationen-Austauschkapazität**) von 100 % auf ca. 20 %; umgekehrt steigt die Belegung des Austauschers mit Ma-Kationen (Al^{3+} , Mn^{2+} , Fe^{2+}) und H-Ionen auf bis 80 % der Austauschkapazität an.

Der Begriff Basensättigung hat sich in der Bodenkunde eingebürgert, weil H^+ -Ionen Al aus den Silikagittern freisetzen, welches dann Ca von den Austauscherplätzen verdrängt. Betrachtet man diese Reaktionen vom Blickpunkt der Bodenlösung, so gelangen H-Ionen aus der Bodenlösung in die Festphase und Ca aus der Festphase in die Lösungsphase; die Festphase fungiert also als H-Acceptor, analog der H-Acceptoren bei den Säure-/Base-Reaktionen von Broenstedt-Säuren.

Nachdem der Austauscher-Pufferbereich eine Basensättigung von ca. 20 % erreicht hat, erfolgt die Pufferung von wirksamer Säure durch Al-Hydroxide, die sich auf der Oberfläche und im Zwischenschichtraum der Tonminerale befinden.



Abgesehen von armen Sandböden ist die Pufferkapazität der Böden im Aluminium-Pufferbereich (pH 4,2 – 3,8) groß. Bei der Säurepufferung werden Al-Ionen in die Bodenlösung abgegeben (obige Gleichung). Wenn die Al-Ionen in tiefere, nicht saure Schichten transportiert werden, führen sie dort zu einer weiteren Versauerung (entsprechend der obigen Reaktionsgleichung in umgekehrter Richtung). Ist die Festphase im Grundwasserbereich versauert (Aluminium-Pufferbereich), gelangt das Aluminium bis ins Grundwasser.

Für die Versauerung des Sickerwasserleiters in der ungesättigten Zone ist die Konzentration des Al im Sickerwasser eine Schlüsselgröße. Häufig liegen jedoch keine chemischen Daten der Bodenlösung von Waldböden und des Sickerwasserleiters vor. Daten der Bodenfestphase wie Austauschkapazität, Basensättigung oder pH-Wert des Bodens sind jedoch häufiger verfügbar. Aus der Beziehung von Aluminium im Bodenwasser zur Basensättigung bzw. zum pH-Wert läßt sich das Vorhandensein von Aluminium im Sickerwasser abschätzen. In den Abb. A-1 und A-2 sind die Beziehungen zwischen der Basensättigung bzw. dem pH (gemessen in wässriger Suspension; $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$) und der Konzentration an Al^{3+} dargestellt. Daraus ist ersichtlich, dass ab einer Basensättigung von 0,2 (bzw. 20 % der Austauschkapazität) mit höheren Konzentrationen von Al^{3+} zu rechnen ist. Nimmt man den pH-Wert, (gemessen in wässriger Suspension, = $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$) als Maßstab, kann man ab einem pH-Wert von < 4,7 mit erhöhten Konzentrationen an Al^{3+} rechnen. Häufig wird der pH-Wert von Waldböden in einer salzhaltigen Suspension (z.B. 1 m KCl) gemessen; in diesem Fall kann man ab einem pH-Wert von < 4,5 mit höheren Konzentrationen an Al^{3+} rechnen. Voraussetzung für das Auftreten höherer Aluminiumkonzentrationen ist das

Vorhandensein von Anionen wie Sulfat, Nitrat oder Chlorid in entsprechend hohen Konzentrationen.

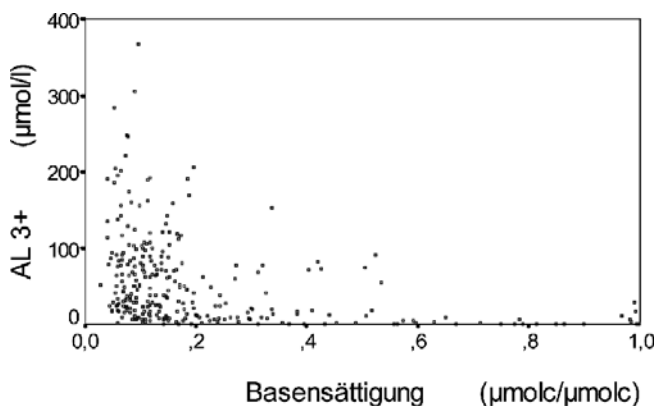


Abb. A-1: Beziehung zwischen Basensättigung (hier als Anteil der M_b -Kationen an der Kationenaustauschkapazität dargestellt [$\mu\text{mol}/\mu\text{mol}_c$]) und Al^{3+} -Konzentration in der Bodenlösung an den Punkten der Bodenzustandserhebung in Niedersachsen (Bodenproben mit einem Gehalt an $C_{\text{org}} < 2\%$ C)

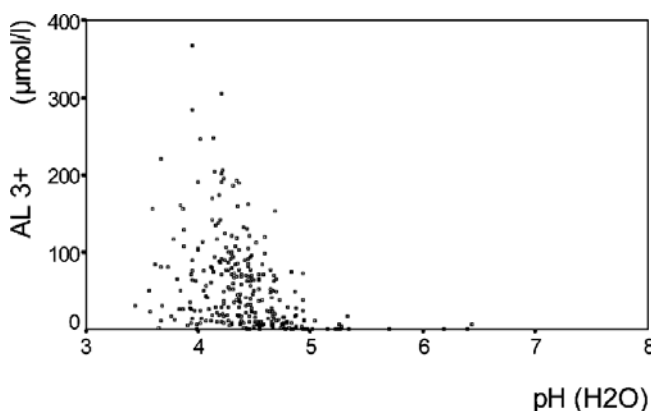


Abb. A-2: Beziehung zwischen pH (gemessen in wässriger Suspension, $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$) und Al^{3+} -Konzentration in der Bodenlösung an den Punkten der Bodenzustandserhebung in Niedersachsen (Bodenproben mit einem Gehalt an $C_{\text{org}} < 2\%$ C).

Basensättigung:

Von großer Bedeutung ist der Vorrat an austauschbaren M_b -Kationen, da diese einen wirksamen Puffer gegenüber der Säurezufuhr darstellen.

Je größer dieser Pool, desto größere Säuremengen können durch Austausch am Feststoff im Untergrund zurückgehalten werden, ohne dass in der Bodenlösung nennenswerte Veränderungen des pH-Wertes auftreten. Ihr Äquivalentanteil an der gesamten Kationenaustauschkapazität (KAK) in [%] heißt Basensättigung (BS).

$$BS = \frac{\sum (Ca + Mg + Na + K)}{KAK} \cdot 100$$

KAK Kationenaustauschkapazität [$\mu\text{mol}_c/\text{g}$]

Basenvorrat

Dieser Wert stellt den Vorrat an austauschbaren „basischen“ Kationen dar, der in carbonatfreiem Substrat für kurzzeitige Säure-Pufferreaktionen zur Verfügung steht, bevor die Festphase des Aluminiumpufferbereich erreicht. Die Bestimmung der „basischen“ Kationen erfolgt durch NH_4Cl -Extraktion nach MEIWES et al. (1984).

Bei 100 %iger Basensättigung (jedoch nicht zwingend unterhalb der Versauerungsfront erforderlich) ergibt sich der Basenvorrat (BV) wie folgt:

$$BV \left[\frac{\text{kmol}_c}{\text{ha}} \right] = KAK_{\text{eff}} \left[\frac{\mu\text{mol}_c}{\text{g Boden}} \right] \cdot \text{Rohdichte}(\text{trocken}) \left[\frac{\text{g Boden}}{\text{cm}^3} \right] \cdot \text{Schichtdicke}[\text{m}] \cdot 10$$

Kationenaustauschkapazität

Böden können Anionen und Kationen mehr oder weniger reversibel an feste, immobile Oberflächen binden (adsorbieren) und so deren Auswaschung verzögern oder verhindern. In Böden überwiegen Partikel mit negativ geladenen Oberflächen, die als Kationenaustauscher wirken.

