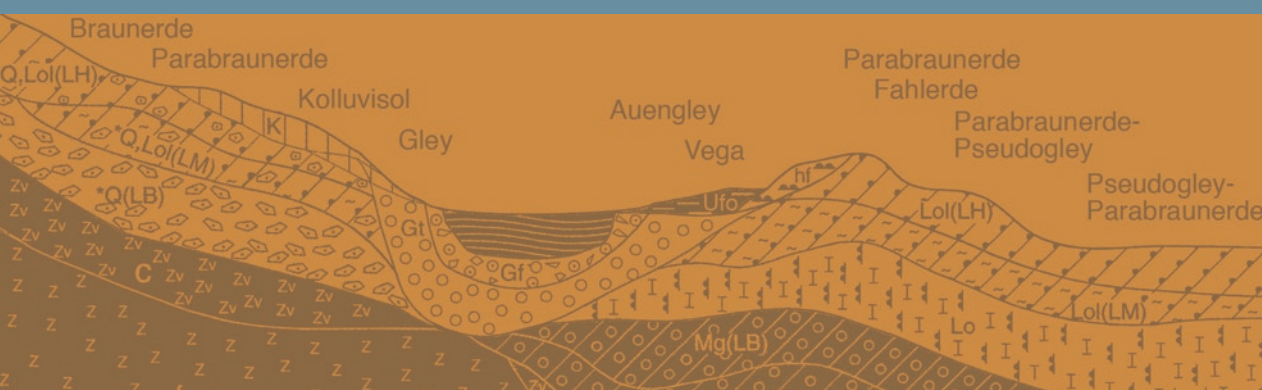




Bodenversauerung in Bayern





Bodenversauerung in Bayern

Impressum

Bodenversauerung in Bayern

ISBN (Druck-Version): 978-3-940009-97-5

ISBN (Online-Version): 978-3-940009-98-2

Herausgeber:

Bayerisches Landesamt für Umwelt

Bürgermeister-Ulrich-Straße 160

86179 Augsburg

Tel.: 0821 9071 - 0

Fax.: 0821 9071 55 56

E-Mail: poststelle@lfu.bayern.de

Internet: www.lfu.bayern.de

Eine Behörde im Geschäftsbereich des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz

Bearbeitung/Text/Konzept:

Prof. Dr. Hubert Schmid

Bildnachweis:

Bayerisches Landesamt für Umwelt

Druck:

Difo-Druck GmbH, Laubanger 15, 96052 Bamberg

Gedruckt auf Papier aus 100 % Altpapier

Stand:

Februar 2008

Diese Druckschrift wurde mit großer Sorgfalt zusammengestellt. Eine Gewähr für die Richtigkeit und Vollständigkeit kann dennoch nicht übernommen werden. Sofern in dieser Broschüre auf Internetangebote Dritter hingewiesen wird, sind wir für deren Inhalte nicht verantwortlich.

Inhaltsverzeichnis

1	Allgemeines	5
2	Der Boden als natürliches Puffersystem	7
2.1	Parameter zur Charakterisierung des Bodenzustands	7
2.2	Die Pufferbereiche	7
2.3	Verlauf der Versauerung	9
2.4	Typische pH-Werte verschiedener Böden	10
3	Bodenversauernde Faktoren	11
3.1	Natürliche und anthropogene Faktoren	11
3.2	Hintergründe anthropogener Ursachen der Bodenversauerung	15
4	Zur Empfindlichkeit und Belastbarkeit der Böden Bayerns gegenüber der Versauerung	16
5	Bodennutzung und -versauerung	23
6	Zum Versauerungszustand der Böden in den verschiedenen Regionen Bayerns	25
6.1	Basensättigung und pH-Wert	25
6.2	Die Versauerungsfront	30
6.3	Säurevorräte im Boden	32
6.4	Aktuelle Bodenversauerung und ihr Fortschreiten	36
7	Belastung und Belastbarkeit der Waldböden mit Säurebildnern und eutrophierenden Stoffen	38
8	Bodenversauerung und Grundwasser	40
9	Klimawandel und Bodenversauerung	41
10	Initiativen gegen Bodenversauerung	42
11	Maßnahmen gegen Bodenversauerung	50
11.1	Maßnahmen der Luftreinhaltung	50
11.2	Forstwirtschaftliche Maßnahmen	54
11.3	Forschungsbedarf	54
11.4	Normsetzung	55
12	Zusammenfassung	56
13	Danksagung	57

14	Literatur	58
	Verzeichnis der Abbildungen	63
	Verzeichnis der Tabellen	65
	Anhang 1: Basensättigung in Waldböden verschiedener Landschaften	66
	Anhang 2: Diagramme zur Bodenversauerung in den verschiedenen Tiefenstufen der einzelnen Landschaftseinheiten	67

1 Allgemeines

Die Versauerung gehört zu den schwerwiegenden Gefährdungen des Bodens. Von der Erdoberfläche her unsichtbar kann eine Versauerungsfront im Lauf der Zeit in tiefere Schichten wandern und irreversible Veränderungen der Bodenzusammensetzung und der Bodeneigenschaften bewirken. pH-Senkung und Basenverlust führen zu Nährstoffverlusten, Verminderung der Pufferfähigkeit gegenüber sauren Einträgen, Veränderungen des Humus, Auswirkungen auf das Bodenleben, Beeinträchtigung des Bodengefüges und schließlich zur Mobilisierung von toxischen Aluminium-Ionen und von Schwermetallen mit der Folge des Eintrags dieser Stoffe in das Grundwasser. Die im Bundes-Bodenschutzgesetz genannten Bodenfunktionen wie

- „Lebensgrundlage und Lebensraum für Menschen, Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen“
- „Bestandteil des Naturhaushalts, insbesondere mit seinen Wasser- und Nährstoffkreisläufen“
- „Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium für stoffliche Einwirkungen auf Grund der Filter-, Puffer- und Stoffumwandlungseigenschaften, insbesondere auch zum Schutz des Grundwassers“
- „Standort für die land- und forstwirtschaftliche Nutzung“

können beeinträchtigt werden.

Besonders empfindlich sind Böden mit natürlich niedriger Pufferkapazität, z.B. auf Sandsteinen, Gneisen oder Graniten. Versauerung ist in erster Linie ein Problem für die Waldböden. Landwirtschaftlich genutzte Böden sind i.d.R. nicht oder kaum von der Versauerung betroffen, weil ihr durch Düngung und Kalkung entgegengewirkt wird.

Bodenversauerung ist einerseits ein natürlicher Vorgang, der aber durch anthropogene Stoffeinträge und durch Bodennutzung verstärkt und beschleunigt wird. Eine besondere Beachtung wird der Versauerung der Böden seit den 1980-er Jahren seitens der Forstwirtschaft beigemessen, da sie ursächlich mit den Waldschäden in Verbindung gebracht worden ist. Auch von Seiten der Wasserwirtschaft wird der Bodenversauerung im Hinblick auf damit zusammenhängende Gewässer-versauerung seit langem eine gezielte Forschungsaktivität gewidmet. Das Bayerische Landesamt für Umwelt führt systematische Depositionsmessungen durch, die auch Säure- und Stickstoffeinträge erfassen. Zu erwähnen sind dabei auch Forschungsprojekte, wie z.B. „Ökosystemforschung Höglwald“ (KREUTZER et al. 1991), Arbeiten durch MATZNER und Mitarbeiter an der Universität Bayreuth oder an der Universität Göttingen durch ULRICH und Mitarbeiter.

Das Bayerische Geologische Landesamt, seit 2005 Landesamt für Umwelt, untersucht seit Anfang der 1980-er Jahre im Auftrag und mit Mitteln des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen – jetzt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz – die Böden systematisch auf pedologische und pedochemische Parameter, darunter auch solche, die für die Versauerung relevant sind. Die Ergebnisse werden im „Bodeninformationssystem Bayern“ (BIS) gespeichert, für das es einen gesetzlichen Auftrag gibt: Das Bayerische Gesetz zur Ausführung des Bundes-Bodenschutzgesetzes vom 23. Februar 1999 sieht vor: „Um die geowissenschaftlichen Grundlagen für eine nachhaltige Sicherung der Funktionen des Bodens bereitzustellen, wird beim Geologischen Landesamt ein Bodeninformationssystem geführt“. In das BIS sind vorhandene ältere Datenbestände aufgenommen worden. Mittlerweile enthält das BIS einen ansehnlichen Datenbestand, der allerdings noch regional unterschiedliche Dichte aufweist und für viele Regionen noch erheblicher Ergänzung bedarf.

In folgendem Bericht wird versucht, aus dem BIS und aus vorhandener Literatur wesentliche Ergebnisse zum Zustand und zur Empfindlichkeit und Belastbarkeit der Böden Bayerns der gegenüber Versauerung zusammenzustellen, die Gefährdung zu beschreiben, sowie Maßnahmen aufzuzeigen.

Für die statistischen Auswertungen wurde ausschließlich Datenmaterial des Bayerischen Geologischen Landesamtes, jetzt Landesamt für Umwelt, verwendet. Zum Einsatz kamen die Programme Microsoft Access 2003, Microsoft Excel 2003, ESRI ArcviewGIS 3.2a und SPSS 11.5.



Abb. 1-1: Braunerde-Podsol („Ascheboden“), saurer Boden mit gebleichten Horizonten, die an Eisen, Aluminium und Huminstoffen verarmt sind, bei Tirschenreuth/Oberpfalz.

2 Der Boden als natürliches Puffersystem

2.1 Parameter zur Charakterisierung des Bodenzustands

Ein wichtiger Parameter zur Kennzeichnung der Versauerung ist der **pH-Wert**. Mit dem pH-Wert des Bodens ist der pH-Wert der Bodenlösung gemeint, für die sich mit der festen Bodenmatrix ein chemisches Gleichgewicht einstellt. Zur Bestimmung des pH-Werts im Boden werden verschiedene Verfahren angewandt: Messung einer Bodensuspension mit Wasser, KCl- oder CaCl₂-Lösung. Für die Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) werden die pH-Werte sowohl mit Wasser, als auch mit 1-molarer KCl-Lösung bestimmt. Für vorliegende Auswertungen aus dem Bodeninformationssystem Bayern wurden ausschließlich pH (CaCl₂)-Werte verwendet. Die Ergebnisse der verschiedenen Verfahren können unterschiedlich sein. Das pH (CaCl₂)-Verfahren ergibt i.d.R. etwas niedrigere Werte.

Obwohl der pH-Wert ein wichtiger Parameter zur Beschreibung der Boden-Azidität ist, genügt er zur Beschreibung des Versauerungszustandes der Böden nicht. Wegen der Pufferreaktionen können Böden bei gleichem pH-Wert unterschiedliches **Säureneutralisationsvermögen** aufweisen. Das ist die Kapazität des Bodens, Säure bis zum Erreichen eines bestimmten pH-Wertes zu neutralisieren. Noch wichtiger als der pH-Wert ist daher die Kenntnis der **Basensättigung**. Die Basensättigung beschreibt den Anteil der Basen an der effektiven Kationen-Austausch-Kapazität in Prozent.

In der Bodenkundlichen Kartieranleitung (KA5, 2005) wird die Höhe der Basensättigung wie folgt bewertet. Dabei sind auch typische pH-Bereiche zugeordnet.

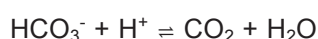
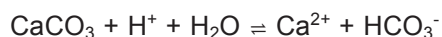
Tab. 2-1: Basensättigung und pH-Wert, (AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN 2005).

Kurzzeichen	Basensättigungsgrad		pH-Wert (CaCl ₂)
	Bezeichnung	in %	
BS1	sehr basenarm	< 5	< 3,3
BS2	basenarm	5 bis < 20	3,3 bis 3,8
BS3	mittelbasisch	20 bis < 50	3,8 bis 4,8
BS4	basenreich	50 bis < 80	4,8 bis 6,0
BS5	sehr basenreich bis basengesättigt	80 bis < 100	≥ 6,0

2.2 Die Pufferbereiche

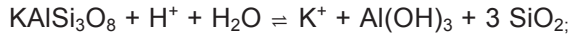
Die folgende Zusammenstellung der Pufferbereiche im Boden erfolgt nach ULRICH (1981) bzw. PRENZEL (1985).

Bei Anwesenheit von **Karbonaten** werden Säureeinträge gemäß



gepuffert. Der pH-Wert stellt sich im Kohlensäure-Karbonat-Puffersystem entsprechend dem CO₂-Partialdruck zwischen 8,6 und 6,2 ein. Der Vorgang ist irreversibel, da die Reaktionsprodukte ausgewaschen werden.

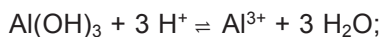
Die Gruppe der **Silikate** gehört zu den häufigsten Gesteins- und Boden-bildenden Mineralen. Bei der Verwitterung können H^+ Ionen gepuffert werden. Kalifeldspat verwittert beispielweise wie folgt:



Je nach Zusammensetzung und physikochemischen Bedingungen können sich dabei Zwischenprodukte bilden. Beispielsweise können bei der Silikatverwitterung sorptionsfähige Tonminerale entstehen, die bei Fortschreiten der Versauerung wieder zerstört werden. Die Vorgänge sind irreversibel. Die Vorräte sind zwar groß, aber die Verwitterungsvorgänge laufen sehr langsam ab, häufig im Bereich von nur $< 0,5$ bis $1,5 \text{ kmol}/(\text{ha a})$, und in allen vorkommenden pH-Bereichen. Dem Kohlesäure-Silikat-Puffersystem kommt aber im Bereich pH 6,2 bis 5 eine besondere Bedeutung zu (ULRICH 1981, 1985).

Organische Substanz, Tonminerale und einige Metalloxide verfügen über eine **Kationen-Austauschkapazität**, die einen Austausch mit H^+ -Ionen und somit eine, ggf. auch reversible Pufferung des pH-Wertes ermöglicht. Die Bestimmung der potentiellen Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot} bei neutralem pH-Wert, in cmol_c/kg) und der effektiven Kationenaustauschkapazität (KAK_{eff} beim jeweiligen pH-Wert) gehört zum Umfang routinemäßiger Bodenanalytik. Dazu gehört auch die Bestimmung der beteiligten Basen (Mg, Ca, K, Na). Wichtig ist die Kenntnis der Basensättigung. Das ist der prozentuale Anteil der austauschbaren Basen an der gesamten Kationenaustauschkapazität. Der Austausch ist über einen weiten pH-Bereich möglich, besondere Bedeutung kommt den Austauschern etwa im Bereich pH 5 bis 4,2 zu (ULRICH 1981).

Bei einem pH-Wert von 4,2 bis 3,8 schließlich wirkt der **Aluminium-Pufferbereich** nach der Reaktion:



Dabei werden toxische Aluminium-Ionen freigesetzt und können ins Grundwasser ausgewaschen werden.

Bei noch tieferen pH-Werten kommt es zur **Eisen-Pufferreaktion**:

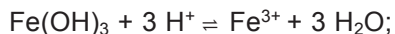


Abb. 2-1 gibt einen Überblick über die Häufigkeiten der pH-Werte von 10.486 Proben aus dem Bayerischen Bodeninformationssystem. Deutlich ist eine trimodale Verteilung erkennbar. Sie ergibt sich aus den Pufferbereichen: Karbonat um 7, Aluminium um 4 und Eisen um 3. Ein nennenswerter Anteil der Böden befindet sich im Eisen- und Aluminium- Pufferbereich. Die Darstellung zeigt, dass die Bereiche zwischen diesen drei Puffersystemen offenbar rasch durchlaufen werden. Für eine weitergehende Bewertung ist die Darstellung jedoch nicht geeignet.

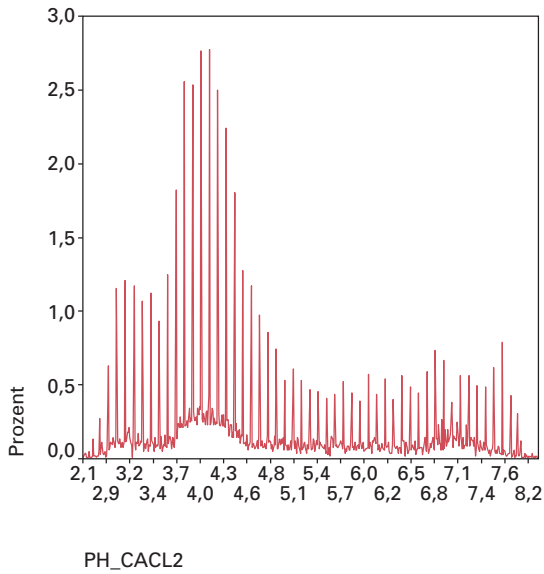


Abb. 2-1: pH-Werte, 10.486 Werte, Mineralböden, verschiedene Bodenhorizonte, verschiedene Nutzungen.

2.3 Verlauf der Versauerung

Der Verlauf der Versauerung verläuft schematisch wie in folgender Abbildung dargestellt:

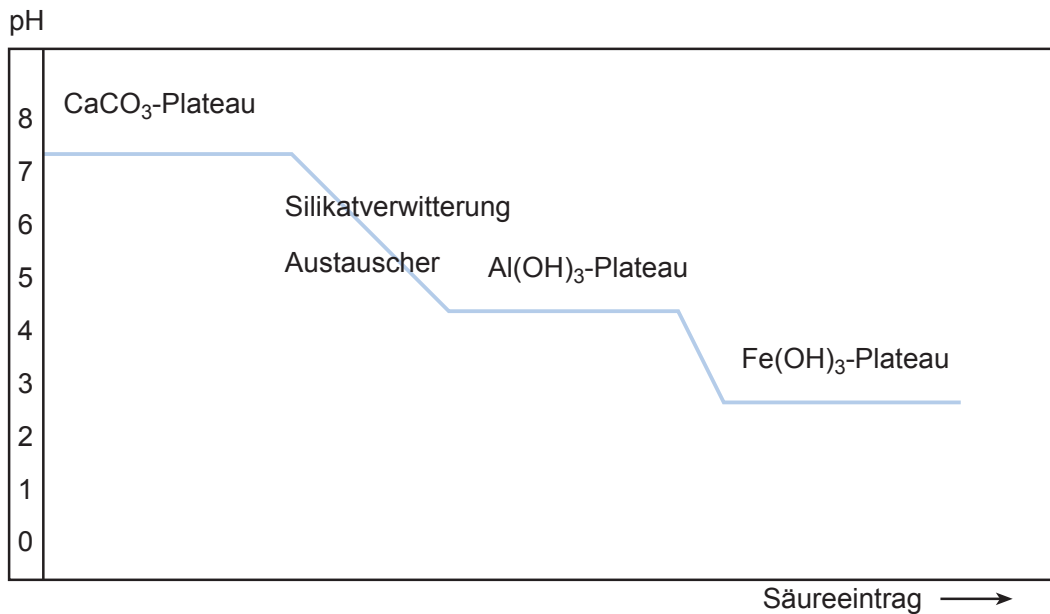


Abb. 2-2: pH-Verlauf bei der Bodenversauerung.

Solange Karbonate verfügbar sind, bleibt der pH-Wert des Bodens um den neutralen Bereich. Wenn das Karbonat aufgebraucht ist, dann ändert sich der pH-Wert nicht sprunghaft, sondern allmählich durch die Pufferwirkung der Silikatverwitterung und der Austauscher. Dieser Bereich wird rasch durchlaufen. Schließlich wird bei pH 4,2 der Aluminium-Pufferbereich erreicht, der offenbar sehr nachhaltig ist. Wenn auch er erschöpft ist, dann wird der Eisen-Pufferbereich bei pH-Werten um 3 wirksam. Aluminium- und Eisen-Pufferbereich können sich überschneiden.