Die effektive (reale) Kationenaustauschkapazität (KAK_{eff}) liefert eine Aussage über die Kapazität der Nährstoff-/Kationenbindung bei dem natürlichen pH-Wert des Bodens. Sie beschreibt die Summe aller effektiv austauschbaren Kationen [mmol_c/g]. Der Austausch findet in äquivalenten Mengen statt.

$$KAK \left[\frac{\text{mmol}_c}{\text{g}} \right] = \sum \text{austauschbare Kationen - Ionenäquivalente in der Bodenlösung} \\ (\text{im Wesentlichen } \text{Na}^+, \text{K}^+, \text{Ca}^{2+} \text{ und } \text{Mg}^{2+})$$

Die Fähigkeit Kationen zu adsorbieren, hängt bei pedogenen Oxiden und der organischen Substanz vom pH-Wert ab, sie erhöht sich mit steigendem pH-Wert. Mit dem pH-Wert ändert sich auch die Belegung der Kationenaustauscher. So überwiegen in basischen bis schwach sauren Böden die Kationen Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ und Na^+ am Kationenbelag der Austauscher; in stark sauren Böden herrschen H^+ und Al^{3+} vor. Mit abnehmendem pH-Wert werden zunehmend die schwach sauren Gruppen der organischen Substanz und die Mineraloberflächen protoniert. Dadurch werden Austauscherplätze zunehmend mit H^+ belegt. Der Beitrag der organischen Substanz zur variablen Ladung ist wesentlich bedeutender als der Beitrag der mineralischen Phase.

Unter potenzieller (maximale) Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) versteht man diejenige KAK, die bei einem definierten pH von 8,2 vorliegt, bei dem die Protonen aller Säuregruppen austauschbar sind (dissoziiert). Sie liefert die potenzielle Anzahl der Bindungsplätze für Kationen.

Beide Werte sind in carbonathaltigen Böden identisch, in sauren Böden liegt dagegen die effektive geringer als die potenzielle KAK.

Pufferkapazität

Sie entspricht der titrierten Säuremenge (Menge an Protonen), um eine pH - Abnahme vom Ist-pH-Wert (pH_1) auf den Ziel-pH-Wert (pH_2) zu erreichen. Daraus schließt man auf die Pufferkapazität (PK) des untersuchten Materials.

$$PK = \text{Aci}(\text{pH}_2) - \text{Aci}(\text{pH}_1)$$

Säureneutralisationskapazität

Die Säureneutralisationskapazität (SNK) hängt von der Menge der Puffersubstanzen der Böden ab und ist ein quantitativer Ausdruck für ihre Pufferkapazität gegenüber Säuren (bis zu einem definierten Ziel-pH-Wert). Sie ist gleich der Summe aller Metallkationen, die durch Anionen schwacher Säuren oder schwach saurer funktioneller Gruppen gebunden sind.

$$\text{SNK} = [\text{A}^-] + [\text{OH}^-] - [\text{H}^+] \quad [\text{A}^-] = \text{Säureanion}$$

Basenneutralisationskapazität

Unter der Basenneutralisationskapazität (BNK) versteht man die Äquivalentsumme aller Säuren (hier vor allem Protonen, Aluminium, Eisen und org. Säuren), die mit einer starken Base bis zu einem vorher festgelegten Äquivalenzpunkt titriert werden können (SIGG & STUMM 1994). Im Boden ist sie ein Maß für die gespeicherte Säuremenge. Von der BNK kann auf die notwendige Kalkmenge bis zu einem ausgewählten Ziel pH-Wert geschlossen werden. Die BNK lässt sich sehr genau durch eine diskontinuierliche Titrationskurve, aus der die verbrauchten Basenäquivalente abgelesen werden, ermitteln (MEIWES et al. 1984). Eine zuverlässige Bestimmung ist auch mit der vereinfachten Methode von BÖTTCHER & LAUER-THIEMECKE (1997), die nur zwei pH-Messungen erfordert, möglich.

$$BNK = [HA] + [H^+] - [OH^-] \quad [HA] = \text{Säure}$$

Versauerungsfront – Ökologische Typisierung des Tiefengradienten der Bodenversauerung

Die Versauerungsfront ist die Grenzlinie oder Grenzfläche zwischen versauertem und nicht versauertem Substrat oder genauer gesagt, zwischen Substrat ohne und mit Aluminium in der Lösungsphase. Lokalisieren lässt sich diese Grenze am Anstieg der Basensättigung der Festphase, also Zunahme von Ca und Mg an der effektiven Austauschkapazität (AKE) und dem Abfall des Anteils von Al erkennen. Hier erreicht die Basensättigung Werte > 80 %. Im Bereich der Versauerungsfront werden infiltrierende Kationsäuren (hauptsächlich Al^{3+}) durch den Austausch mit M_b -Kationen gepuffert (Zone der Kationenaustauschpufferung).

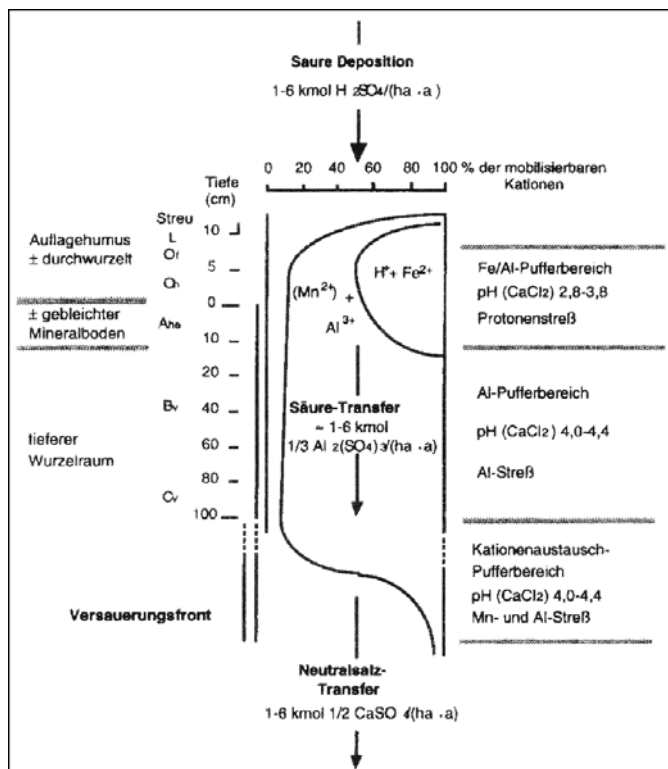


Abb. A-3: Schema: Tiefengradient der Bodenversauerung unter dem Einfluss „Saurer Deposition nach ULRICH (aus MATSCHULLAT et al. 1994)

Unter dem Einfluss stetiger Säurezufuhr lässt sich die zeitliche Entwicklung eines bestimmten Bodenkompartiments mit dem Durchlaufen der Pufferbereiche beschreiben. Über die Deposition werden konservative Anionen zugeführt, die einen Säuretransfer bis zu beliebigen Tiefen gewährleisten können. Die Abbildung zeigt den typischen Verlauf der Tiefengradienten der Bodenversauerung unter der sauren Deposition in drainierten und luftversorgten Waldböden. Die durch die Pufferung freigesetzten M_b -Kationen Ca und Mg werden zusammen mit dem die Versauerung auslösenden Säureanion als Neutralsalz ausgewaschen.

Im Al-Fe-Pufferbereich werden bei pH-Werten < 3,8 in Gegenwart wasserlöslicher Huminstoffe Protonen durch die Auflösung von Fe-Oxiden/-Hydroxiden gepuffert. In diesem Bereich der A_{eh}-, A_{he}- und A_e-Horizonte geht die Al-Sättigung zugunsten der Fe- und H-Sättigung zurück.

Im Bereich der Aluminiumpufferung, in dem deponierte Säuren in Form von Kationsäuren (Al^{3+}) im Sickerwasser transportiert werden, dominieren bei niedrigen pH-Werten und hohen Aciditätsgraden M_a -Kationen die Kationensumme der Bodenlösung. Ein Vergleich des Säuregehalts von Lösungen unterschiedlicher Ionenzusammensetzung lässt sich durch die Berechnung des Aciditätsgrads erreichen (ULRICH 1991c).

$$\text{Aciditätsgrad (Az) in \%} = \left(\frac{\sum M_a}{\sum M_a + \sum M_b} \right) * 100$$

alle Werte in Ionenäquivalentkonzentrationen

In dem schmalen Bereich der Kationenaustauschpufferung unterhalb der Zone des Aluminiumpuffers wird die infiltrierte Säurefracht vollständig gepuffert. Mit einem sehr steilen Gradienten verschwinden Al^{3+} - und Mn^{2+} -Ionen im Austausch gegen Ca und Mg aus der Bodenlösung. Die pH-Werte steigen auf Werte > 5,5 und der Aciditätsgrad fällt steil auf 0 %. Die Pufferung ist in dieser Zone so effektiv, dass innerhalb von wenigen Dezimetern Fließstrecke bei einem Skelettgehalt von > 80 % auch bei nur mittelhohen Kationenaustauschkapazitäten die Pufferung so vollständig ist, dass keine Kationsäuren über die Versauerungsfront hinaus in den Sickerwasserleiter gelangen. Kohlensäure ist die einzige Säure, die diese Front passieren kann.

Unterhalb der Versauerungsfront steigt die Basensättigung auf nahe 100 %, die pH(H_2O)-Werte auf > 5. Dies macht deutlich, dass hier die Rate der Säurebelastung die Rate der Protonenkonsumption durch Freisetzung von M_b -Kationen aus der Silikatverwitterung (und evtl. aus der $CaCO_3$ -Auflösung) nicht übersteigt. Als Säure ist in diesem Bereich lediglich die im Sickerwasser gelöste Kohlensäure zu erwarten, die bei pH > 5 dissoziiert.

Die unterschiedliche Tiefenlage der Versauerungsfront resultiert bei ähnlicher Depositionsbelastung aus dem unterschiedlichen Basengehalt der bodenbildenden Ausgangsgesteine. Ein höherer Basenreichtum macht sich im Vergleich in einer höheren Lage der Versauerungsfront bemerkbar.

Gibbsit-Koeffizient

Gibbsit ($\text{Al}(\text{OH})_3$) ist Bestandteil der Festphase, welches über seine Löslichkeit die Aluminiumkonzentration in der Lösungsphase kontrolliert. Generell ist die Löslichkeit sehr gering. Sie steigt jedoch mit sinkendem pH drastisch an, so dass der Gibbsit in stark sauren Bereichen nicht stabil ist.

Definiert ist der Koeffizient wie folgt:

$$K_{\text{Gibb}} = \left(\frac{[H^+]^3}{[Al^{3+}]} \right)_{eq}$$

Hier wird der Begriff Gibbsit als Sammelbegriff für pedogene Aluminiumhydroxide verwandt. Der Löslichkeitskoeffizient dieser Aluminiumhydroxide kann aus Messwerten nach folgender Beziehung ermittelt werden.

$$p K_{\text{Gibb}} = p \text{ Al} - 3 \cdot p \text{ H}$$

$p K_{\text{Gibb}}$ = der negative log der Gleichgewichtskonstante für die Löslichkeit von Gibbsit.

Größenordnung:

Die Werte des $p K_{\text{Gibb}}$ bewegen sich ungefähr zwischen 6,5 (z. B. O-Horizonte) und 9,5 (meistens C-Horizont).

Anhang B: Untersuchungsmethoden

An **Bohrkernen** können folgende Informationen gewonnen werden:

Bestimmung von geohydraulischen Kenngrößen (wie hydraulische Leitfähigkeit k_f) zur Berechnung von vertikalen und eventuell auch horizontalen Wasserflüssen sowie von Frachten.

- Korngrößenanalysen DIN 18123, 4022, 18196
- Wassergehalt DIN 18121
- Trockenrohdichte, Reindichte DIN 19683

Für die Bestimmung der Bodenreaktion bzw. zur Bestimmung von Inhaltsstoffen der Bohrkerne müssen Extrakte hergestellt werden:

– Gleichgewichtsbodenlösung (GBL)

Die Bestimmung der Gleichgewichtsbodenlösung (GBL) verfolgt zwei Ziele. Sie soll zum einen Aufschluss über die horizontspezifische Zusammensetzung der Bodenlösung geben und zum anderen Eingangsdaten für Modellrechnungen liefern. Der pH(GBL)-Wert lässt die Zuordnung zum aktuellen Pufferbereich zu. Mit Hilfe der Wasserinhaltsstoffe kann u. a. die Überschussacidität, d. h. der aktuelle Säurezustand anhand von Kriterien der forstlichen Bodenkunde abgeschätzt werden.

Tab. A-4: Bestimmung von Wasserinhaltsstoffen in der GBL: Untersuchungsumfang – Vorbehandlung der Probe – Analysenmethode

empfohlener Untersuchungsumfang	Vorbehandlung / Zeitpunkt der Analyse	Analysenmethode bzw. -gerät
pH, LF	sofort	Mikrosonden
NH ₄ ⁺ , ggf. PO ₄ ³⁻	sofort	Photometer
K ⁺ , Na ⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , Fe ^{2+/3+} , Mn ²⁺ , Zn ²⁺ , Al ³⁺ , (ggf. SM)	Konservierung	AAS
Cl ⁻ , SO ₄ ²⁻ , NO ₃ ⁻ , ggf. F ⁻ , ...	sofort oder Konservierung	IC
SiO ₂ -Si	Konservierung	Photometer
DOC	sofort oder Konservierung	TOC-Analyser

SM: Schwermetalle (Vorhandensein erlaubt Rückschluss auf Versauerungszustand)

Die Herstellung der GBL erfolgt nach MEIWES et al. (1984) oder der BBodSchV. Etwa 1000 g Bodenmaterial werden mit soviel Aqua dest. versetzt, dass eine gerade verrührbare Paste entsteht. Das Wasserbodenverhältnis sollte hierbei 0,8 ml dest. Wasser/g Boden nicht überschreiten, da die Verhältnisse der Kationen untereinander dann annähernd konstant bleiben. Nach der Grobfiltration der Bodenlösung über Schwarzbandfilter wird diese durch einen Membranfilter (Celluloseacetat, 0,45 µm) filtriert. Anschließend erfolgt die sofortige Messung des pH-Wertes, der Leitfähigkeit und des Ammoniums.

– Ammoniumchloridextraktion (NH₄Cl-Extraktion)

Bestimmung der beim aktuellen Boden-pH austauschbaren Kationen (Na⁺, K⁺, Mg²⁺, Ca²⁺, Al³⁺, Mn²⁺, Fe²⁺, H⁺). Die Bestimmung der austauschbaren Kationen erfolgt nach der Methode von MEIWES et al. (1984) und ist unter der Kationenaustauschkapazität beschrieben.

– Säureneutralisationskapazität (SNK)

Durchführung mittels Aufnahme einer Titrationskurve, siehe Basenneutralisationskapazität.

– Basenneutralisationskapazität (BNK)

Die Bestimmung der BNK erfolgt am luftgetrockneten Feinboden. Für die Methode nach MEIWES et al. (1984) werden sechs Punkte der Titrationskurve bestimmt. In 100 ml Plastikflaschen werden je 25 g Boden eingewogen. Für die Bestimmung des Nullpunktes werden 50 ml aqua dest., für die anderen Punkte jeweils zunächst 25 ml CaCl₂-Lösung und danach 25 ml NaOH-Lösung mit äquivalenten Konzentrationen zugegeben, so dass folgende Ca(OH)₂-Konzentrationsstufen vorliegen: 0 – 0,25 – 0,5 – 1,25 – 2,5 und 5,0 mmol/25 g. Die Proben werden 18 Stunden in einer Schüttelmaschine geschüttelt. Die pH-Messung erfolgt nach dem Absetzen des Bodens in der überstehenden Lösung mit einer Glaselektrode. Die BNK wird aus der Titrationskurve für den gewünschten Ziel-pH abgelesen.