2.4 Typische pH-Werte verschiedener Böden

Der pH-Wert gehört zu den wichtigen bodenbildenden Faktoren. Dabei kann er auch ein wichtiger Kennwert für den Entwicklungszustand eines Bodens sein. Die folgende Abb. 2-3 zeigt die pH-Werte einiger wichtiger Bodentypen.

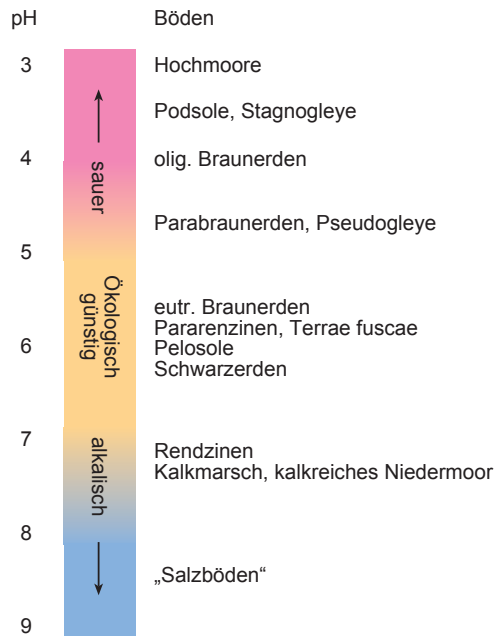


Abb. 2-3: typische pH-Werte einiger wichtiger Bodentypen.

3 Bodenversauernde Faktoren

3.1 Natürliche und anthropogene Faktoren

Kohlendioxid:

Regen hat, wenn er mit dem natürlichen Kohlendioxidgehalt der Atmosphäre im Gleichgewicht steht, einen pH-Wert von 5,6. Im Boden bildet sich im Zuge eines erhöhten CO_2 -Partialdrucks als Folge der Wurzelatmung und von Zersetzung organischer Substanz ein niedrigerer pH-Wert aus. CO_2 ist der wichtigste Faktor der Bodenversauerung für den Bereich $> \text{pH } 5$, also im Kohlensäure-Karbonat- und im Kohlensäure-Silikat-Puffersystem.

Organische Säuren:

Bei der Humifizierung entstehen organische Säuren, z.B. Humin- und Fulvosäuren. Das sind schwache Säuren mit Säurestärken bis zu pK_s 3, die zu einer natürlichen Versauerung des Bodens beitragen.

Abgabe von H^+ -Ionen durch die Pflanzenwurzeln („Basenpumpe“)

Pflanzen nehmen mit der Wurzel mehr Kationen als Anionen auf. Als Ausgleich für die Kationenaufnahme werden H^+ -Ionen an den Boden abgegeben. Eutrophierung kann erhöhte Wachstumsraten und damit vermehrten Entzug basischer Kationen bewirken.

- Abtransport des Ernteguts stellt einen Faktor der Versauerung dar, da die Kationen aus dem System entfernt werden und Protonen zurückbleiben.
- Auch eine Akkumulation von Biomasse im Auflagehumus von Waldböden bedeutet einen Versauerungsfaktor für den darunter liegenden Mineralboden.

Auf landwirtschaftlich genutzten Böden kann der Verlust über die Düngung wieder ausgeglichen werden. Im Wald ist die Düngung wegen komplexer Zusammenhänge problematisch. Vor einer modernen, auf Nachhaltigkeit ausgerichteten Forstwirtschaft haben nach ULRICH (1986) Rodung und Beweidung wahrscheinlich schon seit der Jungsteinzeit immer wieder Phasen von Bodenversauerung ausgelöst.

ULRICH (1986) geht von einer H^+ -Produktion durch Zuwachs von 0,3 bis 1,3 kmol pro Jahr und Hektar aus.

Aus LfU Baden-Württemberg (1997) sind folgende Zahlen zu entnehmen:

Tab. 3-1: Mittlerer jährlicher Kationenüberschuss, (LfU Baden-Württemberg 1997a).

Pflanzenart	Pflanzenteil	Kationenüberschuss kmol/ha*a
Buche	gesamte Biomasse	0,2-0,7
	Holz und Rinde	0,1-0,3
Fichte	gesamte Biomasse	0,4-1,3
	Holz und Rinde	0,2-0,5
Jungbestand	gesamte Biomasse	5

Der Zuwachs, insbesondere in Jungbeständen, kann also einen wesentlichen Anteil am gesamten Säureeintrag in den Boden betragen.

Andererseits nehmen Bäume Stickstoff aus der Deposition auf, der ebenfalls mit der Ernte dem System entzogen wird. Eine nachhaltige Waldbewirtschaftung wird sich an der nachschaffenden Kraft des Bodens, d. h. an der möglichen Nachlieferung von Pufferkapazität durch Verwitterung orientie-

ren.

Für landwirtschaftliche Nutzpflanzen nennt LfU Baden-Württemberg folgende Werte:

Tab. 3-2: Mittlerer jährlicher Kationenüberschuss, (LfU Baden-Württemberg 1997a).

Pflanzenart	Pflanzenteil	Ertrag dt TrS/ha	Kationenüberschuss kmol/ha*a
Winterweizen	Korn	50	0,05-0,2
	Stroh	50	1,8-2,3
Zuckerrüben	Rüben	100	3,0
	Blatt	70	15,0
Wiese, 1. Schnitt		30	2,3
Rotklee		60	7,8

Mineralisierung von Humus, Nitratauswaschung

Der größte Teil des Stickstoffs im Boden ist im Humuskörper organisch gebunden. Beim Abbau von Humus werden u. a. anorganische Stickstoffverbindungen gebildet. Durch Ammonifizierung entsteht über die Tätigkeit von Bakterien NH_4^+ , was durch anschließende Nitrifizierung, ebenfalls über Bakterien, zu NO_3^- oxidiert werden kann. Wenn das Nitrat nicht wieder von einer Pflanze aufgenommen, sondern zusammen mit einem Kation ausgewaschen wird, gibt es eine versauernde Wirkung. Feucht-warme Witterungsperioden, die zu verstärktem Humusabbau führen, können versauernd wirken, wenn mehr Stickstoff freigesetzt wird, als dem Pflanzenbedarf entspricht. Auch Sturmschäden oder Kahlschlag im Forst können Humusschwund zur Folge haben, weil dann die schützende Wirkung des Schattens fehlt. Die Rate möglicher H^+ -Produktion durch Stickstoff-Vorratsverbrauch gibt ULRICH (1986) mit 0-3 kmol pro Jahr und Hektar an. Versauernde Wirkung hat auch die Auswaschung anderer Säure-Anionen.

Oxidation von Sulfiden

Enthält das Ausgangsgestein des Bodens Metallsulfide, so entsteht bei deren Oxidation Sulfat, d. h. ein starker Säurebildner.

Eintrag saurer Niederschläge, Eutrophierung,

Die natürliche Bodenversauerung wird durch den Eintrag anthropogener Säurebildner über den Niederschlag verstärkt und beschleunigt. Schwefeldioxid und Stickstoffoxide sind Säurebildner, die mit ihrer hohen Säurestärke auch im niedrigen pH-Bereich noch voll wirksam sind. Werden über atmosphärischen Niederschlag mehr Stickstoffverbindungen eingetragen, als dem Bedarf der Pflanzen entspricht (Eutrophierung), dann führt das letztlich auch zu Nitratauswaschung und damit zu Versauerung.

Das Schwefeldioxid stammt hauptsächlich aus der Verbrennung von fossilen Energieträgern (Kohle und Erdöl). Abb. 3-1 zeigt die Höhe des Säureeintrags in Bayern. Die Angaben können allerdings nur die gemessenen Beträge wiedergeben. Nicht berücksichtigt ist dabei die „feuchte Deposition“ aus Nebeltröpfchen.

In Waldbeständen ist die Deposition wegen der Interzeption höher als im Freiland. Nadelbäume kämten mehr Luftschadstoffe aus als winterkahle Laubbäume.

Der größte Teil des Schwefeldioxids kommt aus der Industrie, für die Stickstoffoxide ist hauptsächlich der Straßenverkehr verantwortlich. Es tragen aber auch Kraftwerke und Haushalte zu den Emissionen bei (siehe auch Abb. 11-1 und 11-2). Hinzu kommt Ammonium, das im Boden nitrifiziert werden kann. Es stammt zu 90 % aus der Landwirtschaft und hier wiederum überwiegend aus

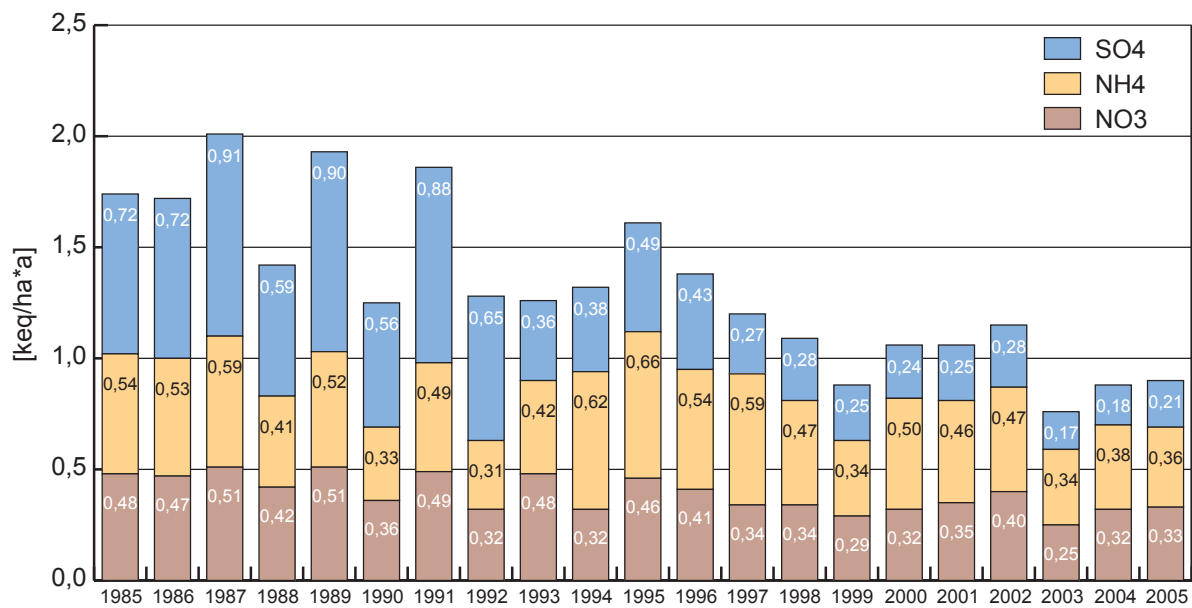


Abb. 3-1: Zeitreihen der Säureinträge, Depositionsmessnetz des BayLfU.

der Rinderhaltung (BayStMELF 1995). KÖHLER (2002) beschreibt anhand von Untersuchungen auf dem Depositionsmessnetz des Bayerischen Landesamtes für Umwelt, dass die Ammonium-Einträge standortabhängig stark variieren. Vor allem an Standorten, deren Umgebung landwirtschaftlich genutzt wird, treten hohe Schwankungen auf.

Ein zusätzliches Problem ergibt sich aus der Tatsache, dass gerade in Gebieten mit schlechter natürlicher Pufferkapazität der Böden, z.B. im nordostbayerischen Grundgebirge erhöhte Säure-Depositionen zu verzeichnen sind, siehe Abb. 3-2. Atmosphärische Deposition von Säurebildnern ist der Hauptfaktor der aktuellen Bodenversauerung.

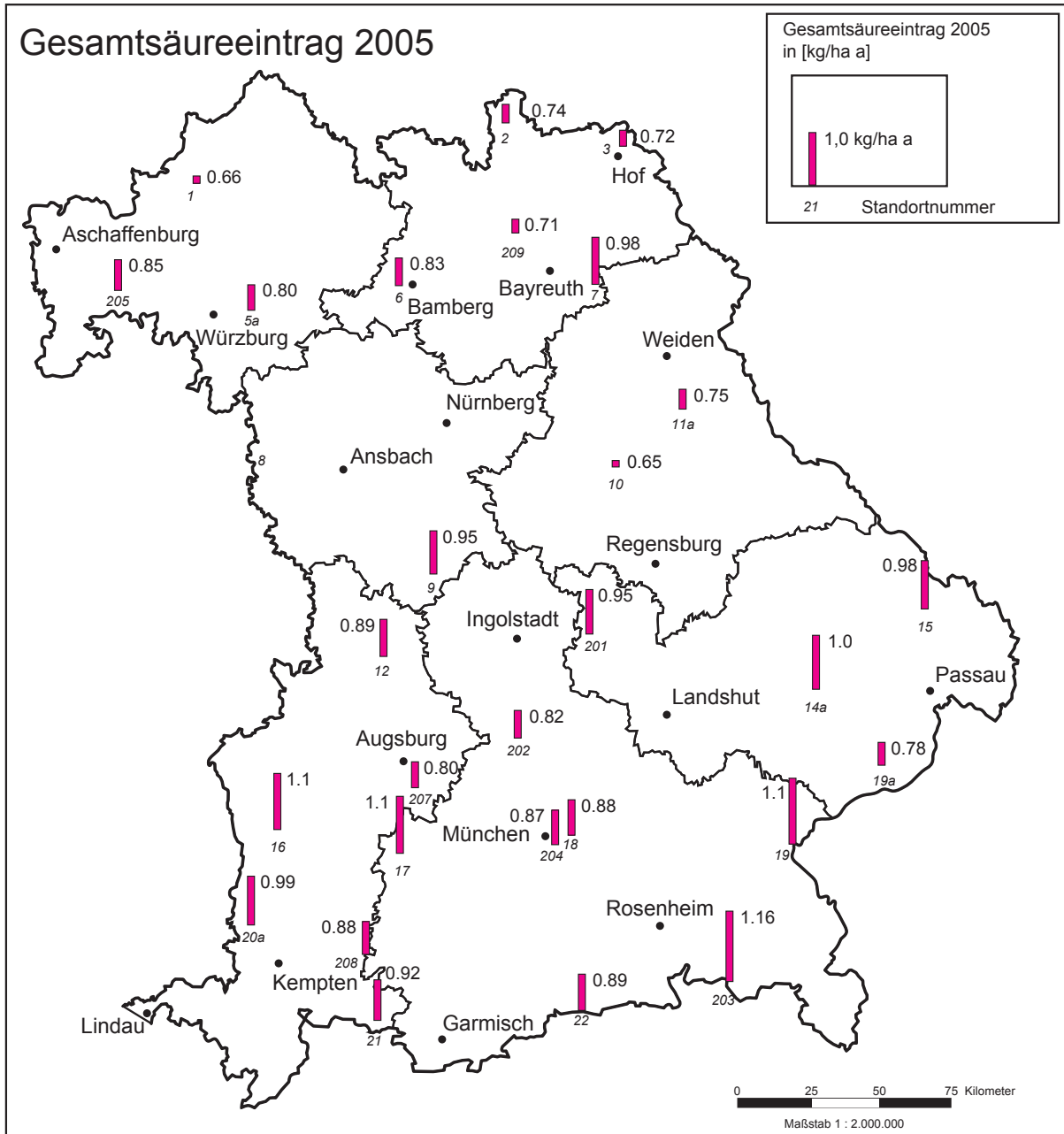
Anthropogene Faktoren der Bodenversauerung

Aus o. g. Aufzählung von Ursachen lässt sich der (mögliche) anthropogene Anteil wie folgt zusammenfassen:

- Luftschadstoffe:
 - Deposition saurer und eutrophierender Niederschläge (SO₂, NO_x, NH₃);
Ursache: Emissionen, hauptsächlich aus Verkehr, Industrie, Landwirtschaft und Siedlungswesen.
- Waldbewirtschaftung:
 - Holzernte, wenn sie in ihrer Intensität nicht nachhaltig standortgerecht vorgenommen wird, z.B. in einem Ausmaß, welches auf bereits stark sauren Böden das geringe Nährstoffpotential schmälert (z.B. Vollbaumnutzung auf basenarmem Buntsandstein)
 - Erhöhter Zuwachs im Forst als Folge von Eutrophierung
 - Kahlschlag im Forst mit anschließender Mineralisierung von Humus
 - Anlage von Versauerungsbegünstigenden Nadel-Reinbeständen.

Besonders versauert sind Böden, wie in Kapitel 5 gezeigt, bei forstlicher Nutzung und zwar

- aus basenarmem Substrat (Granit, Gneis, Sandstein, Flug- und Terrassensande, usw.)
- bei hohen Niederschlagsraten/Sickerwasserraten
- bei hohem Eintrag von Säure und eutrophierenden Stoffen aus der Atmosphäre



Depositionsmessnetz

- | | |
|----------------------------------|--------------------------------|
| 1 NSG Feuerbachmoor | 12 Markt Kaisheim |
| 2 Ludwigsstadt | 14a Neusling |
| 3 Feilitzsch | 15 Sankt Oswald-Riedlhütte |
| 5a Seligenstadt | 16 Breitenenthal Lkr. Günzburg |
| 6 Hallstadt | 17 Prittriching |
| 7 Sophientaler Forst | 18 Aschheim |
| 8 Rothenburg o. d. Tauber | 19 Altötting |
| 9 NSG Niederhofen | 19a Reith |
| 10 Ens Dorf Lkr. Amberg-Sulzbach | 20a Lautrach |
| 11a Waldmünchen | 21 Bannwaldsee |
| | 22 Kreuth |

DBS

- 201 Eining
- 202 Scheyern
- 203 Grassau
- 204 München
- 205 Weibersbrunn
- 207 Augsburg
- 208 Bidingen
- 209 Kulmbach

Stand: Oktober 2006
LfU - Ref. 16

Abb. 3-2: Gesamtsäureeintrag 2005, Depositionsmessnetz des BayLfU.

- mit hohem Alter
- bei geringem Relief, (am Hang kann die Erosion nachschaffende Kraft freisetzen)
- bei historischer Übernutzung der Wälder.

3.2 Hintergründe anthropogener Ursachen der Bodenversauerung

Die Hintergründe der genannten anthropogenen Ursachen haben eine starke soziologische Komponente. In der Vergangenheit war die Übernutzung der Wälder ein maßgebender versauernder Faktor für die Waldböden. Zur Holzernte kam die landwirtschaftliche Nutzung als Waldweide hinzu. Holz war früher neben dem Einsatz von Nutztieren der wesentliche Energieträger. Es war gleichermaßen von wirtschaftlicher, wie von politischer Bedeutung. Die Wälder lieferten die Möglichkeit zur Verhüttung von Eisen, für die Herstellung von Glas oder für das Sieden von Salz. Der Begründer der modernen Geologie in Bayern, Matthias von Flurl, erwähnt im Jahr 1792 „überhandnehmenden Holzangel“ und schreibt „... es beruht also bloß darauf, dass die Vorurteile über die Steinkohlenfeuerung allmählich abgelegt und dieses gewiss nützliche Fossil nicht ungenutzt gelassen werde.“ Hatte die Übernutzung der Wälder „Altlasten“ im Boden in Form von mobilisierbaren Säurevorräten hinterlassen (siehe Kapitel 6.3), so kamen aber durch die Verwendung von Kohle weitere Belastungen durch Schwefeldioxid und Stickstoffoxide hinzu. Im Industriezeitalter, etwa ab 1800 erreichte der Energieverbrauch durch die Verbrennung fossiler Energieträger global eine neue Dimension.