Die vereinfachte Bestimmung nach BÖTTCHER und LAUER-THIEMECKE (1997) erfordert nur zwei pH-Messungen. Im Normalfall werden je 10 g Boden mit 25 ml Aqua dest. bzw. 25 ml 0,5 M Ca-Acetat-Lösung versetzt und gut umgerührt. Danach ruhen die Suspensionen 24 h, werden noch einmal umgerührt, und dann werden die pH-Werte mit einer Glaselektrode gemessen. Die BNK wird rechnerisch aus einer Eichfunktion für den gewünschten Ziel-pH ermittelt. Stehen nur geringe Probenmengen zur Verfügung, kann die Bodeneinwaage bei diesem Verfahren bis auf 1 g reduziert werden (BÖTTCHER & LAUER-THIEMECKE 1997).

Die BNK ist eine wichtige Kenngröße saurer Böden, sie wird u. a. zur Berechnung der notwendigen Kalkmenge bei Meliorationen benötigt.

– Bestimmung der im Königswasser löslichen Kationen

Königswasserextrakt = Gesamtgehalt der im Königswasser löslichen anorganischen Bestandteile der Mineralien (DIN 38414-7).

– Kationenaustauschkapazität

Die Bestimmung der austauschbaren Kationen bzw. der Summe aller austauschbaren Kationen KAK_{eff} erfolgt im 1 M NH₄Cl-Extrakt nach der Methode von MEIWES et al. (1984). Die Bestimmung der beim aktuellen Boden-pH austauschbaren Kationen H⁺, Al³⁺, K⁺, Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Fe^{2+/3+}, Mn^{2+/4+} im 1 M NH₄Cl-Extrakt wird durch viermaliges Schütteln in Abwandlung des Perkulationsverfahrens von jeweils 10 g luftgetrockneter Probe nach SCHLICHTING et al. (1995) bewerkstelligt. Dieses Vorgehen erlaubt einen größeren Probendurchsatz. Die Bestimmung erfolgt in der Regel doppelt an der bereits mit Aqua dest. extrahierten und dann bei 40 °C getrockneten Probe. Die Boden- und Gesteinsproben (d < 2 mm) werden insgesamt viermal 1 h lang mit jeweils 30 ml 1 M NH₄Cl-Lösung geschüttelt und zwischendurch bei durchweg 3000 U/min 5 min lang abzentrifugiert. Das Zentrifugat – insgesamt ca. 100 – 110 ml – wird in 250 ml Plastikflaschen gesammelt und nach der elektrometrischen pH-Messung zur Analyse vorbereitet. Zudem wird der pH-Wert der 1 M NH₄Cl-Lösung an jedem Labortag elektrometrisch erfasst.

Die Bestimmung der potenziellen Kationenaustauschkapazität KAK_{pot} wird nach der Methode nach KAPPEN und SCHACHTSCHABEL (SCHLICHTIG et al. 1995) durchgeführt. Die potenziellen Kationenaustauschkapazität ergibt sich zu:

$$KAK_{pot} = S - Wert + H - Wert$$

Der **S-Wert** kennzeichnet die austauschbaren basischen Kationen (M_b -Kationen). Zur Bestimmung des S-Wertes nach KAPPEN wird der Boden mit 0,1 n HCl ins Gleichgewicht gebracht und die vom Boden verbrauchte HCl-Menge durch Titration mit 0,1 n NaOH ermittelt (SCHLICHTIG et al. 1995).

Der **H-Wert** ist nach SCHLICHTIG et al. (1995) ein Maß für die austauschbaren säureanzeigenden Kationen (M_a -Kationen). Zur Bestimmung des H-Wertes nach SCHACHTSCHABEL wird der Boden mit Calciumacetatlösung ins Gleichgewicht gebracht. Die eigentlich übliche Titration mit einer Base lässt sich durch eine einfache pH-Messung ersetzen, da die Abhängigkeit des pH-Wertes einer Acetat-Essigsäure-Pufferlösung vom Essigsäuregehalt bekannt ist. Tab. A-5 enthält eine Bewertung der Methoden.

Tab. A-5: Bewertungshilfen für die Methodenwahl zur Erfassung der Versauerung in der Festphase

Methode	Unzulänglichkeit der Methode	Lösungsmöglichkeit, Bewertung
1. Bodenreaktion (pH-Wert der Bodenlösung)	1.1 Aufschlammung des Bodens in einem von der natürlichen Phasenstruktur extrem abweichenden Wasser-Boden-Verhältnis (WBV), pH(GBL)-Wert	Definition eines feststehenden WBV von mindestens 2,5 [ml/g] zur Gewährleistung der Vergleichbarkeit von pH-Messungen
	1.2 Verwendung von Elektrolytlösungen zur Aufschlammung, die in ihren chemischen Zusammensetzungen von natürlichen Porenwässern mehr oder weniger abweichen, z. B. pH($CaCl_2$)-Wert	Verwendung unterschiedlich zusammengesetzter, aber definierter Elektrolytlösungen (z. B. Aqua dest., 0,1 m KCl-Lösung und 0,01 m $CaCl_2$ -Lösung) Die Interpretation der divergierenden Messergebnisse als mögliche Spanne der pH-Veränderungen ist möglich.
	1.3 Ermittlung der Bodenreaktion am luftgetrockneten oder bei 105 °C getrocknetem Boden, z. B. pH(H_2O)-Wert	Vorzuziehen ist die direkte Messung am erdfeuchten Boden bei Berücksichtigung des aktuellen Feuchtegehaltes bzw. die Bestimmung des pH(GBL)-Wertes.
2. Säurekapazität und Basenkapazität (z. B. Kalkbedarf)	2.2 Nur die schnellreagierenden Anteile werden erfasst	z. T. Titration mit großen Messfrequenzen
	2.3 Einfluß der Laborluft (insbesondere CO_2 , O_2)	Titration mit kurzen Messfrequenzen
3. Extraktionsverfahren (z.B. KAK; austauschbare Kationen etc.)	3.1 Verwendung "klassischer" chemischer Batchreaktoren mit ihren unvermeidbaren Nachteilen: gestörte Phasenstruktur, Bewegung und Abrieb des Materials, z.B. NH_4Cl -Extraktion	alternative Batch-Tests: Becherglas in Ruhe, Perkolation und dynamischer Batch-Test

Anhang C: Kurzbeschreibungen ausgewählter Modelle

Für die ungesättigte Zone existieren aufgrund der langen Forschungstätigkeit auf diesem Gebiet verschiedene Ansätze, die für das hier behandelte Thema relevant sind.

Die folgenden vier Modelle sollen kurz vorgestellt werden.

- AcidProgress
- MAGIC (Model of Acidification of Groundwater in Catchments)
- PROFILE / SAFE (Soil Acidification in Forested Ecosystems)
- PHREEQC

AcidProgress

AcidProgress ab der Version 3.5 ist ein GIS gestütztes, modular aufgebautes variables Verfahren, das wissenschaftlich und technisch in der Lage ist, forst- und wasserwirtschaftliche Fragestellungen planungsrelevant zu bearbeiten.

Zielstellung

Prognostizierung von Boden- und Gewässerversauerung:

- im Maßstab 1 : 25.000
- quantitativ; keine Risikostufen

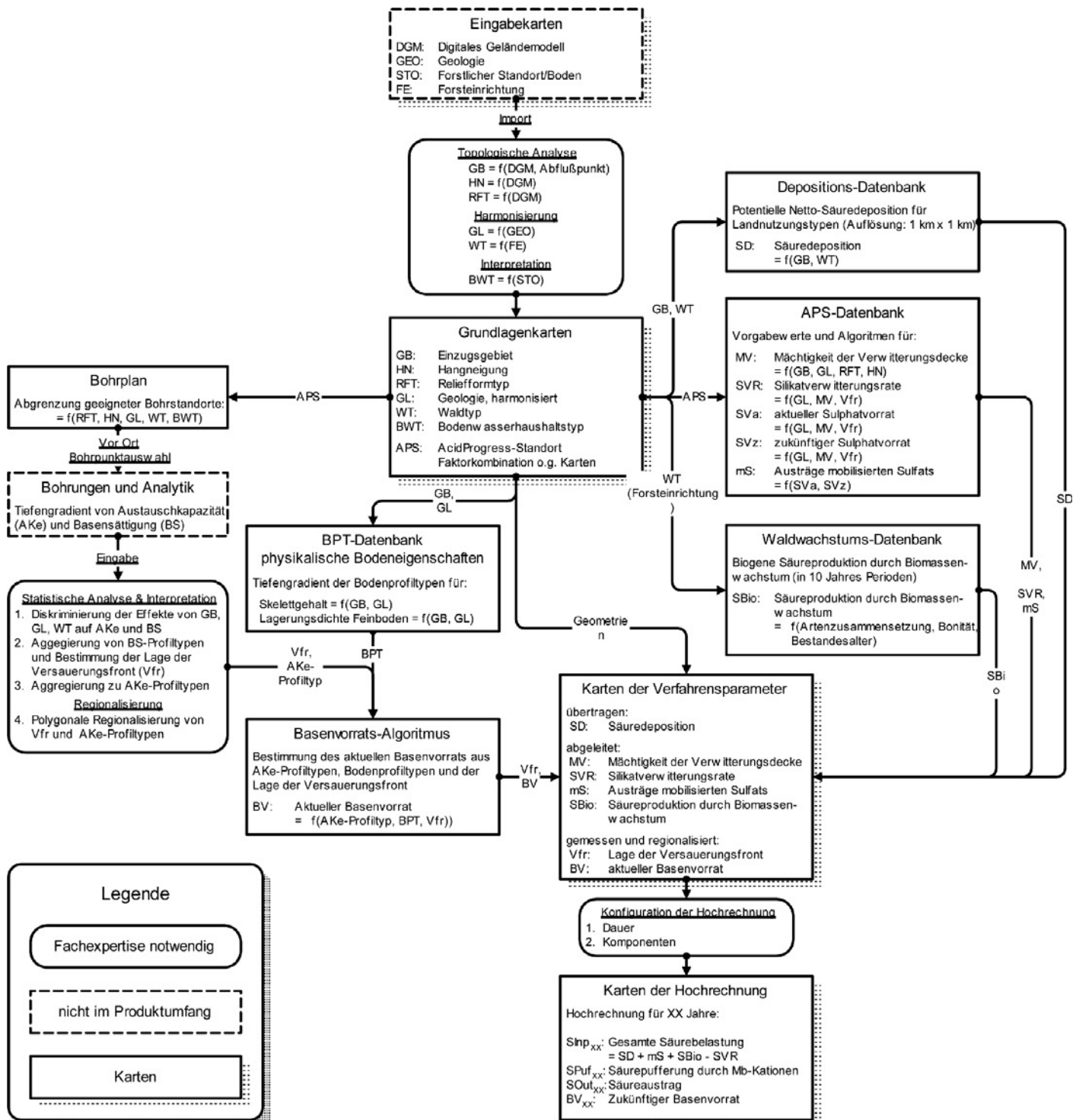


Abb. A-4: Produktarchitektur von AcidProgress 3.5

- durch Nutzung von bereits vorhandenen Daten & Methoden
- ohne eigene Messungen; eine Ausnahme (Lage der Versauerungsfront)
- kurzfristig durchführbar (< 5 Monate Projektzeitraum)

Input und Output des Verfahrens

Input:

AcidProgress 3.5 kommt mit einem Minimum an Inputdaten aus. Die Lage der Versauerungsfront ist die einzige Messgröße (Messdauer ca. 4 Wochen). Vier Eingabekarten (DGM, Geologie, Boden, Bestand) sind die einzigen Flächendaten zum Input.

Output:

Als Verfahrenoutput liefert AcidProgress 3.5 digitale Kartenwerke. Die Karten lassen sich in folgende Kategorien gliedern:

- Grundlagenkarten (u.a. Geologie, Landnutzungstyp, Digitales Geländemodell),
- Verfahrenskarten (u. a. Mächtigkeit der Verwitterungsdecke, Säuredeposition, Silikatverwitterungsrate, aktueller Basenvorrat, ...),
- Prognosekarten (Säureaustrag, Säurepufferung, Basenvorrat im Prognosejahr).

Die Software

AcidProgress 3.5 ist eine Entwicklung für Windows (95, 98, NT) auf PC. Die zusätzlich notwendige Software besteht aus dem Geographischen Informationssystem ArcView (ab Version 3.1) mit der Erweiterung Spatial Analyst (ab Version 1.1) der Firma ESRI. Die innere Struktur des Verfahrens AcidProgress zeigt die Abbildung A-4.

MAGIC

MAGIC ist ein prozessorientiertes Modell, das für ein Wassereinzugsgebiet in den östlichen USA entwickelt wurde (COSBY et al. 1985). Es ist in vieler Hinsicht ähnlich wie SAFE aufgebaut ist. Es erlaubt allerdings nur eine Unterteilung in maximal zwei Boden- oder Gesteinskompartimente, für die die wichtigsten am Versauerungsgeschehen beteiligten chemischen Reaktionen modelliert und über die mittleren jährlichen Wasserflüsse quantitativ verknüpft werden.

Als chemische Reaktionen berücksichtigt das Modell den Kationenaustausch, S-Adsorption die Gibbsit-Lösung und Al-Speziesverteilung sowie das Karbonatgleichgewicht. Es entspricht dem Konzept der mobilen Anionen von REUSS & JOHNSON (1986). Es kann ein Simulationszeitraum von jeweils maximal 140 Jahren in die Vergangenheit und in die Zukunft gewählt werden. Für das Modell werden Eingangsdaten vor allem zur Hydrologie, den Kompartimenteigenschaften und für die wichtigsten Stoffflüsse benötigt.

Anwendungen für niedersächsische Standorte gibt es von FERRIER et al. (1995) für einen Fichtenbestand im Solling, von ALEWELL et al. (1995) für das Dachexperiment im Solling, LÜKEWILLE (1995) und LÜKEWILLE et al. (1995) für das Einzugsgebiet der Langen Bramke im Harz. HINDERER et al. (1995, 1997) setzten es zur Simulation langfristiger Trends der Boden- und Gewässerversauerung im Buntsandstein des Schwarzwaldes ein.