Die Höhe der Emission von Säurebildnern, die heute den Boden belasten, ist von vielen Parametern abhängig, z.B.:

- Vom Verbrauch an fossilen Energieträgern
- Von gesetzlichen Vorgaben
- Von der Bevölkerungsdichte
- Von den technischen Möglichkeiten der Energieeinsparung
- Von den technischen Möglichkeiten der Abgasreinigung; im Verkehrswesen steht der Verbesserung ein erhöhtes Verkehrsaufkommen gegenüber
- Von den Bewirtschaftungsmethoden in der Landwirtschaft
- Vom Lebensstil und der Mobilität der Menschen – nicht nur bei uns, sondern weltweit.

Zu letzterem hat der Wissenschaftliche Beirat der Bundesregierung „Globale Umweltveränderungen“ eine Studie vorgelegt (REUSSWIG et al. 2003). Dort werden z.B. lebensstilbedingte und andere Emissionen nach Ländertypen quantifiziert. Heute werden Energieverbrauch und damit zusammenhängende Emissionen gerade auch wegen ihrer Dimension für das Klima diskutiert. Die Notwendigkeit des Energiesparens ist evident. Der Schutz des Bodens profitiert dabei im „Windschatten“.

4 Zur Empfindlichkeit und Belastbarkeit der Böden Bayerns gegenüber der Versauerung

WITTMANN (1993) beschreibt die Empfindlichkeit von Böden als die natürliche Disposition gegenüber den verschiedenen Belastungen. Sie wird allein von Geofaktoren wie Boden, Gestein, Relief oder Klima bestimmt. Die Empfindlichkeit ist, bezogen auf einen bestimmten Zustand, z.B. einen bestimmten Grad der Versauerung, eine Geokonstante. Die Belastbarkeit beschreibt WITTMANN als die hinnehmbare Wert- oder Funktionsminderung des Geosystems. Damit wird ein Bezug zu Richt- oder Grenzwerten hergestellt.

Für die Versauerung ergibt sich die Empfindlichkeit der Böden insbesondere aus folgenden Parametern: Karbonatgehalt, Kationenaustauschkapazität, Basensättigung, pH-Wert. Wichtige Bodeneigenschaften sind dabei auch: Korngrößen, Tongehalt, Humusgehalt, pH-Wert, Lagerungsdichte, Durchlässigkeit, Redox-Verhältnisse, Grundwasserverhältnisse. Viele dieser Eigenschaften sind von der Bodenart abhängig, die deswegen für die Empfindlichkeit eines Bodens von besonderer Bedeutung ist. In Bayern hat sich bei dem vielseitigen geologischen Aufbau, den unterschiedlichen klimatischen Verhältnissen sowie der abwechslungsreichen Morphologie eine Vielfalt von verschiedenen Böden mit unterschiedlichen Eigenschaften entwickelt.

Ein einfaches Modell, mit dem rasch eine grobe Aussage zur Versauerungsempfindlichkeit von Böden getroffen werden kann, ist vorgestellt in „Das Schutzgut Boden in der Planung“, herausgegeben vom Bayerischen Geologischen Landesamt und dem Bayerischen Landesamt für Umweltschutz im Jahr 2003. Abb. 4-1 zeigt das Flussdiagramm für die Methode.

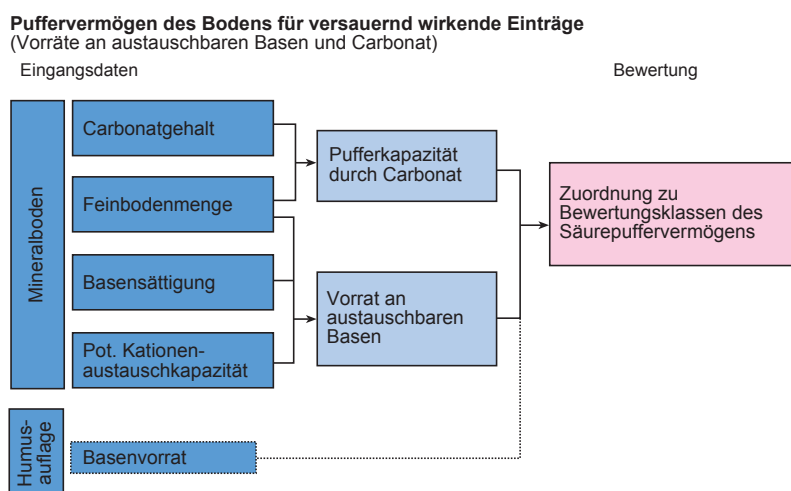


Abb. 4-1: Schema der Bewertung des Puffervermögens, (AUSSENDORF et al. 2003).

Die Bewertung geschieht in fünf Wertklassen mittels der Abschätzung des Zeitraums bis zum Verbrauch des austauschbaren Basenvorrats unter realistischen Immissionsbedingungen, siehe Tab. 4-1. In empfindlichen Böden beträgt demnach dieser Zeitraum nur < 50 bis < 150 Jahre, also sehr

Tab. 4-1: Bewertung der Pufferkapazität, (AUSSENDORF et al. 2003).

Pufferkapazität (mol _c /m ²)	<10	10 – < 30	30 – < 100	100 – < 300	>= 300
Bewertung der Pufferkapazität	sehr gering	gering	mittel	hoch	sehr hoch
Wertklasse	1	2	3	4	5
grobe Abschätzung des Zeitraums in Jahren bis zum Verbrauch des Basevorrates *	< 50	< 150	< 500	< 1500	> 1500

* bei einer angenommenen Säuredeposition von 2 kmol H⁺/ha-a und Vernachlässigung der Silikatverwitterung.

kurze Zeitspannen. Die Methode berücksichtigt nicht die Nachlieferung von Pufferkapazität durch Gesteinsverwitterung.

Die Nachlieferung durch Gesteinsverwitterung, ebenso das Protonendepositionsrisiko, in die Exposition, Waldbestandsart und die Zahl jährlicher Nebeltage eingehen, sind bei der Methode berücksichtigt, wie sie in der „Methodendokumentation Bodenkunde“, HENNINGS (2000), publiziert ist, siehe folgende Abbildung.

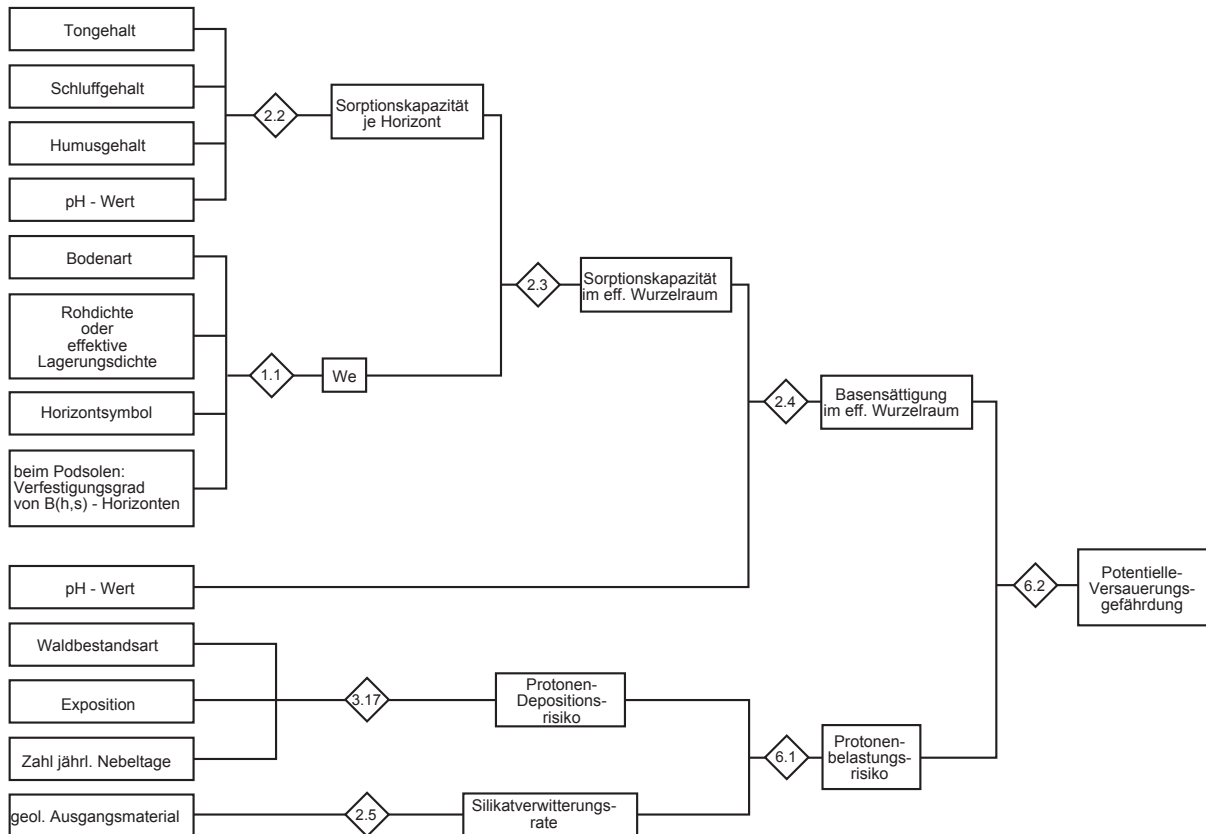


Abb. 4-2: Potentielle Versauerungsgefährdung nach „Methodendokumentation Bodenkunde“, (HENNINGS, 2000).

Langfristig gesehen ist die Gesteinsverwitterung und damit die nachhaltig mögliche Nachlieferung von Pufferkapazität maßgeblich für die Beurteilung der Versauerungsempfindlichkeit und der Belastbarkeit von Böden gegenüber Säureeintrag. Diese Nachlieferung ist für verschiedene Gesteine sehr unterschiedlich. In Bodenlandschaften, die von Karbonatgesteinen aufgebaut sind, ist die Pufferkapazität praktisch unerschöpflich, wenngleich es auch hier zur Entkalkung und Versauerung von Oberböden kommt.

Für die Nachlieferung durch Silikatverwitterung gibt die „Methodendokumentation Bodenkunde“ Werte an, siehe Tab. 4-2. Demnach sind Gesteine mit Nachlieferungsraten von weniger als 0,5 kmol pro Hektar und Jahr in Sand- und Sandsteinlandschaften weit verbreitet. Ein Großteil des nordostbayerischen kristallinen Grundgebirges weist Raten von nur 0,5 bis 1,5 kmol pro Hektar und Jahr auf.

Tab. 4-2: Kennwerte zur Silikatverwitterungsrate nach „Methodendokumentation Bodenkunde“, (HENNING 1994).

Geologisches Ausgangsmaterial	Kurz-Zeichen	Silikatverwitterungsrate
Sand, Schluff, Lehm, Ton		1
Kies, Steine		1
Sandstein	Sst	1
Schluffstein	Ust	1
Tonstein	Tst	1
Mergelstein	Mst	3
Tonmergelstein	TMst	2
Kalkmergelstein	KMst	4
Sandmergelstein	SMst	2
Kalkstein	Kst	4
Dolomitstein	Dst	4
Gipsstein	Yst	4
Granit	Gt	2
Basalt	Ba	3
Diabas	Di	3
Diorit	Dr	2
Gabbro	Gb	3
Trachyt	Tr	2
Quarzit	Qu	1
Orthogneis	Gn	2
Grünschiefer	Cg	1
Quarzitschiefer	Cq	1
Glimmerschiefer	Gl	1
Tonschiefer	Ts	1

Anmerkungen: Der Klasseneinteilung liegt folgende angenommene jährliche Silikatverwitterungsrate zugrunde:

Klasse 1:	< 0,5	$\text{kmol ha}^{-1} \text{a}^{-1}$
Klasse 2:	0,5 - 1,5	$\text{kmol ha}^{-1} \text{a}^{-1}$
Klasse 3:	1,5 - 2,0	$\text{kmol ha}^{-1} \text{a}^{-1}$
Klasse 4:	2,0 - 5,0	$\text{kmol ha}^{-1} \text{a}^{-1}$

Weitere Kennwerte für die Silikatverwitterungsraten sind bei MALESSA & MÜLLER (2001) aufgeführt, siehe Tab. 4-3.

Von den Größenordnungen her sind die Werte verschiedener Autoren vergleichbar.

Tab. 4-3: Vergleich berechneter Silikatverwitterungsraten mit Literaturwerten (MALESSA & MÜLLER 2001).

Werte in $\text{kmol}_c \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ für 1 m Bodentiefe						
Berechnet mit Profil			Beispielgesteine		Quelle	
Gruppe1A	0,05	$\pm 0,03$	Preistozäne Sande	0,10	$\pm 0,10$	MALESSA 1997
Gruppe1B	0,06	$\pm 0,03$	Sandsteine	0,10	$\pm 0,05$	MALESSA 1997
Gruppe1C	0,06	$\pm 0,03$	Quarzit, Kieselschiefer	<0,2	k.A.	BLFW 1997

Werte in $\text{kmol}_c \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ für 1 m Bodentiefe						
Berechnet mit Profil	Beispielgesteine			Quelle		
Gruppe2	0,7	±0,3	Buntsandsteinton	0,50	k.A.	BLFW 1997
Gruppe3	0,2	±0,1	Geschiebelehm	0,40	±0,20	MALESSA 1997
Gruppe7	0,4	±0,2	Grauwacken	0,20	±0,10	MALESSA 1997
Gruppe8	0,2	±0,1	Mittl. Buntsandstein	0,20	±0,10	MALESSA 1997
Gruppe9	0,8	±0,4	Tonschiefer	0,40	±0,20	MALESSA 1997
Gruppe10	0,7	±0,4	Granit	0,70	±0,40	MALESSA 1997
Gruppe11	0,6	±0,3	Rhyolith	0,60	±0,30	MALESSA 1997
Gruppe12	0,9	±0,4	Granodiorit	1,00	±0,50	MALESSA 1997
Gruppe13	0,9	±0,3	Dazit	k.A.	k.A.	
Gruppe14	1,1	±0,6	Syenit	k.A.	k.A.	
Gruppe15	1,2	±0,5	Diorit	k.A.	k.A.	
Gruppe16	1,3	±0,6	Andesit	1,30	±0,80	MALESSA 1997
Gruppe17	0,9	±0,4	Trachyt	0,75	±0,25	LENZ 1991
Gruppe18	0,9	±0,5	Phonolith	k.A.	k.A.	
Gruppe19	0,8	±0,4	Tholeiit	k.A.	k.A.	
Gruppe20	1,2	±0,5	Basalt	1,70	±1,00	MALESSA 1997
Gruppe21	1,3	±0,6	Gabbro	1,50	±0,90	MALESSA 1997
Gruppe22	1,1	±0,5	Diabase	1,00	k.A.	MALESSA 1997
Gruppe23	2,0	±0,5	Pikrit	1,25	±0,25	LENZ 1991
Gruppe24	0,6	±0,2	Ignimbrit	0,85	k.A.	DULTZ 1993
Gruppe25	0,7	±0,3	Gneis	0,50	k.A.	SCHÖLLMANN & LENZ 1998
Gruppe26	0,5	±0,2	Phyllit	0,50	k.A.	SCHÖLLMANN & LENZ 1998
Gruppe27	0,8	±0,4	Glimmerschiefer	0,25	±0,25	LENZ 1991

Zu den Basiswerten der Tabelle sind je nach Bodenart Zu- oder Abschläge vorzunehmen. Bei sandigen Böden sind es Abschläge, bei tonigen Böden Zuschläge. Die Werte sind Bestandteil des Modells „Acid Progress“. Das ist ein prozessorientiertes Bilanzmodell zur Prognose der Boden- und Gewässerversauerung.

Die Silikatverwitterungsraten sind wichtig für die Ableitung von **Critical Loads** als Konzept zur Beurteilung der Empfindlichkeit der Ökosysteme gegenüber Stoffeinträgen: Critical Loads sind im Rahmen des Luftreinhalteabkommen der UN-Wirtschaftskommission (UNECE) entwickelt worden (NAGEL & GREGOR 1999, zit. In GAUGER, KÖBLE & ANSHELM 2000). Unter „Critical Loads“ werden quantitative Abschätzungen von Luftschadstoffdepositionen verstanden, bei deren Unterschreitung nach derzeitigem Kenntnisstand signifikant schädliche Effekte an Ökosystemen und Teilen davon nicht zu erwarten sind (SRU 1994). U.a. sind Critical Loads für Säureeinträge entwickelt worden und zwar für verschiedene Rezeptoren, wie Laubwälder, Nadelwälder, natürliches Grünland, Heiden, usw.

Die komplexe Berechnungsformel soll hier nicht wiedergegeben werden, sie geht aber auf einen einfachen Ansatz zurück:

Critical loads (Säure) =
Verwitterungsrate (Freisetzung basischer Kationen)
Minus Aufnahme basischer Kationen durch die Vegetation
Plus Stickstoff-Immobilisierung
Plus Stickstoff-Aufnahme durch die Vegetation
Plus Stickstoff-Denitrifikationsrate
Minus Austrag von Säureneutralisationskapazität der Bodenlösung
[eq/ha*a]

Das Konzept der Critical Loads für Säure-Einträge berücksichtigt also zunächst die Basen-Nachlieferung durch Verwitterung und darüber hinaus weitere ökologische Gegebenheiten. Die folgende Abb. 4-3 zeigt die Critical Loads (Säure) für die Rezeptoren „Wälder und naturnahe Ökosysteme“, d. h. für die Flächen, die für die aktuelle Bodenversauerung relevant sind.

Die Lage der empfindlichen und damit gefährdeten Flächen ist ersichtlich: Vor allem in Nordostbayern, aber auch in den Sand- und Sandstein-Landschaften Nordwestbayerns und in Teilen Südbayerns. Der Abbildung entsprechend verfügen 9 % der Gesamtfläche Bayerns über eine Säure-Eintragsempfindlichkeit von < 500 eq/ha*a (in Schwefel-Einheiten) und weitere 44 % über eine Empfindlichkeit von 500 bis 1000 eq/ha*a.