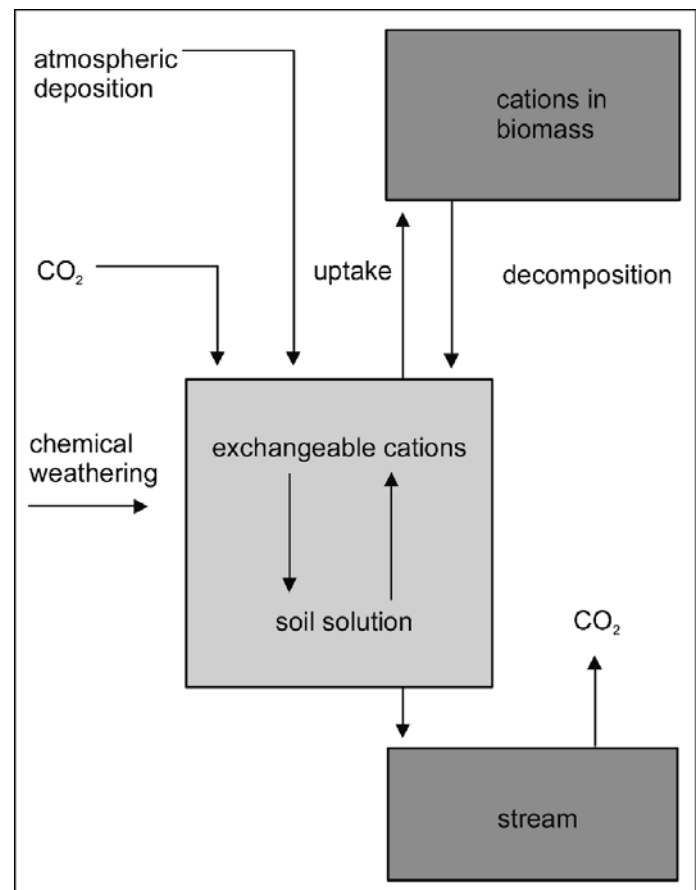


Abb. A-5: Schematische Darstellung der Flüsse und Speicher in MAGIC

Weiterführende Literatur

- ALEWELL, C.; MANDERSCHIED, B.; LÜKEWILLE, A.; KOEPPE, P.; PRENZEL, J. (1995): Describing soil SO_4^{2-} -dynamics in the Solling Roof Projekt with two different modelling approaches. *Water, Air and Soil Pollution* 85(3), S. 1801-1806.
- COLLINS, R. AND JENKINS, A. (1998): Regional modelling of acidification in Wales; calibration of a spatially distributed model incorporating land use change. *Hydrology and Earth System Sciences, Special Issue The DYNAMO Project Vol 2 (4)*, S. 533-541.
- COSBY, B.J.; WRIGHT, R.F.; HORNBERGER, G.M.; GALLOWAY, J.N., (1985): Modelling the effects of acid deposition: estimation of long-term water quality responses in a small forested catchment. *Water Resour. Res.*, 21, 1591.
- COSBY, B.J., FERRIER, R.C., JENKINS, A., AND WRIGHT, R.F. (unpublished). Modelling the effects of acid deposition: Fifteen years of MAGIC- refinements, adjustments and inclusion of nitrogen dynamics.
- COSBY, B.J. AND WRIGHT, R.F. (1998): Modelling regional response of lake water chemistry to changes in acid deposition: the MAGIC model applied to lake surveys in southern most Norway 1974-1986-1995. *Hydrology and Earth System Sciences, Special Issue The DYNAMO Project Vol 2 (4)*, S. 563-576.
- COSBY, B.J., WRIGHT, R.F., AND GJESSING, E. (1995): An acidification model (MAGIC) with organic-acids evaluated using whole-catchment manipulations in Norway. *Journal of Hydrology* 170, S. 101-122.
- EVANS, C.D., JENKINS, A., HELLIWELL, R.C., AND FERRIER, R.C. (1998): Predicting regional recovery from acidification; the MAGIC model applied to Scotland, England and Wales. *Hydrology and Earth System Sciences, Special Issue The DYNAMO Project Vol 2 (4)*, S. 543-554.
- FERRIER, R.C., WRIGHT, R.F., COSBY, B.J., JENKINS, A. (1995): Application of the MAGIC model to the Norway spruce stand at Solling, Germany. *Ecological Modelling* 83, S. 77-84.

FERRIER, R.C., JENKINS, A., COSBY, B.J., HELLIWELL, R.C., WRIGHT, R.F., AND BULGER, A.J. (1995): Effects of future N deposition scenarios on the Galloway region of SW Scotland using a coupled sulfur and nitrogen model (MAGIC-WAND). *Water Air and Soil Pollution* 85, S. 707-712.

HELLIWELL, R.C., FERRIER, R.C., EVANS, C.D. AND JENKINS, A (1998): A comparison of methods for estimating soil characteristics in regional acidification models; an application of the MAGIC model to Scotland. *Hydrology and Earth System Sciences, Special Issue The DYNAMO Project Vol 2 (4)*, S. 509-520.

HELLIWELL, R.C., FERRIER, R.C., JENKINS, A (1998): A two layer application of the MAGIC model to predict the effects of land use scenarios and reductions in deposition on acid sensitive soils in the UK. *Hydrology and Earth System Sciences, Special Issue The DYNAMO Project Vol 2 (4)*, S. 497-507.

JENKINS, A, FERRIER, RC, COSBY, BJ. (1997): A dynamic model for assessing the impact of coupled sulphur and nitrogen deposition scenarios on surface water acidification. *Journ. Of Hydrology*, Vol.197, No.1-4, S.111-127.

JENKINS, A, HELLIWELL, RC, SWINGWOOD, PJ, SEFTON, C, RENSHAW, M, FERRIER, RC. (1998): Will reduced sulphur emissions under the Second Sulphur Protocol lead to recovery of acid sensitive sites in UK? *Environmental Pollution*, Vol.99, No.3, S. 309-318.

JENKINS, A., RENSHAW, M., HELLIWELL, R.C., SEFTON, C., FERRIER, R.C., SWINGWOOD, P. (1997): Modelling surface water acidification in the UK-Application of the MAGIC model to the Acid Waters Monitoring Network. *IH/MLURI Report No. 131*.

LÜKEWILLE, A. (1995): Rekonstruktion der Boden- und Gewässerversauerung in der Langen Bramke (Harz), Modellierung der Sulfat-Dynamik mit MAGIC (Adsorption) und dem LB-Modell (Ausfällung), *Bayreuther Forum Ökologie* 21.

LÜKEWILLE, A.; MALESSA, V.; ALEWELL, C. (1995): Measured and modelled retention of inorganic sulfur in soils and subsoils (Harz Mountains, Germany). *Water, Air and Soil Pollution* 85(2), S. 683-688.

NORTON, S.A., R.F. WRIGHT, J.S. KAHL, AND J.P. SCOFIELD (1992): The MAGIC simulation of surfacewater at, and first year results from, the Bear Brook Watershed Manipulation, Maine, USA. *Environ. Pollut.* 77, S.279-286.

SEFTON, C.E.M AND JENKINS, A. (1998): A regional application of the MAGIC model in Wales: calibration and assessment of future recovery using a Monte-Carlo approach. *Hydrology and Earth System Sciences, Special Issue The DYNAMO Project Vol 2 (4)*, S. 521-531.

SULLIVAN, T.J., B.J. COSBY, C.T. DRISCOLL, H.F. HEMOND, D.F. CHARLES, S.A. NORTON, H.M. SEIP, AND G. TAUGBL (1994): Confirmation of the MAGIC Model Using Independent Data: Influence of Organic Acids on Model Estimates of Lakewater Acidification. Report No. DOE/ER/30196-4. Final Report prepared for The U.S. Department of Energy, under Agreement No. DE-FG02-92ER30196.

ULRICH, B. (1981a): Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 144, S. 289-305.

ULRICH, B. (1984): Stoffhaushalt von Waldökosystemen – Bioelementhaushalt. *Inst. f. Bodenkunde u. Waldernähr. Universität Göttingen*

WRIGHT, RF, COSBY, BJ, FERRIER, RC, JENKINS, A, BULGER, AJ, HARRIMAN, R. (1994): Changes In Acidification Of Lochs In Galloway, Southwestern Scotland, 1979-1988 - The MAGIC Model Used To Evaluate The Role Of Afforestation, Calculate Critical Loads, And Predict Fish Status. *Journal Of Hydrology*, Vol.161, No.1-4, S.257-285.

WRIGHT, R.F., LOTSE, E., AND SEMB, A. (1994): Experimental acidification of alpine catchments at results after 8 years. *Water Air and Soil Pollution* 72, S. 297-315.

PROFILE / SAFE

Die negativen Auswirkungen des sauren Regens wurden zuerst in den skandinavischen Ländern beobachtet. Dies hat sich auch in den relativ frühen Forschungen der Wissenschaftler in diesen Ländern niedergeschlagen. Eines der angewendeten Modelle ist dabei das von WARFVINGE et al. (1993) entwickelte Modell SAFE. Dieses Modell ist eine um den zeitlichen Aspekt erweiterte Version des Gleichgewichtsmodells PROFILE (WARFVINGE & SVERDRUP, 1992), das auch SAFE als Grundlage dient und zur Berechnung eines stabilen Ausgangszustandes herangezogen wird.

PROFILE/SAFE ist ein dynamisches, prozessorientiertes Bodenversauerungsmodell, das anhand von Eingangsdaten der atmosphärischen Deposition und standortspezifischen Kenngrößen die Chemie der Bodenlösung für bis zu sechs Bodenschichten und beliebig viele Zeitschritte berechnet. Eine Darstellung der berücksichtigten Vorgänge für eine Bodenschicht zeigt die Abbildung A-6.

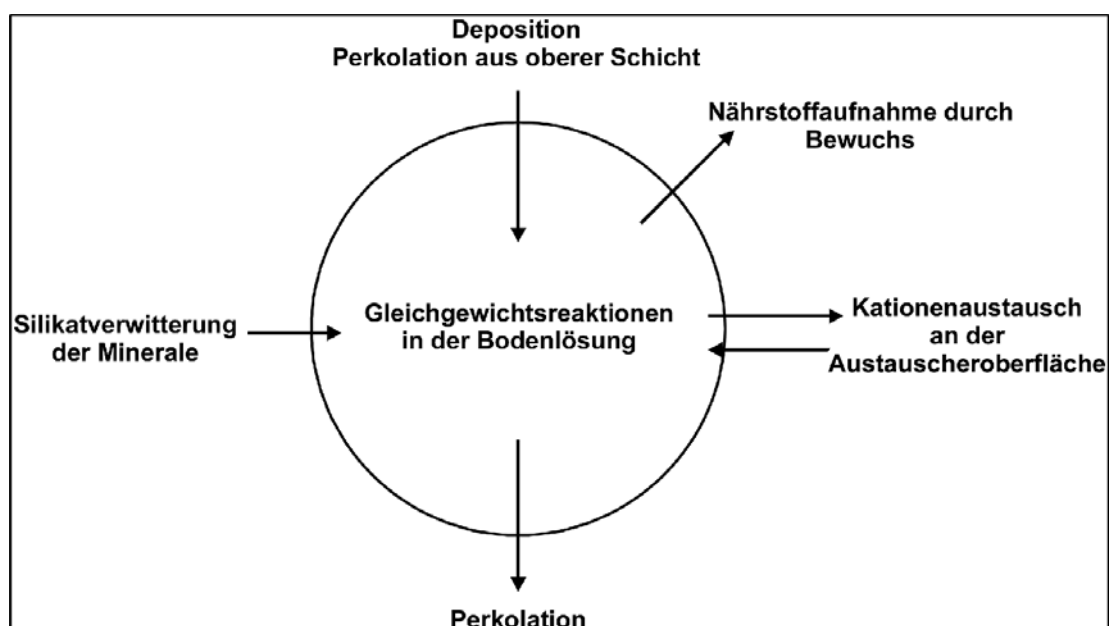


Abb. A-6: Berücksichtigte Reaktionen in einer Bodenschicht im Modell SAFE

Die Mächtigkeit der einzelnen Schichten kann entsprechend den vorliegenden Bodenhorizonten oder bei Veränderungen in der Gesteinsbeschaffenheit mit der Tiefe festgelegt werden. Das Bodenprofil wird in verschiedene Schichten bzw. Kompartimente entsprechend der natürlichen Stratigraphie aufgeteilt. Jede dieser Schichten wird als geochemisch isotrop (homogen hinsichtlich der chemischen Reaktion) betrachtet. Für jede der Schichten werden folgende Prozesse modelliert:

- Perkolation und Akkumulation von gelösten chemischen Komponenten
- Verwitterung von Bodenmineralien ("Silikatverwitterung")
- Kationenaustauschreaktionen
- Aufnahme und Reaktionen von Stickstoffkomponenten
- Aufnahme von Nährstoff-Kationen
- Lösungs-Gleichgewichtsreaktionen mit CO_2 , Al und organischen Säuren

Für den Einsatz des Modells müssen folgende Daten vorliegen:

- ausgewählte Daten über die Eigenschaften der verschiedenen Bodenhorizonte, wie Verwitterung, Werte der Basensättigung, CO_2 -Partialdruck, Gibbsit (Aluminiumhydroxid).
- Depositionszeitreihen, so dass Veränderungen wie z.B. Waldrodungen mit berücksichtigt werden können.
- Niederschlagszeitreihen
- Aufnahme von Nährstoffen durch Waldvegetation über die Zeit

Die zeitliche Diskretisierung ist auf Jahresschritte festgelegt. Der Vorteil gegenüber dem vorgenannten Bilanzmodell AcidProgress ist die Möglichkeit, das betrachtete Profil in mehrere Kompartimente aufzuteilen, in dem die entsprechenden Daten je nach Bodeneigenschaften variiert werden können. Das Modell arbeitet nach dem Prinzip gekoppelter Mischreaktoren.

Weiterführende Erläuterungen zum Modell sind der zuvor genannten Literatur zu entnehmen.

PHREEQC

PHREEQC ist in der Lage eine Vielzahl reaktiver geochemischer Reaktionen zu simulieren. Dazu zählen Mischungsreaktionen, irreversible Reaktionen, Lösungs- und Fällungsreaktionen. Es werden Auswirkungen von Temperaturänderungen, Elementkonzentrationen und Aktivitäten von Elementspezies in wässriger Phase, pH-Wert, elektrische Ladungen, Sättigungsindizes und Massentransfers von Phasen als Funktionen von spezifischen reversiblen und irreversiblen geochemischen Reaktionen berechnet. Weiterhin können im Modell die Oberflächenkomplexierung und Ionenaustausch-Reaktionen berechnet werden.

Es ist möglich, unabhängig voneinander verschiedene Lösungszusammensetzungen, Gasphasen, Austauschreaktionen und Oberflächenkomplexierungs-Reaktionen im Modell zu definieren. Während der Berechnung können verschiedene Reaktionen, Phasen und Zusammensetzungen miteinander verknüpft werden.

Weiterführende Literatur

- CHARLTON, S.R., MACKLIN, C.L. AND PARKHURST, D.L., (1997): PHREEQC: A graphical user interface for the geochemical computer program PHREEQC: U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 97-4222, 9 S.
- PARKHURST, D.L., THORSTENSON, D.C., AND PLUMMER, L.N., (1980): PHREEQE: A computer program for geochemical calculations: U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 80-96, 195 S. (Revised and reprinted, 1990.).
- PLUMMER, L.N., PARKHURST, D.L., FLEMING, G.W., AND DUNKLE, S.A., (1988): A computer program incorporating Pitzer's equations for calculation of geochemical reactions in brines: U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 88-4153, 310 S.
- PLUMMER, L.N., PRESTEMON, E.C., AND PARKHURST, D.L., (1991): An interactive code (NETPATH) for modeling NET geochemical reactions along a flow PATH: U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 91-4078, 227 S.
- PLUMMER, L.N., PRESTEMON, E.C., AND PARKHURST, D.L., (1994): An interactive code (NETPATH) for modeling NET geochemical reactions along a flow PATH-version 2.0: U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 94-4169, 130 S.

Anhang D: Quellen und Verfügbarkeit von Daten zur Gewässerversauerung

Bodendaten

Im Niedersächsischen Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG) werden eine Reihe von Kartenwerken digital vorgehalten. Die darin enthaltenen Informationen dienen als Grundlage zur Bewertung der Versauerungsgefährdung.