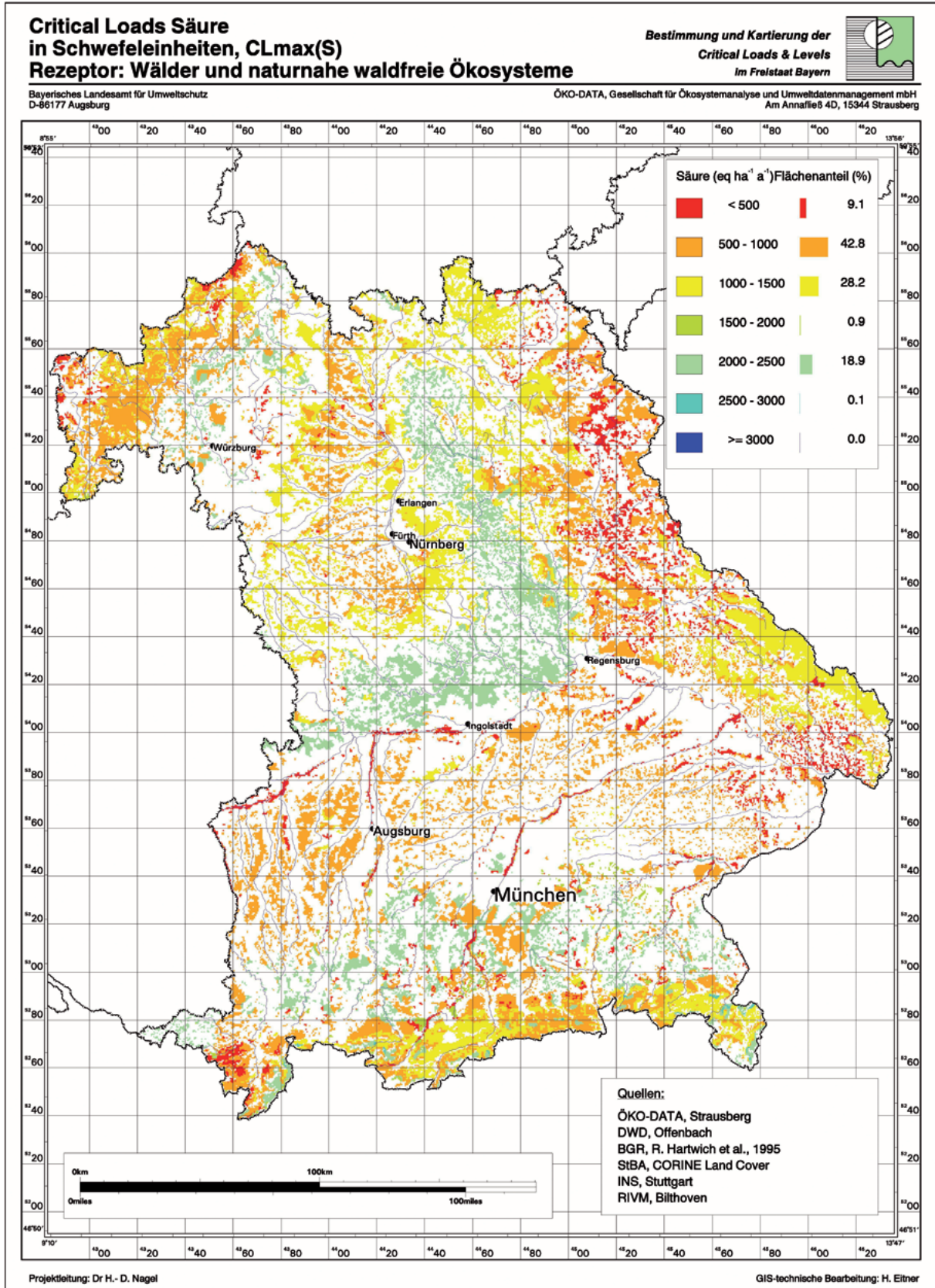


Abb. 4-3: Critical Loads für Wälder und naturnahe Ökosysteme.

Die Abb. 4-4 gibt einen Überblick darüber, welche Bodentypen besonders von starker Versauerung betroffen sind. In der Gruppe mit weniger als 5 % Basensättigung befinden sich erwartungsgemäß viele Podsole oder podsolierte Böden, aber ebenso viele Braunerden. Bodentypen mit einer Häufigkeit von unter 1 % sind unter „Andere“ zusammengefasst.

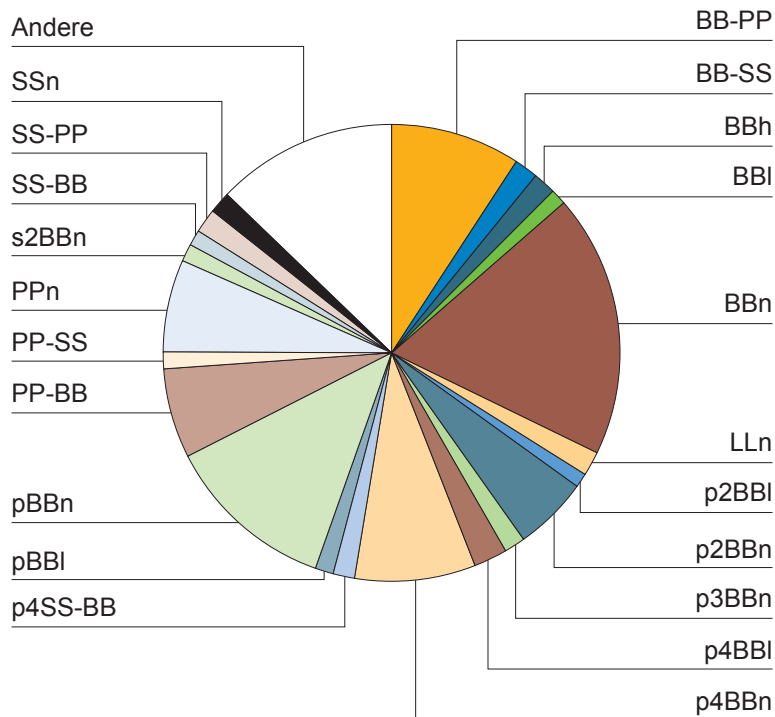


Abb. 4-4: Bodentypen in der Gruppe < 5 % Basensättigung, N = 574, Abkürzungen entsprechend Bodenkundlicher Kartieranleitung, (AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN 1994).

5 Bodennutzung und -versauerung

Die folgenden Abb. 5-1 bis 5-4 befassen sich mit dem Zusammenhang zwischen Bodennutzung und -Versauerung.

Sowohl die Verteilung der pH-Werte, als auch der Basensättigung für die verschiedenen Nutzungsarten zeigen, dass landwirtschaftlich genutzten Böden nicht, bzw. kaum versauert sind. Bei Ödland und Brachflächen tritt eine Versauerung nur in sehr begrenztem Umfang auf. Landwirtschaftlich genutzte Flächen sind deswegen nicht oder kaum von der Versauerung betroffen, weil ihr durch Kalkung und Düngung entgegen gewirkt wird. Bodenversauerung ist vor allem ein Problem für forstlich genutzte Böden. Im Forst liegen sowohl die pH-Werte, als auch die Basensättigungen deutlich niedriger. Bei den Diagrammen ist zu beachten, dass in den Boxplots Bodenhorizonte verschiedener Tiefen, also auch des wenig von der Oberfläche her beeinflussten Ausgangsgesteins erfasst sind.

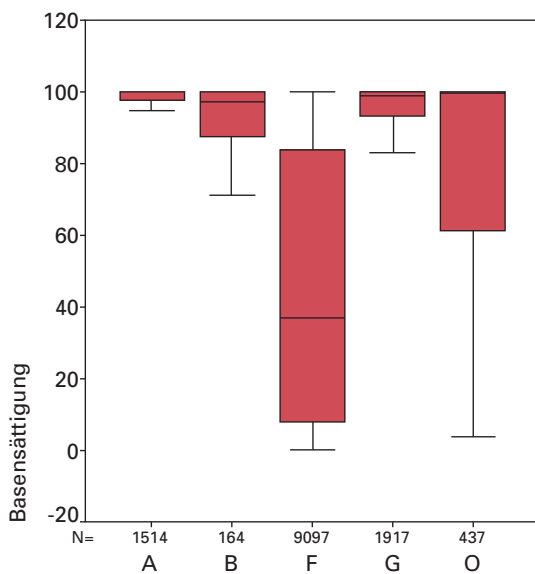


Abb. 5-1: Basensättigung in Böden, verschiedene Nutzungen, verschiedene Tiefen und Horizonte, alle Landschaftseinheiten, Boxplot, 25- und 75- Quartile, Median, Extremwerte eliminiert.

A = Acker
 B = Brachfläche
 F = Forst
 G = Grünland
 O = Ödland

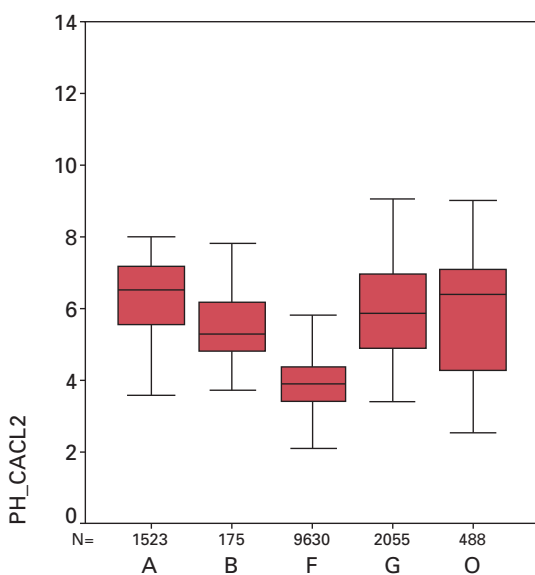


Abb. 5-2: pH-Werte in Böden, verschiedene Nutzungen, verschiedene Tiefen und Horizonte, alle Landschaftseinheiten, Boxplot, 25- und 75- Quartile, Median, Extremwerte eliminiert.

A = Acker
 B = Brachfläche
 F = Forst
 G = Grünland
 O = Ödland

Nach forstlichen Nutzungen aufgegliedert ergibt sich folgendes Bild (Abb. 5-3 und 5-4). Die Medianwerte der Basensättigung und der pH-Werte liegen im Nadelwald am niedrigsten, gefolgt vom Mischwald und vom Laubwald.

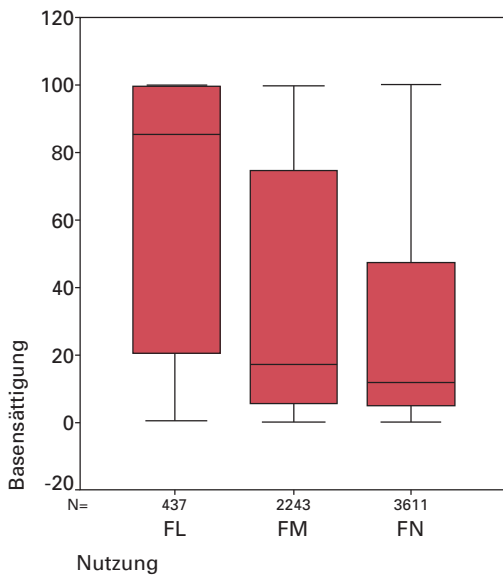


Abb. 5-3: Basensättigung, Forst, Mineralböden, verschiedene Horizonte und Tiefen, alle Landschaftseinheiten, Extremwerte eliminiert.
 FL = Laubwald
 FM = Mischwald
 FN = Nadelwald

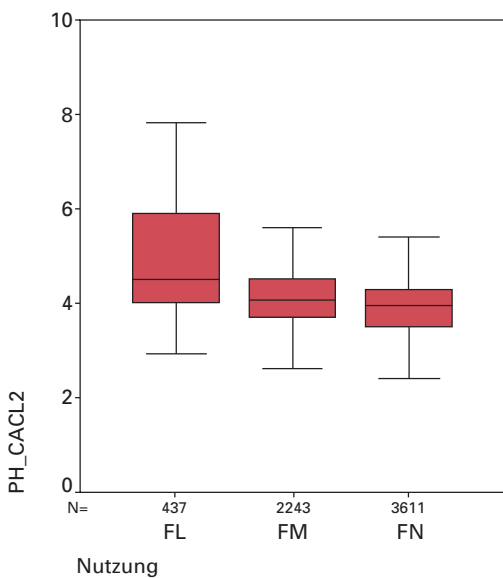


Abb. 5-4: pH-Werte, Forst, Mineralböden, alle Landschaftseinheiten, Extremwerte eliminiert.
 FL = Laubwald
 FM = Mischwald
 FN = Nadelwald

Dass Böden unter Nadelwald besonders von der Versauerung betroffen sind, hat mehrere Ursachen:

- Interzeption: Nadelbäume kämmen aus der Luft mehr Schadstoffe aus, als (winterkahle) Laubbäume.
- Nadelwald (insbesondere Fichtenmonokulturen) erzeugt geringere pH-Werte im Oberboden als Misch- oder gar Laubwälder (ISERMANN 1983)
- Fichten nehmen Ammoniumstickstoff aus dem Boden auf, was zur Abgabe von Protonen aus der Wurzel führt
- als Flachwurzler sind Fichten nur eingeschränkt in der Lage, Stickstoff aus tieferen Bodenschichten aufzunehmen
- Dabei ist umgekehrt zu beachten, dass säuretolerante Nadelbäume gezielt auf sauren Standorten eingesetzt wurden.

6 Zum Versauerungszustand der Böden in den verschiedenen Regionen Bayerns

6.1 Basensättigung und pH-Wert

Die unterschiedlichen geologischen, morphologischen und klimatischen Bedingungen in der Fläche Bayerns machen eine regionale Betrachtung notwendig. Für die Abbildung 6-1 sind Standorte mit sehr niedrigen Basensättigungen < 5 % selektiert und in Abb. 6-2 solche mit pH-Werten < 3, also in beiden Fällen mit extrem sauren Bedingungen.

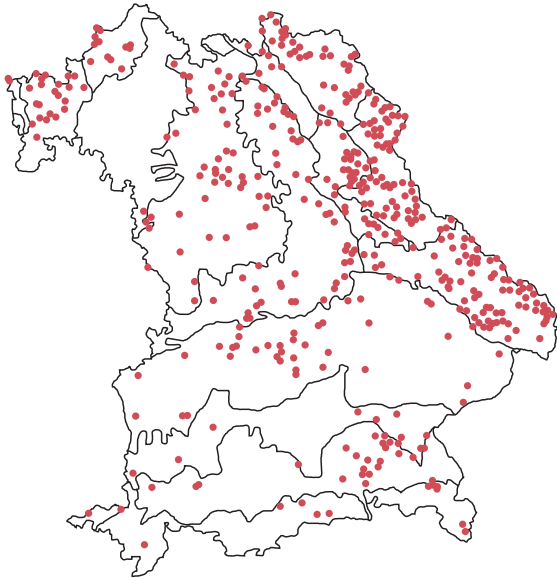


Abb. 6-1: Basensättigungen unter 5 %, Mineralböden, verschiedene Nutzungen, Tiefen und Bodenhorizonte.

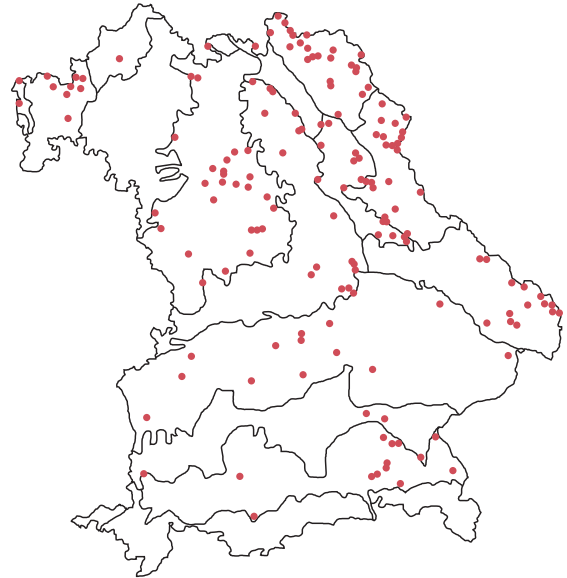


Abb. 6-2: pH-Werte < 3, Mineralböden, verschiedene Nutzungen, Tiefen und Bodenhorizonte.

Überwiegend sind Gebiete mit kristallinen Gesteinen betroffen, also das nordostbayerische Grundgebirge sowie Sandstein-Landschaften wie der Spessart und andere. Es finden sich aber auch Standorte in der Jungmoränen-Landschaft darunter, hierzu ist zu bemerken, dass die



Abb. 6-3: Basensättigung < 5 %, Bodentiefe > 30 cm.



Abb. 6-4: pH < 3, Bodentiefe > 30 cm.



Abb. 6-5: Basensättigung < 5 %, Bodentiefe > 60 cm.



Abb. 6-6: Basensättigung < 5 %, Bodentiefe > 90 cm.

Ablagerungen des Inn-Chiemsee-Gletschers verhältnismäßig hohe Kristallin-Anteile aufweisen. Für die Abb. 6-3 bis 6-6 wurde die Selektion auf den Unterboden reduziert. pH-Werte kleiner als 3 kommen, der Abb. 6-4 entsprechend, ab einer Tiefe von 30 cm kaum mehr vor. Die Abbildungen zeigen außerdem, dass extrem niedrige Basensättigungen in den meisten Regionen ebenfalls überwiegend in den oberen Bodenbereichen vorkommen. In Tiefen unter 90 cm zeigen die vorliegenden Werte extrem schlecht basenversorgte Böden fast nur im nordostbayerischen Grundgebirge. Untersuchungen seitens der Wasserwirtschaft haben allerdings auch im Spessart tiefreichende Versauerungen nachweisen können (Bay LfW 2004). Auch die Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft hat im Spessart tiefreichende Versauerung festgestellt (BayLWF 1998, siehe auch Abb. 6-8).

Für die in Abb. 6-7 dargestellte regionale Betrachtung wird die Standortkundliche Landschaftsgliederung nach WITTMANN (1991) zugrundegelegt.

Legende

- 1 Rhein-Main-Niederung: Flugsande, Terrassensande und -kiese
- 2 Spessart-Odenwald: Sand- und Tonsteine, Glimmerschiefer, Quarzitschiefer, Gneise
- 3 Rhön: Kalksteine, Mergel, Sand- und Tonsteine, Basalt
- 4 Fränkische Platten: Kalksteine, Mergel, Tonsteine, Löss, Terrassen- und Flugsande
- 5 Fränkisches und Schwäbisches Keuper-Lias-Land: Sandsteine, Tonsteine, Mergel, Terrassen- und Flugsande
- 6 Fränkische und Schwäbische Alb: Kalksteine, Dolomitsteine, Sandsteine, Tonsteine, Lösslehm, Sande, Terrassenablagerungen
- 7 Obermain-Schollenland: Sandsteine, Tonsteine, Kalksteine
- 8 Frankenwald, Fichtelgebirge und Vogtland: Tonschiefer, Grauwacken, Quarzite, Konglomerate, Kieselschiefer, Granite, Gneise, Glimmerschiefer, Diabase, Amphibolite, Phyllite
- 9 Oberpfälzer Becken- und Hügelland: Sandsteine, Tonsteine, Mergel, Kalksteine
- 10 Oberpfälzer Wald: Granite, Gneise, Amphibolite, Glimmerschiefer, Phyllite
- 11 Bayerischer Wald: Granite, Gneise, Amphibolite
- 12 Tertiärhügelland, Iller-Lechplatten- und Donautal: Sande, Kiese, Deckenschotter, Ton, Löss, Lösslehm, Auensedimente
- 13 Schwäbisch-Bayerische Schotterplatten- und Altmoränenlandschaft: Schotter, Kiese, Sande, Mergel, Moränen, Lösslehm, Auensedimente
- 14 Schwäbisch-Bayerische Jungmoräne und Molassevorberge: Moräne, Schotter, Konglomerate, Kiese, Sande, Mergel, Tone
- 15 Bayerische Alpen: Kalksteine, Dolomitsteine, Konglomerate, Sandsteine, Mergel, Sande, Moräne

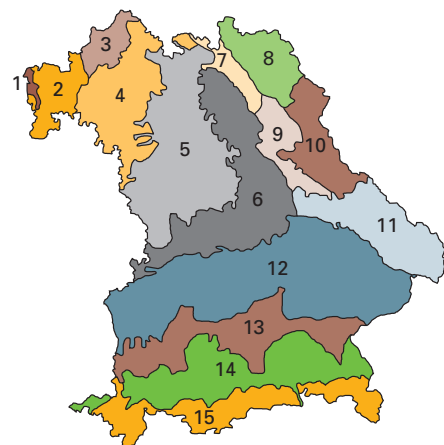


Abb. 6-7: Landschaftseinheiten in Bayern.

Die Boxplots in Anhang 1 geben einen Überblick über die Größenordnungen der Basensättigung in den verschiedenen Landschaftseinheiten.

Besonders **niedrige Medianwerte** der Basensättigung zeigen

- 2 – Spessart-Odenwald
- 8 – Frankenwald-Fichtelgebirge-Vogtland
- 9 – Oberpfälzer Becken- und Hügelland
- 10 – Oberpfälzer Wald
- 11 – Bayerischer Wald

gefolgt von

- 7 – Obermain-Schollenland

Es handelt sich dabei überwiegend um Böden auf kristallinem Grundgebirge und auf Sandsteinen.

Besonders hohe Basensättigungen findet man in den Landschaftseinheiten

- 4 – Fränkische Platten mit dem dortigen Muschelkalk,
- 6 – Fränkische und Schwäbische Alb, sowie in
- 15 – Bayerische Alpen mit ihren Karbonatgesteinen und dem Relief.

In den anderen Landschaften liegen die Medianwerte der Basensättigung im mittleren Bereich, bei hohen Spannweiten.

Der Anhang 2 gibt Informationen zur Basensättigung in verschiedenen Tiefenstufen forstlich genutzter Böden in den einzelnen Landschaften, sowie zur Änderung der pH-Werte nach der Tiefe. Die Darstellungen lassen nur allgemeine Trends erkennen, da sie mit Unschärfen behaftet sind: Es wurden der Einfachheit halber Tiefenstufen gewählt. Bodenhorizonte, Bodenarten und -typen sowie Art der forstlichen Nutzung wurden nicht berücksichtigt. Zusammengefasst ergibt sich folgendes Bild:

In allen Landschaftseinheiten, auch in denen mit guter Basen-Nachlieferung, neigt der **Oberboden** unter forstlicher Nutzung zur Versauerung. Die folgende Tabelle gibt den Anteil der forstlichen Oberböden von 0-30 cm (ohne organische Auflagen) mit pH < 3,8 Basensättigung, also ab dem Bereich in dem die Pufferung durch Eisen beginnt, wieder.

Tab. 6-1: Anteil der Oberböden mit pH < 3,8 Basensättigung, 0-30 cm Tiefe, ohne organische Auflagen, bei forstlicher Nutzung.

Landschaftseinheit	Anzahl	% der Fälle mit pH < 3,8
Frankenwald, Fichtelgebirge und Vogtland	200	79
Obermain-Schollenland	29	76
Tertiär-Hügelland, Iller- Lech-Platte, Donautal	207	69
Keuper-Lias-Land	400	65
Spessart-Odenwald	52	64
Bayerischer Wald	354	63
Oberpfälzer Wald	310	62
Rhön	40	60
Oberpfälzer Becken- und Hügelland	257	52
Fränkische und Schw. Alb	606	50
Jungmoräne und Molassevorberge	178	46
Schotterplatten- und Altmoränenlandschaft	110	45

Landschaftseinheit	Anzahl	% der Fälle mit pH < 3,8
Rhein-Main-Niederung	41	44
Fränkische Platten	77	26
Bayerische Alpen	168	24

Die folgende Tabelle zeigt den Anteil an besonders versauerten Waldböden in den jeweiligen Landschaften, und zwar den prozentualen Anteil an Oberböden, die in einer Tiefe von 0-30 cm, ohne organische Auflagen, Basensättigungen unter 5 % aufweisen:

Tab. 6-2: Anteil der Oberböden mit < 5 % Basensättigung, 0-30 cm Tiefe, ohne organische Auflagen, bei forstlicher Nutzung

Landschaftseinheit	Anzahl	% der Fälle mit Basensättigung < 5 %
Oberpfälzer Wald	310	45
Bayerischer Wald	354	43
Obermain-Schollenland	29	35
Frankenwald, Fichtelgebirge und Vogtland	200	34
Oberpfälzer Becken- und Hügelland	257	31
Spessart - Odenwald	52	24
Tertiär-Hügelland, Iller- Lech-Platte, Donautal	207	18
Jungmoräne und Molassevorberge	178	16
Schotterplatten- und Altmoränenlandschaft	110	14
Keuper-Lias-Land	400	14
Rhein-Main-Niederung	41	14
Rhön	40	12
Fränkische und Schw. Alb	606	7
Bayerische Alpen	168	5
Fränkische Platten	77	0

Für die **Unterböden** machen die Diagramme in Anhang 2 deutlich, dass in Landschaften mit basenreichem Ausgangsgestein sowohl pH-Wert, als auch Basensättigung mit der Tiefe rasch zunehmen. Bei den pH/Tiefe-Streudiagrammen sind die verschiedenen Pufferbereiche meist deutlich ausgeprägt. Je nach Standort verbleibt der pH-Wert nach der Tiefe zu im Aluminium- oder Austauscher-Bereich, oder er liegt im Silikat oder Karbonat-Puffer-Bereich. Niedrige Basensättigungen auch in tieferen Bodenschichten unter 120 cm kommen insbesondere im Bayerischen Wald und im Obermain-Schollenland/Oberpfälzer Becken- und Hügelland vor. Im Spessart erreicht die Versauerung ebenfalls tiefere Bodenschichten, wie Untersuchungen seitens des Landesamtes für Wasserwirtschaft und der Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft zeigen. Hier lagen für die vorliegende eigene Auswertung leider wenig Messwerte vor.

In den versauerungsempfindlichen Landschaften in Nordostbayern und im Spessart liegen wider Erwarten die Medianwerte der Basensättigung im Unterboden (30-60 cm Tiefe) nicht höher, sondern noch niedriger als im Oberboden (0-30 cm). Dafür dürfte die hohe Kation-Austauschkapazität der Humus-Anteile im Oberboden verantwortlich sein. Generell folgt die Häufigkeitsverteilung der Basensättigung folgendem Schema:

Je nach Versauerungsempfindlichkeit der Landschaft verläuft die Kurve im Tiefenverlauf des Mine-

ralbodens wie folgt: Im Oberboden in Landschaften mit sauren Standorten eingipfelig mit dem Maximum im niedrigen Bereich, in gut Basen-versorgten Landschaften zweigipfelig mit je einem Maximum im niedrigen und im hohen Bereich. Nach der Tiefe zu verlagert sich die Häufigkeit hin zu besserer Basenversorgung. Die Kurve wird dann eingipfelig mit dem Maximum bei hohem Sättigungsgrad. Letzterer Zustand ist z.B. im Bayerischen Wald bei 120 cm Tiefe noch nicht erreicht, in der Alb aber bereits bei 30-60 cm Tiefe, siehe die Abb. A2-16 bis A2-20 und Abb. A2-35 bis A2-39.

Von Seiten der Forstwirtschaft werden die Bodenprofile nach dem Tiefenverlauf der Basensättigung in fünf verschiedene Typen eingeteilt (BayLWF 1998). Die Verteilung der Tiefenprofiltypen zeigt die folgende Abbildung 6-8, die dankenswerterweise von Herrn DR. KÖLLING, BayLWF, zur Verfügung gestellt wurde. Profile mit durchgehend niedriger Basensättigung kommen insbesondere in Nordostbayern, im Spessart und in einigen Sandstein-Gebieten vor.

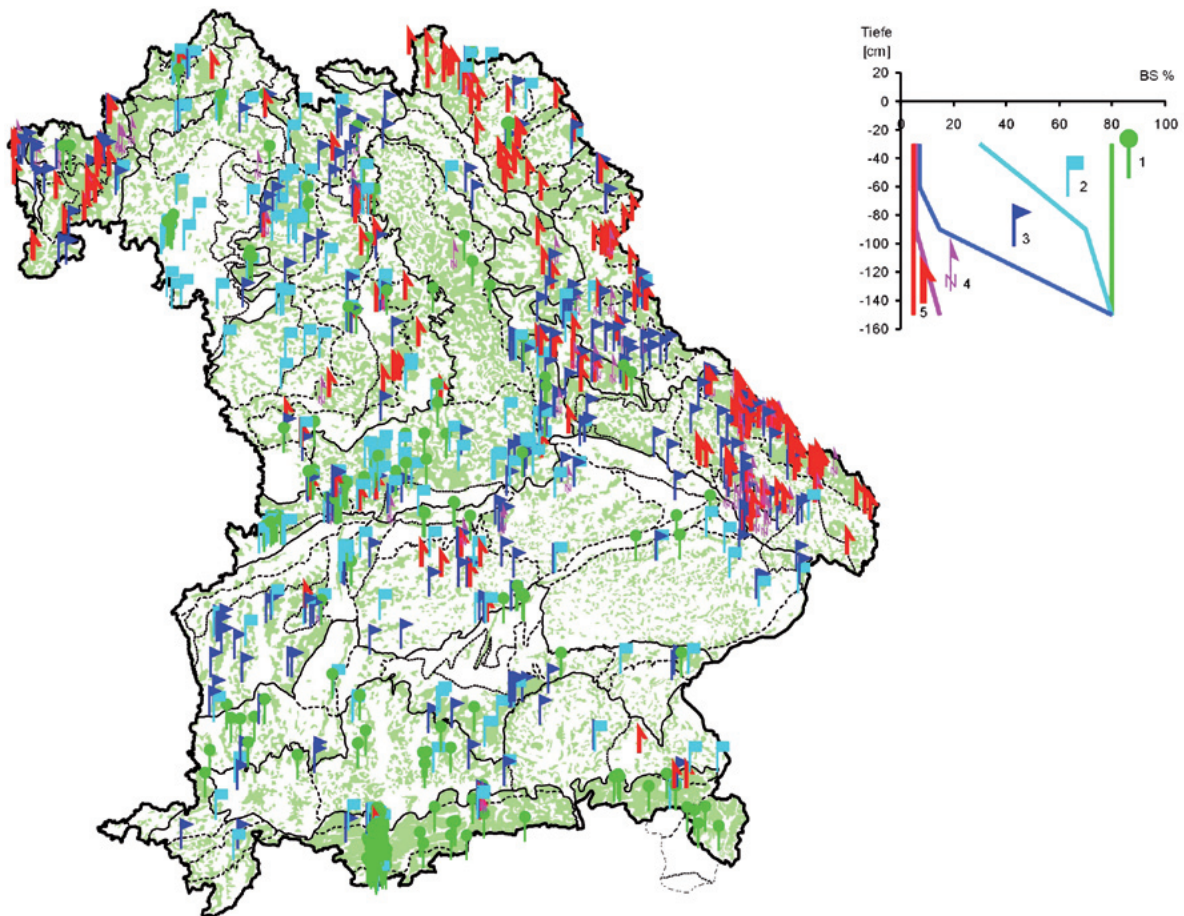


Abb. 6-8: Tiefenprofiltypen der Basensättigung, (BayLWF 1998).

Insgesamt:

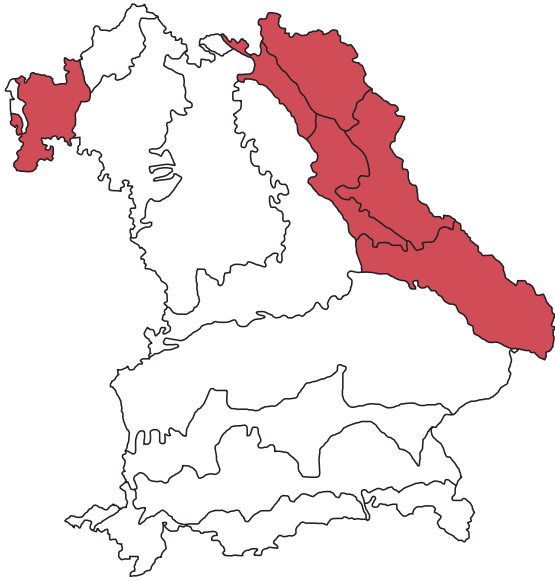


Abb. 6-9: Gebiete in Bayern, die von der Bodenversauerung besonders betroffen sind.

Abb. 6-9 zeigt die Gebiete in Bayern, die von der Bodenversauerung besonders betroffen sind: Nordostbayern und Spessart. Die Versauerung der Böden ist in Nordostbayern am weitesten fortgeschritten und zwar nicht nur im kristallinen Grundgebirge, sondern teilweise auch im daran angrenzenden Vorland. In diesem Gebiet kommen einige ungünstige Bedingungen zusammen:

- überwiegend schlechte Basenversorgung durch die Ausgangsgesteine
- hohe Niederschlagsraten
- teilweise hohes Alter der Böden, soweit nicht Bodenbildung aus jungen Deckschichten erfolgte
- zumindest örtlich eine intensive historische Nutzung der Wälder für die Glasproduktion, Kohleherstellung oder als Waldweide
- teilweise hoher Säure-Eintrag über die Atmosphäre.

6.2 Die Versauerungsfront

BENECKE (1995) definiert die Versauerungsfront als Übergang vom Austausch- zum Silikat-Pufferbereich bei einem pH-Wert von 5 und 80 % Basensättigung. Dabei ist zu beachten, dass sich die Bodenversauerung nicht in einer einheitlichen Front nach unten bewegt, sondern entsprechend den Wegsamkeiten des Sickerwassers, die wiederum von der Beschaffenheit der ungesättigten Zone abhängen. Neben ausgeprägten Fronten gibt es auch besondere Wegsamkeiten (z.B. Wurzelröhren, Wurmgänge, Klüfte, inhomogene Korngrößenverteilung).

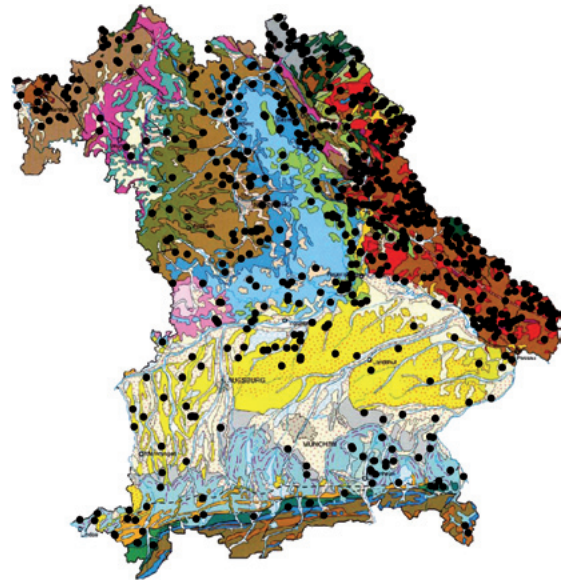
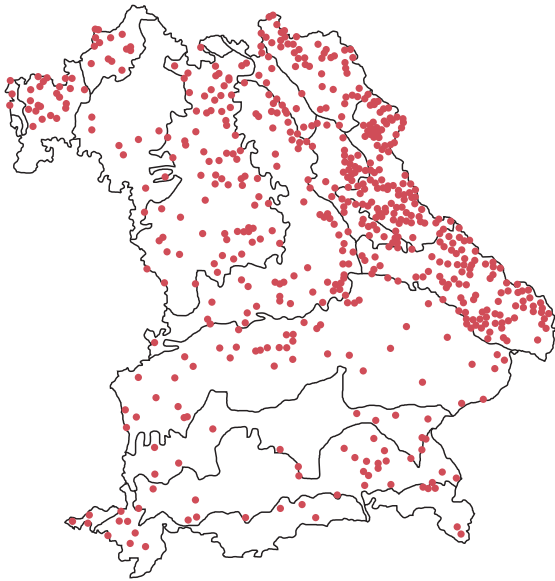


Abb. 6-10: Basensättigung < 80 % in > 30 cm Tiefe, rechts mit geologischer Karte.

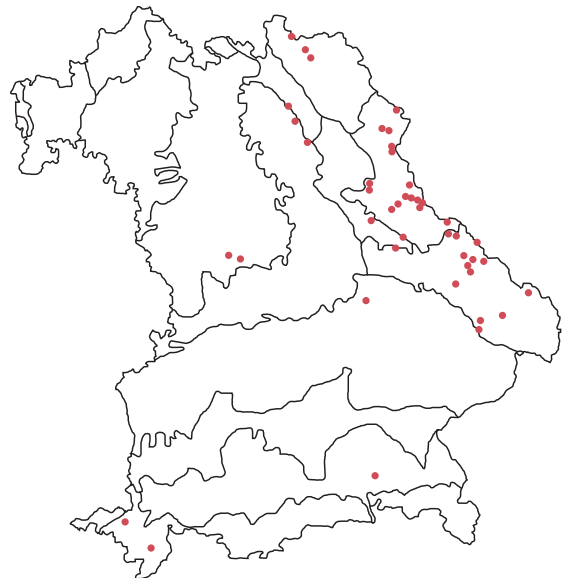
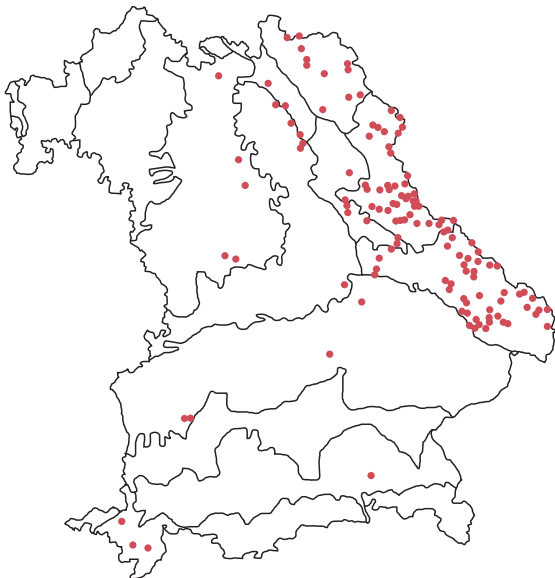


Abb. 6-11: Basensättigung < 80 % in > 100 cm Tiefe.

Abb. 6-12: Basensättigung < 80 % in > 150 cm Tiefe.

Die Abb. 6-10 bis 6-12 zeigen, wo entsprechend den vorliegenden Werten in einer Tiefe von > 30 cm, > 100 cm bzw. > 150 cm Tiefe Basensättigungen von weniger als 80 % vorkommen, die Versauerungsfront diese Tiefen also schon passiert hat.

Gemäß Abb. 6-10 hat die Versauerungsfront in vielen Gebieten, sogar vielfach in Jungmoränenlandschaften den Unterboden erreicht. Als Schwerpunkt für die Tiefenverlagerung der Versauerungsfront ergibt sich aber Nordostbayern entsprechend den Abb. 6-11 und 6-12. Bohrungen des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft (BayLfW, 1997) haben aber auch die Versauerungsfront im Untersuchungsgebiet Metzenbach im Spessart bis zu den beprobten Tiefen von 2,5-4,5 m noch nicht angetroffen und im Untersuchungsgebiet Lehstenbach im Fichtelgebirge noch nicht bei 2,5 m. Für die Grundwasserversauerung ist der Abstand der Versauerungsfront vom Grundwasserspiegel von großer Bedeutung. Wenn sie ihn erreicht, dann können saure Bodenlösungen kaum gepuffert ins Grundwasser sickern.

6.3 Säurevorräte im Boden

Austauschbare Säure:

BENECKE (1995) stellt Ergebnisse vor, denen zufolge in der Eifel und im Solling zwischen Bodenoberfläche und Versauerungsfront sehr viel größere Säuremengen akkumuliert sind, als durch atmosphärische Deposition erklärbar ist. Als mögliche Ursachen nennt er: präholozäne, möglicherweise tertiäre Verwitterungsrelikte, eine jahrtausendelange Einwirkung der Kohlensäure sowie Stoffkreislaufentkoppelungen durch Bestockungs- insbesondere durch Nutzungsänderungen und (historische) Übernutzung.

Die Tab. 6-3 zeigt austauschbare Säurevorräte in den Böden Bayerns, und zwar die Medianwerte der H-Werte in den Mineralböden (ohne organische Auflage) bis einen Meter Tiefe. Die H-Werte bilden die Summe aus H^+ und den Kationsäuren in der effektiven Austauschkapazität.

Tab. 6-3: Medianwerte der H-Werte ($cmol_c/kg$) im Mineralboden bis 1 m Tiefe, Forst.