Tab. A-6: Bodendaten der NIBIS-Kartenwerke des LBEG

Kartenwerk	Verbreitung	Inhalt
Bodenkarten i.M. 1 : 50 000 BÜK50, BK 50	flächendeckend	BOTYP50 Bodentypologische Klassifizierung i. d. BÜK50-Nomenklatur GEOTYP Geologischer Profiltyp BOATYP Bodenartlicher Profiltyp KULTUR Kulturart, Nutzung MHGW mittlerer Grundwasserhochstand MNGW mittlerer Grundwasserniedrigstand OTIEF obere Schichttiefe UTIEF untere Schichttiefe HORIZ Horizont HNBOD Haupt- u. Nebenbodenart SKEL Grobbodenart ZER Zersetzungsgrad von Torfen STRAT Stratigraphie GEOGE Geogenese HUMUS Humusgehalt KALK Carbonatgehalt LD eff. Lagerungsdichte
Bodenkarten i.M. 1: 25 000 BK25	nicht flächendeckend	BOTYP Bodentypologische Klassifizierung i. d. BK25-Nomenklatur ... siehe BÜK 50
Karte der historischen Landnutzung HIST25	nicht flächendeckend	HISTORISCHE LANDNUTZUNG Quellen: Historische Karten (1754-1913) im Gebiet von Nds.
Karte der forstlichen Standortkartierung FO25	flächendeckend soweit Forst - staatlich/privat - vorhanden ist	indirekte Informationen der STANDORTSTYPEN über Schlüsselnummer (FL_NR)
Geologische Karte GK25, GK 50	nicht flächendeckend	STRAT Stratigraphie PETH Petrographie Hauptgemenge PETN Petrographie Nebengemenge GENESE Genese
Karte der historischen Moorverbreitung MOOR25	nicht flächendeckend	MOORTYPEN – SONSTIGE FLÄCHEN im Moorbereich

Kontakt

Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie
 Dr. Udo Müller
 Stilleweg 2
 30655 Hannover
 Tel: (0511) 643-3594
 Email: U.Mueller@LBEG.Niedersachsen.de
 Internet: <http://www.lbeg.de>

Depositionsdaten

a) bundesweit

Am Institut Agrarökologie der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft wird im Auftrag des Umweltbundesamtes das Forschungsvorhaben "Nationale Umsetzung der UNECE Luftreinhaltekonvention (Wirkungen)" bearbeitet (BMU/UBA FE-Nr. 204 63 252). Projekteinhalte sind u. a. die bundesweite Datenerfassung, -aufbereitung und kartographische Darstellung der Immissionsbelastung sowie die Erfassung und Modellierung der jährlichen Depositionsfrachten von Luftinhaltsstoffen in verschiedene Ökosysteme. Die im Rahmen dieser Arbeiten flächendeckend für ganz Deutschland im 1 km² Raster generierten Depositionsdatensätze stehen auf Anfrage zur Nachnutzung zur Verfügung.

b) landesweit

Die Überwachung der Niederschlagsbeschaffenheit auf Säurebildner, Nährstoffe und Schwermetalle erfolgt in Niedersachsen seit 1984 im Rahmen des GÜN-Messprogrammes Niederschlagsbeschaffenheit. Derzeit umfasst das Messnetz 35 Freilandmessstellen und 6 Bestandesmessstellen. Die Niederschlagsmessstellen liegen nicht im unmittelbaren Einflussbereich von Emittenten. Zusätzlich zu den o. g. 41 Messstellen wurden im Rahmen des Programmes Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF) seit 1995 insgesamt 20 Freiland-Niederschlagsmessstellen auf landwirtschaftlichen BDF (BDF-L) in Emittentennähe errichtet. Für weitere 8 BDF-L wurden nahe gelegene Niederschlagsmessstellen zugeordnet, sogenannte Bezugsmessstellen. Konzeption und Betreuung des Messnetzes obliegen dem Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küsten- und Naturschutz (NLWKN).

Neben den 70 landwirtschaftlichen Boden-Dauerbeobachtungsflächen werden von der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt (NW-FVA) auch 20 Boden-Dauerbeobachtungsflächen im Wald (BDF-F) betreut. Es wird in intensiv (9, BDF-F-I) und extensiv (11, BDF-F-E) untersuchte Forstflächen unterschieden. Auf den 9 Intensivflächen wird sowohl der Freiland- als auch der Bestandesniederschlag untersucht.

Kontakt

Umweltbundesamt
FG II 4.4: Wirkungen auf terrestrische Ökosysteme
Dr. Till Spranger
Postfach 14 06
06813 Dessau
Tel (0340) 2103 3155
Fax (0340) 2104 3155
e-mail: Till.Spranger@uba.de
<http://umweltbundesamt.de>

Institut für Agrarökologie - FAL-AOE
Thomas Gauger
Bundesallee 50
38116 Braunschweig
Tel. 0531-596-2566
Fax 0531-596-2699
e-mail: Thomas.Gauger@fal.de
<http://www.aoe.fal.de>

Nds. Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz
– Direktion –
Bernhard Ohlrogge
Jahnstr. 1
26506 Norden
Email:
Bernhard.Ohlrogge@nlwkn-dir.niedersachsebn.de
Tel.: 04931 / 947-218
www.nlwkn.de

Nds. Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz
– Betriebsstelle Hannover-Hildesheim –
Anouchka Jankowski
An der Scharlake 39
31135 Hildesheim
Tel.: 05121 / 509-112
Email:
Anouchka.Jankowski@nlwkn-hi.niedersachsen.de
www.nlwkn.de

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
Henning Meesenburg
Grätzelstr. 2
37079 Göttingen
Tel.: 0551 / 69401-0
Email: Henning.Meesenburg@nw-fva.de
<http://www.nw-fva.de>

Grundwassergütedaten

Seit Jahren werden im Rahmen des Gewässerüberwachungssystems Niedersachsen (GÜN) das Grundwasserstands- und Grundwassergütemessnetz betrieben. Die Messstellen des Grundwasserstandsmessnetzes gliedern sich in Hauptmessstellen (anthropogen weitgehend unbeeinflusst) und Ergänzungsmessstellen (mit deutlich anthropogener Beeinflussung). Im Rahmen des Grundwassergütemessnetzes werden die sogenannten Basis- und Trendmessstellen betrieben. Die Basismessstellen sollen die geogene Beschaffenheit des Grundwassers erfassen. Demgegenüber dienen die Trendmessstellen zur Beobachtung der anthropogen bedingten flächenhaften Einflüsse auf die Grundwassergüte. Ferner existieren Grundwasser-Sondermessstellen und -messnetze zur Erfüllung spezieller, räumlich und zum Teil auch zeitlich begrenzter Messaufgaben.

Im Rahmen des Niedersächsischen Bodendauerbeobachtungsprogrammes sind 20 forstlich genutzte Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF-F) und 70 überwiegend landwirtschaftlich genutzte Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF-L) in Betrieb. Die Einrichtung der BDF mit Grundwassermessstellen ist noch nicht abgeschlossen. Ziel ist die Ausstattung aller 90 BDF, sofern die Standorte sich als geeignet erweisen.

Kontakt

Nds. Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz

– Direktion –

Bernhard Ohlrogge

Jahnstr. 1

26506 Norden

Tel.: 04931 / 947-218

Email:

Bernhard.Ohlrogge@nlwkn-dir.niedersachsebn.de

www.nlwkn.de

Nds. Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz

– Betriebsstelle Hannover-Hildesheim –

Anouchka Jankowski

An der Scharlake 39

31135 Hildesheim

Tel.: 05121 / 509-112

Email:

Anouchka.Jankowski@nlwkn-hi.niedersachsen.de

www.nlwkn.de

Daten zur Topographie

Tab. A-7: Topographische Daten der Landesvermessung und Geobasisinformation Niedersachsen

Kartenwerk	Verbreitung	Inhalt
DGM5	nicht flächendeckend	Rasterweite 12,5 x 12,5 m Durchschnittliche Höhengenaugkeit < 0,5 m bzw. 1 m Bezugssysteme: – Lage Gauß-Krüger – Höhe Normal Null (NN) Zusätzliche Reliefinformation Neigung, Geomorphologiedaten Kleinste Abgabeeinheit 1 km²
DGM50	flächendeckend	Rasterweite 50 x 50 m Durchschnittliche Höhengenaugkeit Einige Meter, tlw. > 10 m Bezugssysteme: – Lage Gauß-Krüger – Höhe Normal Null (NN) Zusätzliche Reliefinformation – Kleinste Abgabeeinheit 1 km²
Rasterdaten	flächendeckend	Die Rasterdaten der TK 25 liegend als TIFF-Format in verschiedenen Auflösungen vor. Die Inhalte der Rasterdaten der TK25 sind der Grundriss, Gewässer, Höhenlinien, Waldflächen und Grenzen.

Kontakt

Landesvermessung und Geobasisinformation
Niedersachsen
Podbielskistr. 331
30659 Hannover
Tel.: (0511) 64609-0
<http://www.lgn.de>