Landschaftseinheit	Anzahl	Median der H-Werte ($cmol_c/kg$)
Frankenwald, Fichtelgebirge und Vogtland	354	7,4
Schotterplatten- und Altmoränenlandschaft	163	6,5
Tertiär-Hügelland, Iller- Lech-Platte, Donautal	341	5,9
Jungmoräne und Molassevorberge	308	5,9
Bayerischer Wald	642	5,5
Oberpfälzer Wald	608	5,0
Obermain-Schollenland	55	3,7
Spessart-Odenwald	119	3,5
Keuper-Lias-Land	733	2,9
Rhön	81	2,6
Alb	1035	2,6
Oberpfälzer Becken- und Hügelland	400	2,2
Rhein-Main-Niederung	47	2,1
Fränkische Platten	138	1,7
Bayerische Alpen	269	0,1

Unterhalb 1 m Bodentiefe nehmen die Medianwerte der H-Werte rasch ab. Für den höchsten Wert in der Tabelle (Frankenwald, Fichtelgebirge, Vogtland) errechnet sich ein Säurevorrat von ca. 1000 $kmol_c/ha$ bis 1 m Tiefe.

Zum Vergleich:

- der H^+ -Eintrag durch Regen bei pH 5,5 und 700 mm/a Niederschlag beträgt in 10 000 Jahren insgesamt 180 $kmol$ pro Hektar.
- Nach ULRICH, zit. in BENECKE (1995) kann für Westdeutschland mit einer kumulativen Deposition seit Mitte des 19. Jahrhunderts regional verschieden zwischen 60 und 400 $kmol_c/ha$ Säureäquivalenten gerechnet werden.
- LfU Baden-Württemberg (1997) schätzt eine Gesamtbelastung durch anthropogene Einträge seit Beginn der Industrialisierung (Jahr 1870) auf 20 – 200 $kmol/ha$.
- LfU Baden-Württemberg (1997) schätzt die anthropogene Versauerung durch Kationenüberschussentnahme für zwei Waldbestände im Südschwarzwald seit dem 14. Jahrhundert auf 480

und seit dem 17. Jahrhundert auf 200 kmol/ha. Die sich daraus ergebende jährliche Versauerungsrate von 0,8 kmol/ha wird für weite Gebiete Mitteleuropas als typisch angesehen.

D.h. auch in Bayern gibt es Gebiete mit großen Säurevorräten im Boden. Der vergleichsweise hohe Wert für das Tertiär-Hügelland unterstützt die Darstellung von MELLERT et al. (2005), wonach dort das größte Risiko für erhöhte Nitratkonzentrationen im Wurzelraum besteht (siehe Kapitel 7).

Die punktuelle Verteilung besonders hoher H-Werte zeigt die Abb. 6-13. Die gesamte Spannweite der Werte reicht von Null bis 30 cmol/kg. Für die Abbildung wurden Werte über 16 cmol/kg selektiert. Die insgesamt 119 Aufnahmen aus diesem Bereich entsprechen etwa einem Prozent aus der Gesamtmenge der Werte. Es handelt es sich um 115 Forststandorte, drei Moorstandorte und ein Grünland (Weide). Die Selektion bezog sich über verschiedene Tiefen. Die hohen Werte kommen aber fast ausnahmslos im Oberboden (0-30 cm) vor.

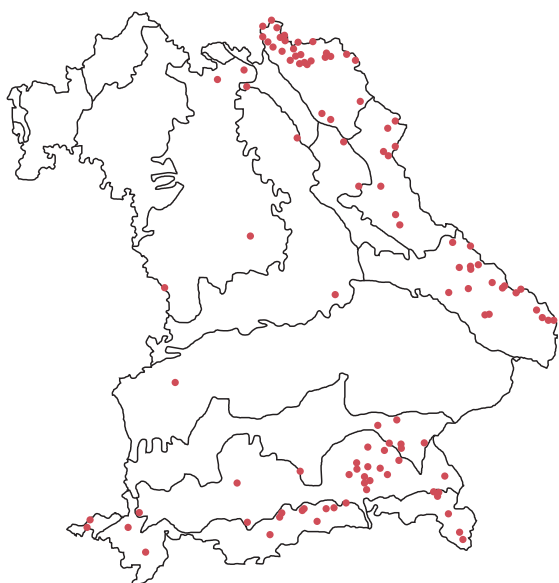


Abb. 6-13: H-Werte > 16 cmol/kg, Mineralböden, verschiedene Tiefen, verschiedene Nutzungen, 119 Punkte (ausgewählt aus insgesamt 10.974 Analysen).

Die hohen Werte liegen zum großen Teil in Nordostbayern mit Schwerpunkten im Bayerischen Wald und im Frankenwald. Zu den Ursachen sollte man neben der Immissionssituation auch an den verstärkten Einsatz von Holz für die Glasherstellung im Bayerischen Wald sowie an Flößerei und Köhlerbetriebe im Frankenwald in früheren Zeiten denken. Eine weitere Konzentration liegt in Südostbayern mit einem besonderen Schwerpunkt in den Ablagerungen des Inngletschers. Dieser Raum tritt auch in den Abb. 6-1 und 6-10 (Basensättigung <5 % und Versauerungsfront >30 cm) hervor. Denkbare Ursachen: Eintrag von Säurebildnern über den Luftpfad, als Immissionsindikator kann auch die Häufung erhöhter Bleigehalte in den organischen von Waldböden in dem Gebiet herangezogen werden, und/oder: Die Ablagerungen des Inngletschers führen besonders hohe Anteile an Kristallinmaterial. Der Karbonatanteil im Geröll- und Geschiebespektrum beträgt nur 30-45 % (HABBE, JERZ & DOPPLER 1996). Im Feinboden liegt der Karbonatgehalt bei teilweise 20-60 % (GROTTENTHALER 1989). In diesem Zusammenhang ist aber auch der historische hohe Bedarf an Holz für die Salinen in Reichenhall zu erwähnen. Wegen des Holz mangels wurde im Jahr 1817 eine Soleleitung von Berchtesgaden nach Rosenheim gebaut. Hinzu kommt die frühere Eisenerzgewinnung und -Verhüttung am Alpenrand. Die bekanntesten Gruben waren am Grünten bei Immenstadt und am Kressenberg bei Neubeuren. Eisenwerke befanden sich beispielsweise in Aschau und in Bergen. FLURL (1792) beschreibt, dass das Hüttenwerk in Bergen nur deshalb angelegt wurde, weil am Kressenberg Holz mangel herrschte und die Konkurrenz zur Saline gegeben war. Eine auffällige Häufung von Punkten gibt es im Flysch. Hier ist auch an hohe Niederschlagsraten am Alpenrand zu denken.

Schwefeldepots im Boden

MEIWES & HEINRICHS (1978) beschreiben die Anreicherung von Schwefel im Boden im Solling als Folge atmosphärischer Deposition (siehe auch ULRICH et al. 1978, MAYER et al. 1977). Demnach sind die Schwefel-Gehalte auf der Fichtenfläche höher als auf der Buchenfläche. Die Schwefelgehalte in der Biomasse selbst sind gering. Im Unterboden ab 40 cm Tiefe liegt der Schwefel überwiegend im Sulfat gebunden vor. Das Sulfat kann mobilisiert werden und stellt dann zusätzlich zu den im Boden gebundenen austauschbaren sauren Kationen ein Säurereservoir dar. MANDERSCHIED et al. (2000) weisen darauf hin, dass trotz verringerter anthropogener SO_4 -Deposition Sulfat durch Freisetzung von gespeicherten Vorräten in das Grundwasser gelangt. Zu deren Testgebieten gehörte auch das Messgebiet „Lehstenbach“ des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft im Fichtelgebirge. Die Sulfat-Pools und ihr Desorptionsverhalten werden als sehr variabel beschrieben. Die Sulfatgehalte im Grundwasser hängen stark vom Grundwasserspiegel ab. Zum Verhalten von Sulfat im Boden siehe auch MATZNER & ALEWELL (1995) oder ALEWELL (1997).

Im vorliegenden Datenmaterial des Geologischen Landesamtes stehen keine Informationen zu den Sulfatkonzentrationen zur Verfügung, sondern nur zu den Schwefelgehalten ohne Bezug zur Bindungsform. Als Beispiel wird im folgenden der Oberpfälzer Wald ausgewählt. Dabei ist zu beachten, dass die Proben in einem Zeitraum von ca. 20 Jahren entnommen und analysiert worden sind. Ein großer Teil der Proben zeigt also den Zustand zu einer Zeit höherer Schwefeldeposition als heute. Bei den erhöhten Schwefelgehalten in den organischen Auflagehorizonten (Abb. 6-14) ist deren besondere Immissionssituation zu beachten. Der Medianwert von 280 ppm S in der Tiefe unter 1 m (Abb. 6-17) dürfte etwa dem Hintergrundwert des Ausgangsgesteins entsprechen. Damit müssen die höheren Gehalte in den darüber liegenden Bodenschichten (Abb. 6-15 und 6-16) verglichen werden, die auf Eintrag zurückzuführen sind. In der Tiefe von 0-50 cm ist der Schwefelgehalt mehr als doppelt so hoch wie unterhalb 1 m. Die Abbildungen geben bei der Unschärfe der Selektion nur Trends wieder, es kann aber festgestellt werden, dass die Schwefeldepots im Boden von beachtlicher Größenordnung sind.

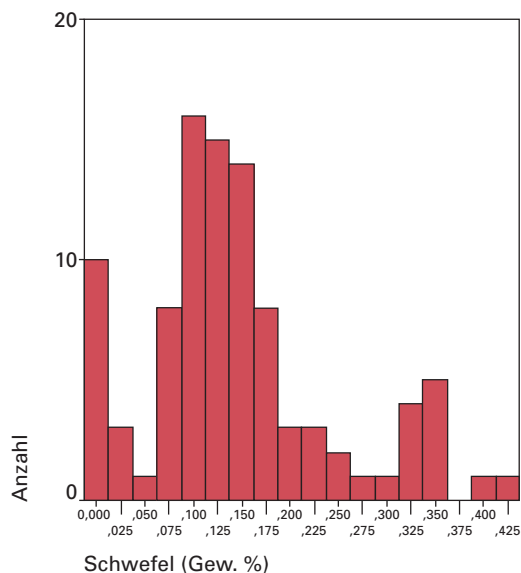


Abb. 6-14: Schwefel, Oberpfälzer Wald, Nadelwald, organische Auflagehorizonte, N=96, Medianwert: 0,13.

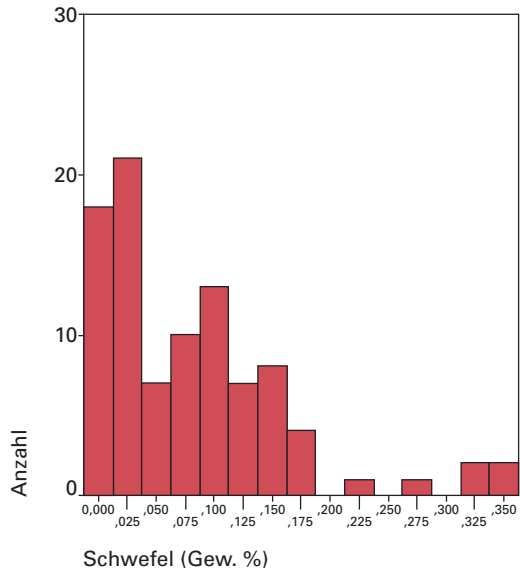


Abb. 6-15: Schwefel, Oberpfälzer Wald, Nadelwald, Mineralboden 0-50 cm Tiefe, N=94, Medianwert: 0,064.

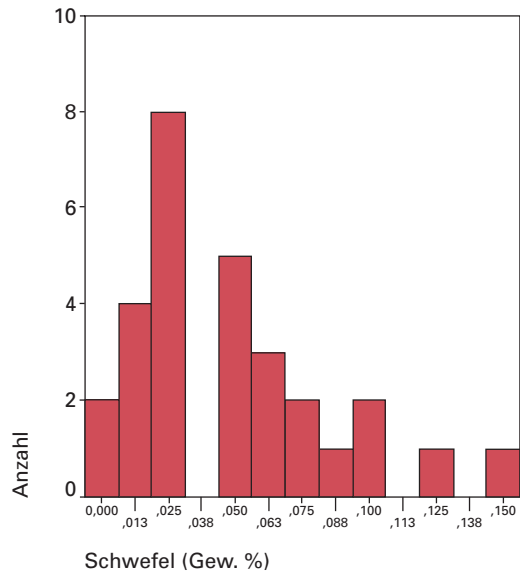


Abb. 6-16: Schwefel, Oberpfälzer Wald, Nadelwald, Mineralboden 50-100 cm Tiefe, N=29, Medianwert: 0,048.

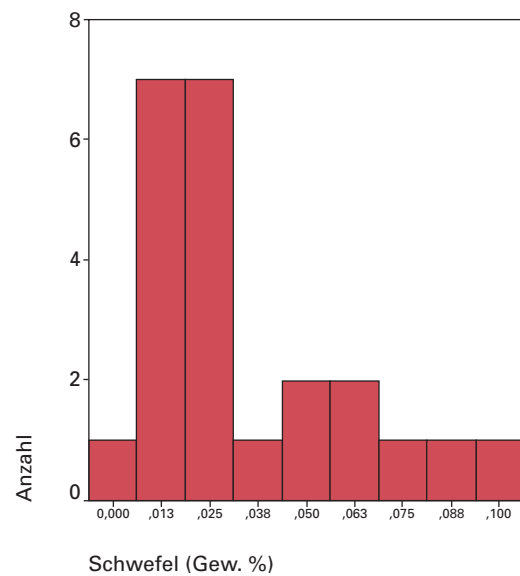


Abb. 6-17: Schwefel, Oberpfälzer Wald, Nadelwald, Mineralboden >100 cm Tiefe, N=23, Medianwert: 0,028.

Mobilität von Schwermetallen:

Bodenversauerung kann eine erhöhte Mobilität von Schwermetallen zur Folge haben, die dann von den Pflanzen aufgenommen werden oder ins Grundwasser gelangen können. Außerdem steuert der pH-Wert wichtige bodenbildende Prozesse. Die folgende Abbildung gibt einen schematischen Überblick.

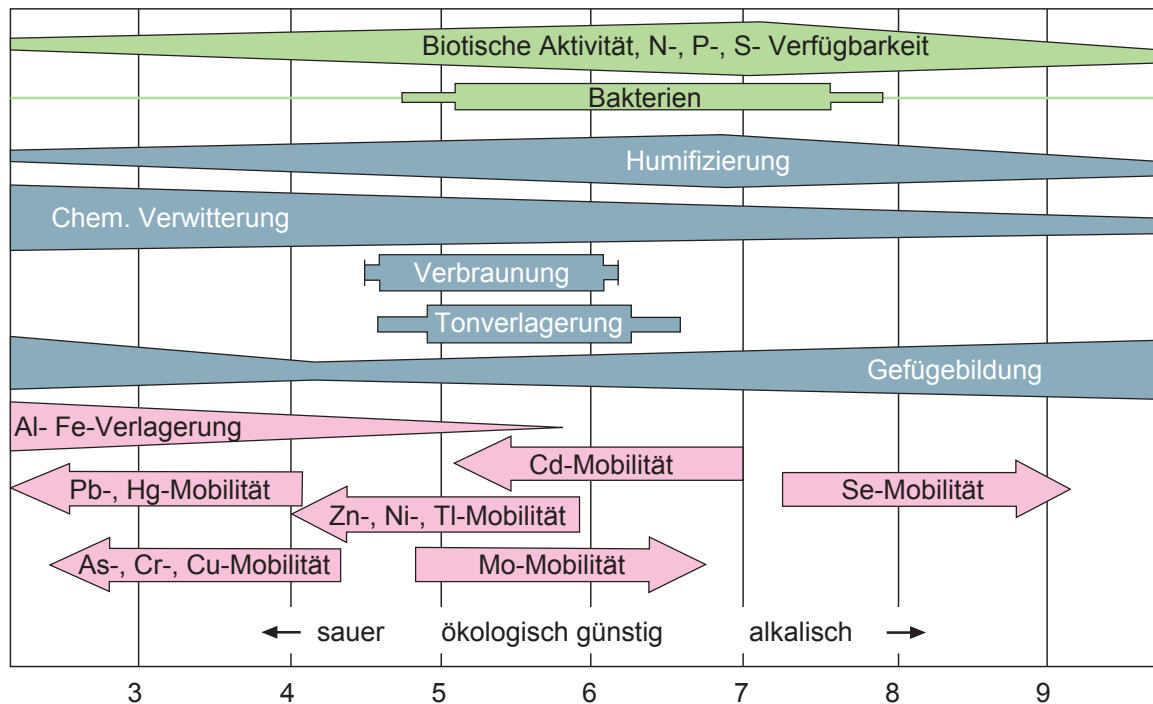


Abb. 6-18: pH-Werte, bodenbildende Prozesse und Mobilität von Schwermetallen, (nach HINTERMEIER-ERHARD & ZECH 1997).

6.4 Aktuelle Bodenversauerung und ihr Fortschreiten

Um stark versauerte Böden in Deutschland mit anthropogen unbeeinflussten zu vergleichen, haben MATZNER & DAVIS (1996) Böden in Neuseeland mit vergleichbaren klimatischen und geologischen Standortfaktoren untersucht. Das Ergebnis zeigt, dass auch Böden unter natürlichen Immissionsbedingungen tiefgründig an basischen Kationen verarmt sein können, wobei der pH-Wert in den neuseeländischen Proben etwas höher lag. Die Autoren leiten ab, dass bei hohen Niederschlags- bzw. Sickerwasserraten die Wirkung von HCO_3^- ausreicht, um extrem niedrige Basensättigungen herbeizuführen.

Es stellt sich die Frage nach dem den anthropogenen Anteil und insbesondere nach der Auswirkung der aktuellen atmosphärischen Deposition in unseren Böden. Davon können Intensität und Geschwindigkeit der Versauerung betroffen sein. Um den Trend der aktuellen Bodenversauerung zu quantifizieren, gibt es folgende Ansätze durch Vergleichsmessungen:

WITTMANN & FETZER (1982) beschreiben eine aktuelle Bodenversauerung auf der Grundlage von Vergleichsmessungen. Zitat aus S. 32: „Durch pH-Vergleichsmessungen an Waldböden im Jahr 1981 wird nachgewiesen, dass in allen untersuchten, über Bayern verteilten Landschaften seit 1953/70 (Zeitraum der ersten Probenahme) zusätzliche Bodenversauerung in unterschiedlichem Ausmaß und mit unterschiedlichem Anteil eingetreten ist. Der aktuellen Versauerung stehen in den

meisten Gebieten auch Fälle von Aufbasung gegenüber. Diese sind zum großen Teil auf anthropogene Einflüsse zurückzuführen. In der Gesamtbilanz dominiert jedoch die Versauerung eindeutig. Der Anteil der aktuell versauerten Böden und die in pH-Einheiten gemessenen Absenkungsbeträge nehmen mit steigender H-Ionen-Ausgangskonzentration, also mit sinkenden pH-Ausgangswerten erwartungsgemäß ab. Die für Horizonte vergleichbarer Tiefenlage und vergleichbaren Humusgehaltes spezifischen pH-Tiefstwerte aus der Zeit der Erstmessung 1953/70 werden bei der Messung 1981 nicht unterschritten, d.h. Säurekonzentrationen, die über das Maß der schon früher in Böden durchaus verbreiteten hinausgehen, hat die aktuelle Versauerung bisher nicht bewirkt.“ WITTMANN & FETZER konnten also einen Versauerungstrend anhand der pH-Werte nachweisen, andere, für die Versauerung relevanten Parameter wie die Basensättigung wurden dabei aber nicht berücksichtigt. Das Bayerische Landesamt für Wasserwirtschaft (jetzt: Bayerisches Landesamt für Umwelt) untersucht seit 1989 auf einem Messnetz systematisch den Zusammenhang von Stoffeintrag, Bodenpassage und Auswirkungen auf das Grundwasser. Dabei werden auch bodenchemische Daten erhoben. Eine zweifache Beprobung der Dauerbeobachtungsfläche im Messgebiet Metzenbach im Spessart in den Jahren 1988 und 1997 hat eine deutliche Verringerung der Basensättigung bis 1m Tiefe ergeben. Es handelt sich bei dem Standort um mittleren Buntsandstein, der von Fließerdern überlagert wird.

Bei der Intensiv-Messfläche „Markungsgraben“ im Bayerischen Wald – in Verwitterungszonen über Granit und Gneis – konnten dagegen Veränderungen der Basensättigung nicht sicher nachgewiesen werden.

Die Messfläche „Lehstenbach“ im Fichtelgebirge zeigt ein tiefgründig versauertes Profil – in Verwitterungszonen über Granit – mit geringer aber signifikanter weiterer Abnahme der Basensättigung zwischen den Messungen 1988 und 1997 (BayLfW 2004).

Es ist klar, dass die Tiefgründigkeit der Versauerung je nach Standort stark schwankt und sich in Abhängigkeit nicht nur der Säureinträge, sondern auch von Bodenmaterial und Durchlässigkeit unterschiedlich schnell verändern kann.

Die Größenordnung der Dynamik der Versauerung belegt aktuelle, anthropogene Ursachen. Der anthropogene Anteil bleibt aber unklar. ISERMANN (1983) schätzte den Anteil der atmosphärischen H⁺-Deposition an der gesamten H⁺-Anlieferung im Boden auf 5 % bis 10 %.

Für das Fortschreiten der Versauerungsfront um einen Meter werden nach BayLfW (1997) folgende Zeiträume geschätzt:

Bei ungünstiger Konstellation:

- | | |
|---|--------------|
| - in aufgelockerten Sandlagen des Spessart-Buntsandsteins | ca. 30 Jahre |
| - in grusigem Sand aus einem Fichtelgebirgsgranit | ca. 50 Jahre |

bei günstiger Konstellation:

- | | |
|---|----------------|
| - in ton-/schluffreichen Lagen des Spessart-Buntsandsteins | ca. 1000 Jahre |
| - in lehmreichen Verwitterungslagen eines Fichtelgebirgsgranits | ca. 200 Jahre. |

7 Belastung und Belastbarkeit der Waldböden mit Säurebildnern und eutrophierenden Stoffen

Die Frage, wo und in welchem Ausmaß unsere Böden durch Säureeintrag belastet sind, betrifft, wie oben gezeigt, die Waldböden, da landwirtschaftlich genutzte Böden laufend gedüngt und gekalkt werden.

Zur Beurteilung der Empfindlichkeit des Ökosystems gegenüber Säureeintrag ist die Nachlieferung basischer Kationen durch Verwitterung ein entscheidendes Kriterium. Die Verwitterungsraten gehen wiederum ein in die Berechnung der Critical Loads (siehe Kap. 4). Die Critical Loads sind ein in Europa anerkanntes Konzept zur Beurteilung der Gefährdung durch Schadstoffdepositionen aus der Luft. In Bayern sieht das Critical Loads-Konzept für den Rezeptor „Wälder und naturnahe waldfreie Ökosysteme“ für 9,0 % der Landesfläche einen tolerierbaren Säureeintrag von $< 500 \text{ eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ vor und für weitere 44 % der Fläche $500-1000 \text{ eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Dem stehen aber teilweise wesentlich höhere Einträge gegenüber. Dabei ist zu berücksichtigen, dass bei den Depositionsmessungen nur der nasse und der trockene Anteil erfasst werden. Hinzu kommt noch ein Anteil aus der feuchten Deposition – der Aufnahme von Stoffen aus Nebeltröpfchen durch die Pflanzen. Die tolerierbaren Grenzen werden also auf großen Flächen überschritten. Im Waldzustandsbericht 2006 ist die Diskrepanz zwischen tolerierbarem und tatsächlichem Eintrag anhand der Waldklimastationen wie folgt dargestellt.

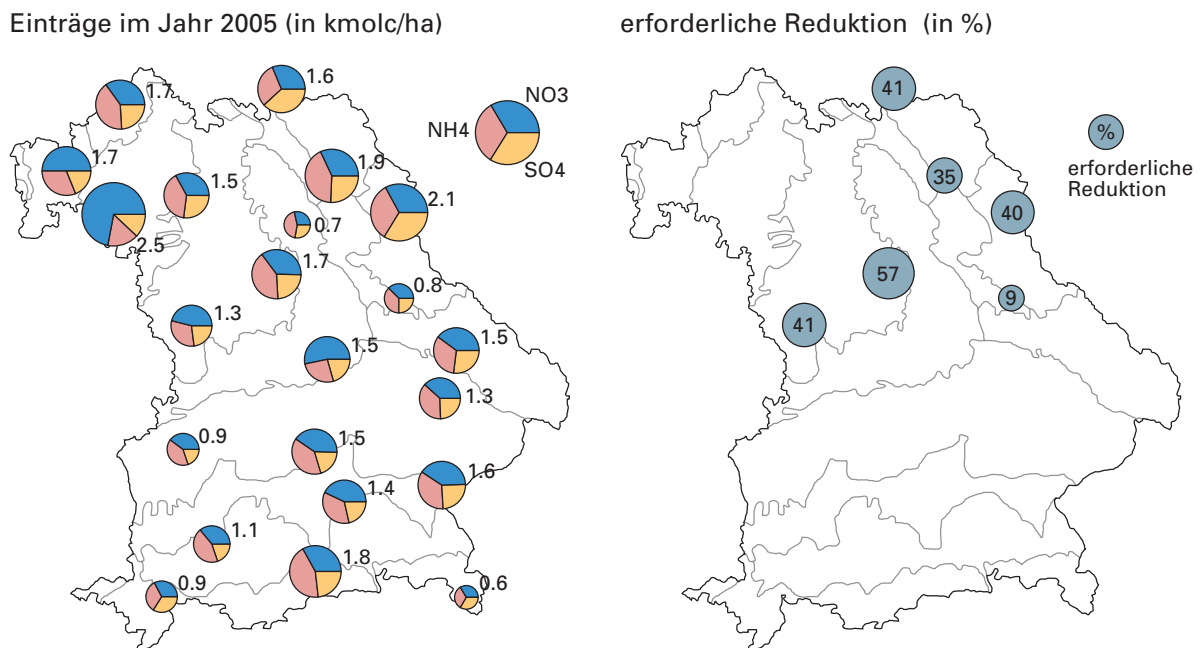


Abb. 7-1: Versauernd wirkende Ammonium-, Nitrat- und Sulfateinträge im Jahr 2005 (in kmol/ha) (links) und erforderliche Reduktion (in %) (rechts), aus WALDZUSTANDSBERICHT 2006, (BayLWF 2006).

Die Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft hat eine erforderliche Reduzierung der Säureinträge von bis zu 57 % nach dem Critical-Loads-Konzept errechnet.

Für die Bodenversauerung relevant ist auch die Stickstoff-Sättigungsproblematik im Forst. Stickstoff ist zwar einerseits für das Pflanzenwachstum unentbehrlich, bei zu hohen Einträgen besteht aber die Gefahr der Nitratauswaschung. Zudem werden durch verstärkten Zuwachs dem Boden basische Kationen entzogen.

Dem Begriff der Stickstoffsättigung liegt ein Konzept des schwedischen Ökologen ÅGREN (1983), zit. in MELLERT & KÖLLING (2006) zugrunde, demzufolge eine anhaltende Stickstoffbelastung irgendwann die Speicherkapazität der Wälder erschöpft. Bei vollständiger Sättigung sind Stickstoffeintrag und –austrag annähernd gleich. Die Einträge werden in zunehmendem Ausmaß in das Grundwasser abgegeben und durch die Nitratauswaschung werden die Böden weiter versauert. Von Seiten der Forstwirtschaft und –wissenschaft hat man sich dem Thema Nitrat intensiv angenommen. MELLERT et al. (2005) beschreiben das Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen unter Wald in Bayern auf der Grundlage von Inventurergebnissen auf einem Raster. Betrachtet wird insbesondere die Nitratkonzentration in der Bodenlösung unterhalb des Hauptwurzelaumes. Berücksichtigt werden dabei die Einträge, die Bodensubstrate und die Waldtypen. Demnach ist zwar ein großer Teil der Wälder noch in der Lage, Nitrat zurückzuhalten, aber bei einem Viertel der Bestände lagen die Nitratkonzentrationen unterhalb des Wurzelraumes bei >25 mg/l. 50 % der Waldstandorte (ohne Hochgebirge und Grundwasserstandorte) liegen mit ihren Nitratkonzentrationen im Sickerwasser über der Unbedenklichkeitsschwelle von 5mg/l. Von den Autoren wurde eine Risikokarte entwickelt. Die Karte weist als Gebiet mit dem größten Risiko erhöhter Nitratkonzentration das Tertiärhügelland aus. MELLERT & KÖLLING (2006) stellen auf der Grundlage einer Nitratstudie fest, dass wir uns landesweit mitten im Sättigungsprozess befinden. Sie schlagen örtliche waldbauliche Maßnahmen vor – hin zu Laubbäumen, die weniger Stickstoffverbindungen aus der Luft ausfiltern und als tiefwurzelnde Baumarten das Nitrat wirkungsvoller aus dem Sickerraum abschöpfen – was aber das Grundproblem, die Stickstoffimmissionen, nicht berührt. Die Autoren betonen die Bedeutung der Emissionsminderung in Landwirtschaft, Verkehr und Industrie.

8 Bodenversauerung und Grundwasser

Das Bundesbodenschutzgesetz nennt als eine der natürlichen Bodenfunktion „Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium für stoffliche Einwirkungen auf Grund der Filter-, Puffer- und Stoffumwandlungseigenschaften, insbesondere auch zum Schutz des Grundwassers“. Ein versauerter Boden kann wegen seiner verminderten Pufferfähigkeit die Schutzfunktion für das Grundwasser nur in eingeschränktem Maße erfüllen. Die Folge ist eine Versauerung des Grundwassers sowie der Eintrag von toxischen Aluminiumionen und von Schwermetallen. Die Bayerische Wasserwirtschaftsverwaltung hat sich dem Problem seit geraumer Zeit mit umfangreichen Maßnahmen angenommen. Es wird auf den ausführlichen Bericht zur Grundwasserversauerung in Bayern aus dem Jahr 1997 hingewiesen (BayLfW 1997) und auf die Berichte mit den Ergebnissen aus dem Integrierten Messnetz „Stoffeintrag-Grundwasser“, das seit 1989 betrieben wird.

Demnach werden folgende Kenngrößen von Wasserproben als Indikatoren für die Grundwasserversauerung verwendet (BayLfW, 1997):

- pH-Wert, er gibt den Versauerungszustand bei vorhandenen Puffermechanismen nur eingeschränkt wieder;
- Alkalinität: $(Ca^{+} + Mg^{2+} + Na^{+} + K^{+}) - (SO_4^{2-} + NO_3^{-} + Cl^{-})$; abnehmende Alkalinität zeigt den Fortgang der Versauerung auch bei gleichbleibendem pH-Wert an; im System Karbonat-Wasser ist die Alkalinität = $HCO_3^{-} + CO_3^{2-} + OH^{-} - H^{+}$
- Der „Schoen-Index“ bildet das Verhältnis der wichtigsten Basen und Säurebildner;
- Aluminium in Lösung zeigt eine bereits fortgeschrittene Versauerung an.

Untersucht werden außerdem weitere, für die Versauerung des Wassers typische Parameter gemessen, wie

- Spurenmetalle: Mangan
- mobile Säureanionen: Sulfat, Nitrat
- Spurenelemente: Cadmium, Blei, Fluor.

Die Trinkwasserverordnung sieht für den pH-Wert einen Grenzwert von 6,5 vor. Der Wert ist von der korrosiven Wirkung abgeleitet. Der Grenzwert für Aluminium von 0,2 mg/l dagegen bezieht sich auf dessen toxische Wirkung.

Nach den genannten Kriterien wurden seitens der Wasserwirtschaft drei Versauerungsstufen definiert:

- Stufe 1, schwach versauert,
- Stufe 2, mäßig versauert,
- Stufe 3, stark versauert.

Versauerte Grundwasservorkommen befinden sich vor allem im Nordostbayerischen Grundgebirge und im Spessart, also in den Gebieten, in denen die Bodenversauerung am weitesten vorangeschritten ist. In den genannten Gebieten lagen nach BayLfW (1997) im Zeitraum von Sept. 1988 bis Sept. 1989 (Extremsituation) 16 % der Grundwasservorkommen in Stufe 1, 72 % in Stufe 2 und 12 % in Stufe 3. MORITZ & RASPE (2005) berichten an untersuchten versauerten Standorten von einem Ansteigen der Alkalinität bei insgesamt aber saurem Zustand. Die Autoren weisen auch auf die Bedeutung von Laubholz für die Gewässerqualität hin und führen dafür Ergebnisse aus dem Spessart an. MORITZ & RASPE (2005) bezeichnen insgesamt den Zustand der oberirdischen Gewässer und des Grundwassers in Bayern als gut.

ALEWELL et al. (2001) befassen sich mit der Frage, ob nach dem Rückgang saurer Einträge seit zwanzig Jahren auch ein Rückgang der Versauerung zu beobachten sei. Es wurde ein signifikanter Rückgang der Sulfatkonzentrationen in sieben Fließgewässern festgestellt, allerdings von geringem Ausmaß, da gespeicherter Schwefel freigesetzt wird. pH-Werte, Säure-Neutralisationskapazität und Aluminium-Konzentrationen sind unverändert, aber ein Rückgang von extremen Säureschüben im Hinblick auf deren Häufigkeit und Intensität deutet auf eine gewisse Verbesserung hin.

9 Klimawandel und Bodenversauerung

Unsere Böden waren seit der letzten Eiszeit immer wieder Klimaveränderungen ausgesetzt, die als Faktoren der Bodenentwicklung wirksam waren. Das letzte Klimaoptimum war im Mittelalter, dann folgte eine kalte Periode bis etwa 1850 mit den größten Gletschervorstößen seit der Eiszeit. Gegenwärtig erwärmt sich das Klima wieder und ein anthropogener Anteil an den Ursachen wird als sicher erachtet. Prognosen über das künftige Ausmaß sind jedoch sehr unterschiedlich. Vom Intergovernmental Panel on Climatic Change (IPCC) wird für den Zeitraum von 1990 bis 2100 eine Erhöhung der mittleren globalen Lufttemperatur zwischen 1,4 und 5,8 °C erwartet. Die Szenarien der künftigen Entwicklung betreffen in erster Linie Temperatur, Niederschlag und Extremereignisse. Sie sind mit großen Unsicherheiten behaftet und von daher unterschiedlich in ihren Aussagen. Dem Boden wurde dabei bislang kaum Aufmerksamkeit beigemessen. Grundsätzlich wäre bei höheren Niederschlagsraten das Versauerungsrisiko für den Boden höher. Höhere Temperaturen in Verbindung mit Feuchtigkeit würden generell den Humusabbau fördern und damit Nitrat freisetzen. Die Versauerung kann dabei aber nicht losgelöst vom ökosystemaren Umfeld betrachtet werden. Neben Temperatur und Niederschlag sind beispielsweise von Relevanz:

- Mögliche Änderungen der Vegetation
- veränderte Wuchsbedingungen und damit mehr oder weniger Kationentzug
- Sturmschäden mit nachfolgendem Humusschwund, wenn der Schutz durch die Baumkronen fehlt
- Auftreten neuer Schadinsekten im Wald.

Für die möglichen Auswirkungen der Klimaveränderung auf den Boden wird noch Forschungsbedarf gesehen.

Soweit Maßnahmen des Klimaschutzes auf die Reduktion des Verbrauchs fossiler Brennstoffe (Erdöl, Kohle) gerichtet sind, dienen sie gleichermaßen dem Schutz des Bodens vor Versauerung. Negative Auswirkung auf die Waldböden kann aber ein verstärkter Einsatz von Holz als Energieträger mit sich bringen. Einerseits ist das Holz zwar ein CO₂-neutraler Brennstoff, andererseits kann eine nicht nachhaltige Holznutzung auch mit dem Risiko zusätzlicher Bodenversauerung verbunden sein.

10 Initiativen gegen Bodenversauerung

Im Bodenschutz hat das „Windschattenprinzip“ von je her eine wichtige Rolle gespielt. Noch vor den Bemühungen um ein eigenständiges „Schutzgut Boden“ ist der Boden im „Windschatten“ anderer Schutzgüter, wie Luft, Wasser oder Tiere und Pflanzen mitgeschützt worden. Hinsichtlich der Versauerung kommt der Verminderung der Emission von Säurebildnern und eutrophierenden Stoffen – Schwefeldioxid, Stickstoffoxide und Ammoniak – eine besondere Bedeutung zu. Das „Windschattenprinzip“ ist dabei nach wie vor sehr wichtig für den Boden. Im Zuge der Luftreinhaltung wird er aber in zunehmendem Maße auch als Schutzgut genannt.

Internationale Bemühungen zum Schutz des Klimas:

Das Kyoto-Protokoll sieht die Verminderung der Emissionen an klimarelevanten Gasen vor. Soweit die Verminderung des Verbrauchs an fossilen Brennstoffen betroffen ist, kommen die Aktivitäten auch dem Schutz des Bodens vor Versauerung entgegen.

Initiativen auf europäischer Ebene:

Zur Luftreinhaltung mit ihrer besonderen Relevanz für die Bodenversauerung ist folgendes zu bemerken:

1979 wurde in Genf im Rahmen der Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa das „Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung“ unterzeichnet. Es ist im Jahr 1983 in Kraft getreten. Auf der Grundlage dieses Übereinkommens sind bisher mehrere Protokolle erarbeitet worden, die auf die Reduzierung von Emissionen hinwirken, z.B. zwei Schwefelprotokolle von 1985 und 1994 oder ein Stickstoffprotokoll von 1988. Von besonderer Bedeutung hinsichtlich der Bodenversauerung ist das Multikomponentenprotokoll von Göteborg 1999. Es verpflichtet zur gleichzeitigen Bekämpfung von Versauerung, Eutrophierung und bodennahem Ozon durch die Festlegung von länderspezifischen Emissionshöchstwerten u.a. für SO₂, NO_x und NH₃. Mit der Richtlinie 2001/81/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23.10.2001 über nationale Emissionshöchstwerte für bestimmte Luftschadstoffe (National Emission Ceiling – NEC-Richtlinie) hat die EU eine Regelung erlassen, die nationale Höchstwerte festlegt, u.a. für SO₂, NO_x und NH₃, die bis 2010 erreicht werden müssen (siehe auch Tab. 11-1).

Im Jahr 1997 hat die EU-Kommission den Vorschlag für eine EU-Strategie gegen die Versauerung vorgelegt (KOM (1997) 88-1). Unter „Versauerung“ wird dabei die „Wirkungen des Eintrags von Stoffen, die die Azidität erhöhen, in die Umwelt in Form von atmosphärischen Niederschlägen“ verstanden. Das Papier sieht eine Verminderung der Emissionen von Schwefeldioxid, Stickstoffoxid und Ammoniak vor, und zwar sollte bis zum Jahr 2010 der Anteil an Ökosystemen, an denen die kritische Belastung überschritten ist – bezogen auf das Jahr 1990 – halbiert werden. Zur Umsetzung ist dieses Ziel in o.g. NEC-Richtlinie als Zwischenziel formuliert.

Für große Gebiete genügen die dort genannten Höchstwerte aus der Sicht des Bodenschutzes nicht.

Am 22. Juli 2002 haben das Europäische Parlament und der Rat das sechste Umweltaktionsprogramm der Europäischen Gemeinschaft beschlossen (Beschluss Nr. 1600/202/EG). Es hat eine Laufzeit von 10 Jahren. Es sieht u.a. vor: „Erreichung einer Luftqualität, die keine erheblichen negativen Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt hat und keine entsprechenden Gefahren verursacht“. Zu erwähnen ist auch das Programm „Saubere Luft für Europa“ („CAFE“ – Clean Air for Europe).

Entsprechend einer Mitteilung der Kommission an den Rat und das Parlament (KOM(2005) 446) wurde geprüft, ob die geltenden Rechtsvorschriften ausreichen, dieses Ziel bis 2020 zu erreichen, wobei in erster Linie der Gesundheitsbereich berücksichtigt wurde. Die Analyse zeigte, dass auch

bei wirksamer Anwendung der geltenden Rechtsvorschriften erhebliche negative Auswirkungen fortbestehen werden. **Es werden u. a. Emissionsverminderungen im Vergleich zum Jahr 2000 von 82 % bei SO₂, 60 % bei NO_x und 27 % bei NH₃ gefordert.** Das entspricht der Größenordnung, wie sie auch aus der Sicht des Bodenschutzes abzuleiten ist und die das Bayerische Bodenschutzprogramm vorsieht.

Nicht unmittelbar auf die Versauerung ausgerichtet, aber dennoch relevant sind auch internationale Programme zur Erforschung von Stickstoff-Flüssen und ihrer Umweltauswirkungen. Unter den Dachorganisationen INI (International Nitrogen Initiative) und ENC (European Nitrogen Centre) laufen diverse Projekte.

Internationale Monitoringprogramme der UN/ECE

Informationen über internationale Monitoringprogramme können der Internetseite des Umweltbundesamtes entnommen werden.

Auf der Grundlage des „Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigungen“ von 1979 sind alle Unterzeichnerstaaten verpflichtet, Beiträge zu Programmen der Umweltbeobachtung beizusteuern. Dazu gehören auch die Bestimmung von Critical Loads, bzw. die Höhe deren Überschreitung. Von Relevanz für die Bodenversauerung ist eine „Working Group on Effects of the Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution“ (WGE) mit u.a. einem ICP (International Cooperative Programme) Mapping, einem CCE (Coordination Center for Effects), das Karten mit Critical Loads und Levels entwickelt sowie einem ICP Forest. Auf dem EMEP-Raster (European Monitoring and Evaluation Programme) werden regelmäßig Untersuchungen vorgenommen.

Die Abb. 10-1 und 10-2 sind aus der Berichterstattung über das Internet (www.mnp.nl/bibliotheek/rapporten/259101016.pdf) entnommen. Abb. 10-1 zeigt die Spannweite der Critical Loads in Europa. Es ist ersichtlich, dass von der Versauerung weniger die südeuropäischen, sondern hauptsächlich die mittel- ost- und nordeuropäischen Länder betroffen sind. Abb. 10-2 zeigt die modellierete Überschreitung der Critical Loads für Säure für das Jahr 2010. Sie ist hier nur als Beispiel und nicht als Dokumentation gedacht, da die komplexen Methoden hier nicht wiedergegeben werden sollen. Es wird auf den vollständigen CCE (Coordination Center for Effects)-Status Report im Internet verwiesen. Die Probleme bei der Zusammenführung von Daten verschiedener Länder sind in der Abbildung offenkundig.

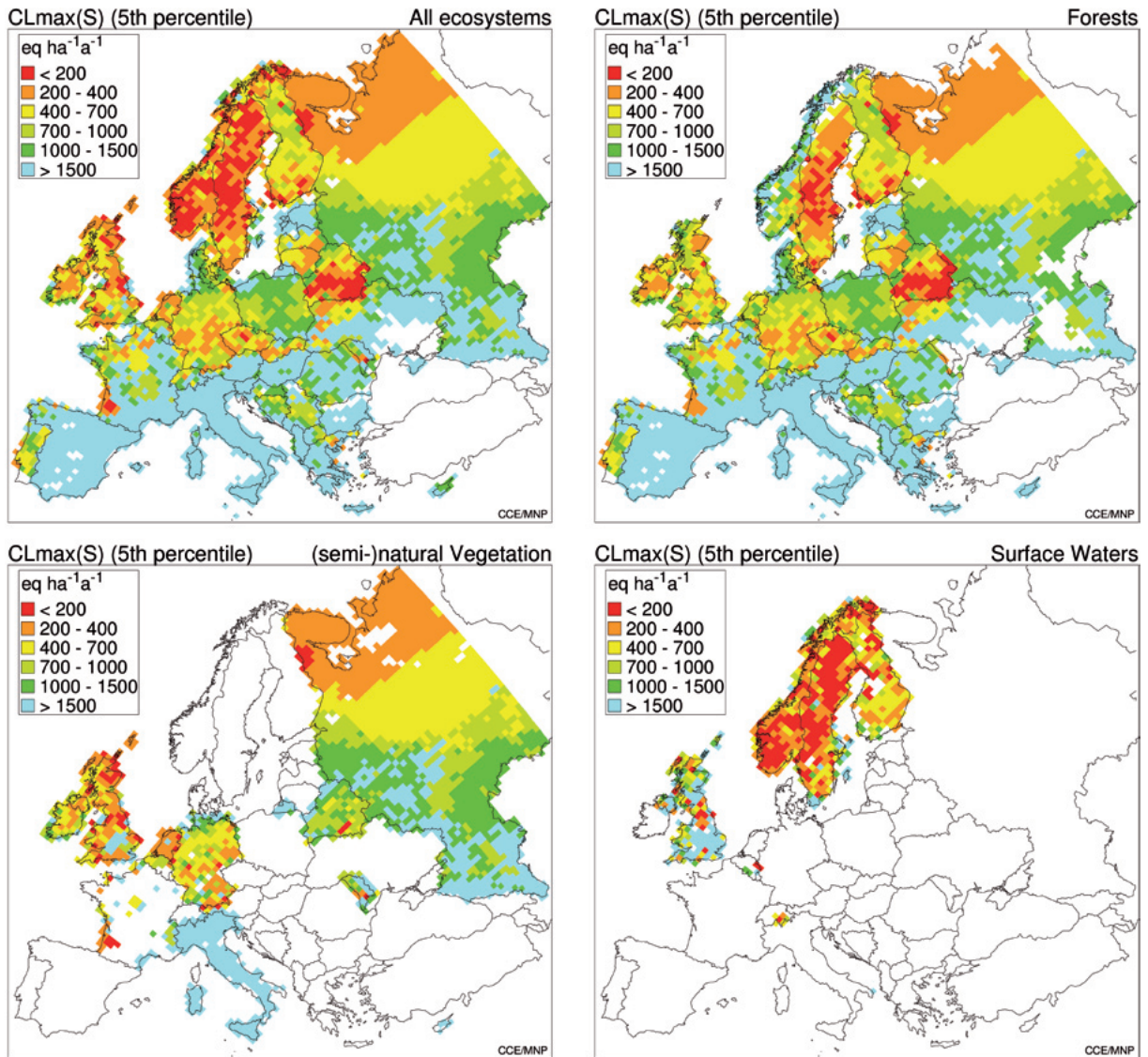


Abb. 10-1: Critical Loads Säure, (HETTELINGH, POSCH & SLOOTWEG 2005, Quelle: www.mnp.nl/bibliotheek/rapporten/259101016.pdf).

Die Depositionsmessungen des Bayerischen Landesamtes für Umwelt werden für diese Arbeiten zur Verfügung gestellt. Die 22 Wald-Klimastationen der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft wurden in das „Level II“- Flächennetz der ICP-Forest eingebunden.

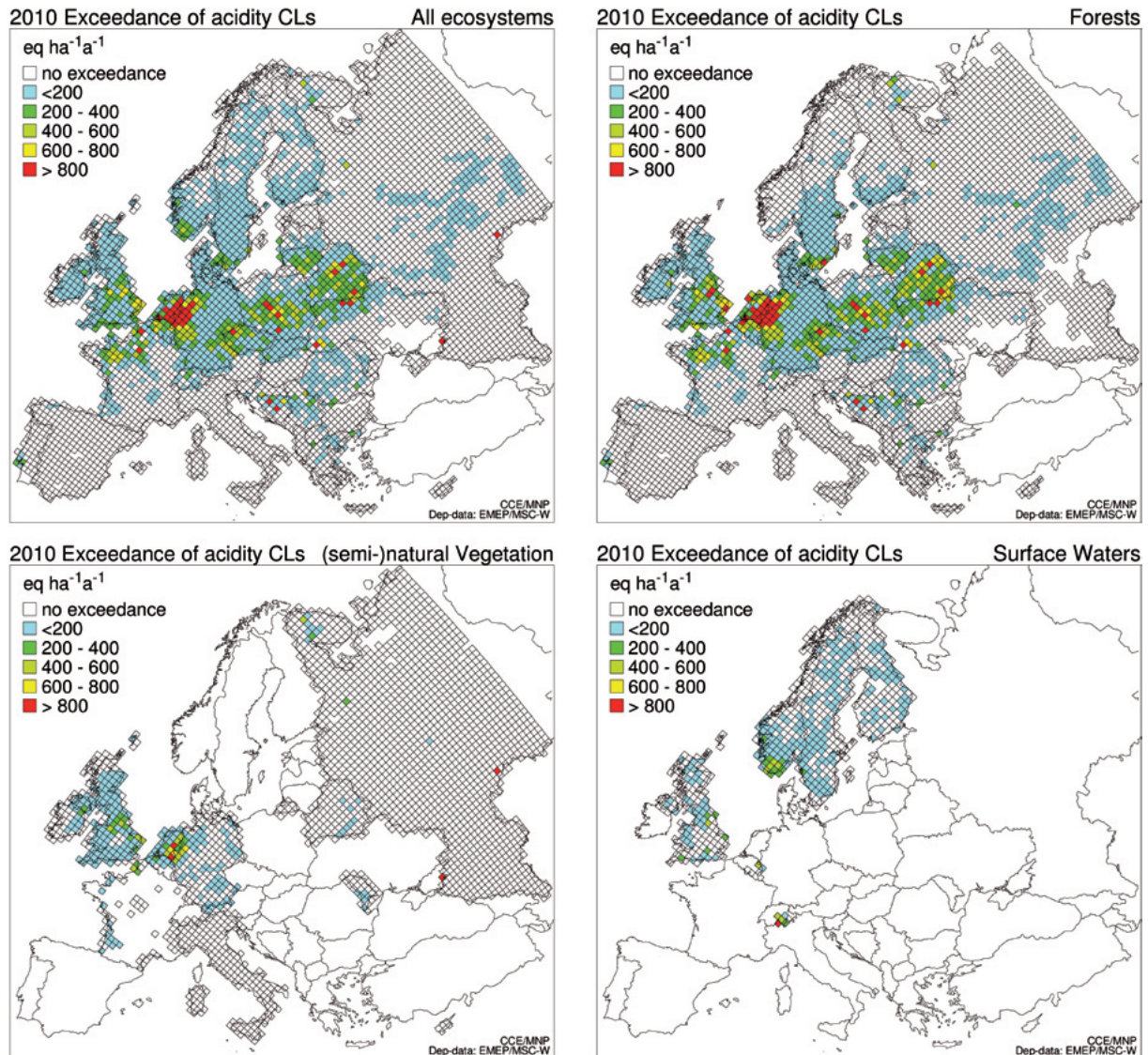


Abb. 10-2: Durchschnittliche akkumulierte Überschreitung der Critical Loads, berechnet für das Jahr 2010 mit dem EMEP Unified Model, (HETTELINGH, POSCH & SLOOTWEG 2005, Quelle: www.mnp.nl/bibliotheek/rapporten/259101016.pdf).

Initiativen in anderen Staaten

Boden- und insbesondere Gewässer-Versauerung haben sich bereits ab den 1950-er Jahren in den skandinavischen Ländern bemerkbar gemacht. Mittlerweile sind die Belastungen zurückgegangen, werden aber immer noch als zu hoch eingestuft. Eine Internet-Recherche hat ergeben, dass dort, ähnlich wie bei uns, auf Maßnahmen der Luftreinhaltung sowie der Forstwirtschaft gesetzt wird. Der Forschungseinsatz ist hoch. EVANS et al. (2001) stellen in einer Studie zum Rückgang der Versauerung europäischer Oberflächengewässer fest, dass eine Erholung am stärksten in der Tschechischen Republik zu verzeichnen ist, eine mäßige in Skandinavien und am schwächsten in der Bundesrepublik Deutschland.

Generell beteiligen sich viele Staaten an den o. g. Monitoring-Programmen mit eigenen Messungen.

Versauerung und Eutrophierung von Ökosystemen in Entwicklungsländern, betrifft ein Projekt des SIDA (Swedish International Development Cooperation Agency) siehe folgende Abbildung.

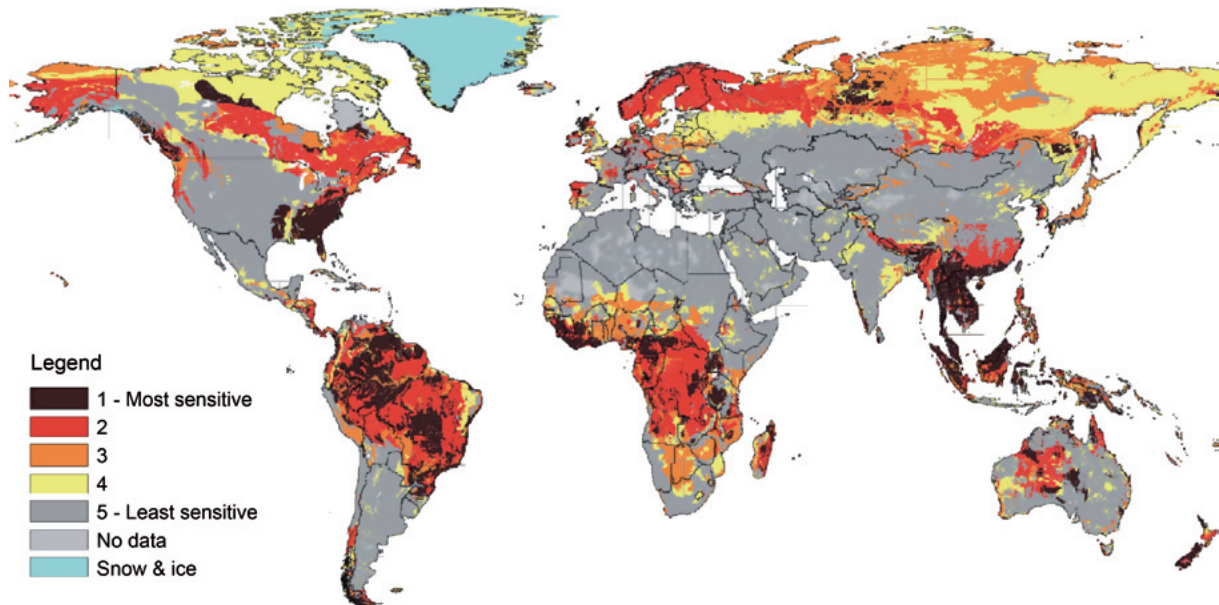


Abb. 10-3: Globale Abschätzung der Empfindlichkeit von Ökosystemen gegenüber saurer Deposition, (KUYLENSTIERNA et al. 2001, Quelle: www.sei.se/rapidc/pdfs/Acidification.PDF).

Initiativen auf Bundesebene:

Zum 1. März 1999 ist das **Bundesbodenschutzgesetz** (BBodSchG) in Kraft getreten. Im BBodSchG und in der Bundes-, Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BbodSchV) kommt der Begriff „Bodenversauerung“ aber nicht vor. Unter dem Begriff „Schädliche Bodenveränderung“ (§2, Abs. 3 BBodSchG) kann jedoch auch die Versauerung subsumiert werden: „Schädliche Bodenveränderungen im Sinne dieses Gesetzes sind Beeinträchtigungen der Bodenfunktionen, die geeignet sind, Gefahren, erhebliche Nachteile oder erhebliche Belästigungen für den Einzelnen oder die Allgemeinheit herbeizuführen“. Werte, „bei deren Überschreitung ... in der Regel von einer Schädlichen Bodenveränderung ... auszugehen ist“ (§8, Abs. 1, BBodSchG) sind für eine Versauerung jedoch in der BBodSchV nicht vorgesehen. Die Verordnung stellt nur auf Kontamination und Erosion ab.

Im **Bundes-Immissionsschutzgesetz** (BimSchG) wird im §1 der Boden als Schutzgut ausdrücklich genannt. Das Gesetz sieht untergesetzliche Regelungen zur Erfüllung von bindenden Beschlüssen der Europäischen Gemeinschaften vor. Werte u.a. für Immissionen und Emissionen finden sich in der Ersten Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (TA Luft). Hinsichtlich der Verminderung der Emission von Säurebildnern ist das Immissionsschutz-Recht von größter Relevanz für das Thema „Bodenversauerung“.

Im **Umweltgutachten 2000** (Bundestagsdrucksache 14/3363) hat der **Rat der Sachverständigen für Umweltfragen** (SRU) das Problem der Bodenversauerung besonders hervorgehoben. Der Rat fordert

„Bewertungsmaßstäbe für die Vorsorge gegen Versauerungsprozesse, die das normale, unter humidem Klima natürlich herrschende Maß übersteigen, als auch für die durch Versauerung hervorgerufenen schädlichen Bodenveränderungen.“

Der Rat weist ferner auf die Bedeutung der Reduzierung von Stoffeinträgen mit eutrophierender und versauernder Wirkung hin und führt weiterhin aus:

„Zum Schutz der Böden vor Versauerung und Eutrophierung spricht sich der Umweltrat zunächst dafür aus, in die Bundes-Bodenschutzverordnung versauerungs- sowie eutrophierungsspezifische Regelungen sowohl zur Vorsorge als auch zur Gefahrenabwehr aufzunehmen. Im Rahmen der Vorsorge kommen in Anlehnung an das Critical-Load-Konzept grundsätzlich Bewertungskriterien für

Zusatzbelastungen in Betracht. Allerdings verweist der Umweltrat auf die gegenwärtig noch eingeschränkte Eignung des Critical-Load-Konzeptes, da historische Nutzungen und Belastungen sowie allgemein der Faktor Zeit bislang nicht adäquat berücksichtigt werden. Dieses gilt es zukünftig zu verbessern. Dabei sind insbesondere gekoppelte Reaktions- und Transportmodelle auf der landschaftlichen Skalenebene einzusetzen, um die naturräumlichen Zusammenhänge einschließlich der nutzungsinduzierten Einflüsse in angemessener Form zu berücksichtigen.“

Bei der Umsetzung der Empfehlungen des Umweltrates gibt es noch Bedarf.

Die Bundesforstverwaltung gibt mit der **Bodenzustandserhebung im Wald (BZE)** nicht nur eine umfangreiche Dokumentation des Ist-Zustands der Waldböden sondern auch einen Ausblick auf Maßnahmen. Es werden forstwirtschaftliche Maßnahmen vorgestellt, aber auch darauf hingewiesen, dass die Möglichkeiten, damit den festgestellten Risiken zu begegnen, begrenzt seien. Vielmehr sei eine weitere Reduzierung der Luftschadstoffe erforderlich (BMELF 1997).

Das **Umweltbundesamt** hat für das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland die folgende Karte der Überschreitungen der Critical Loads für Säure erstellen lassen.

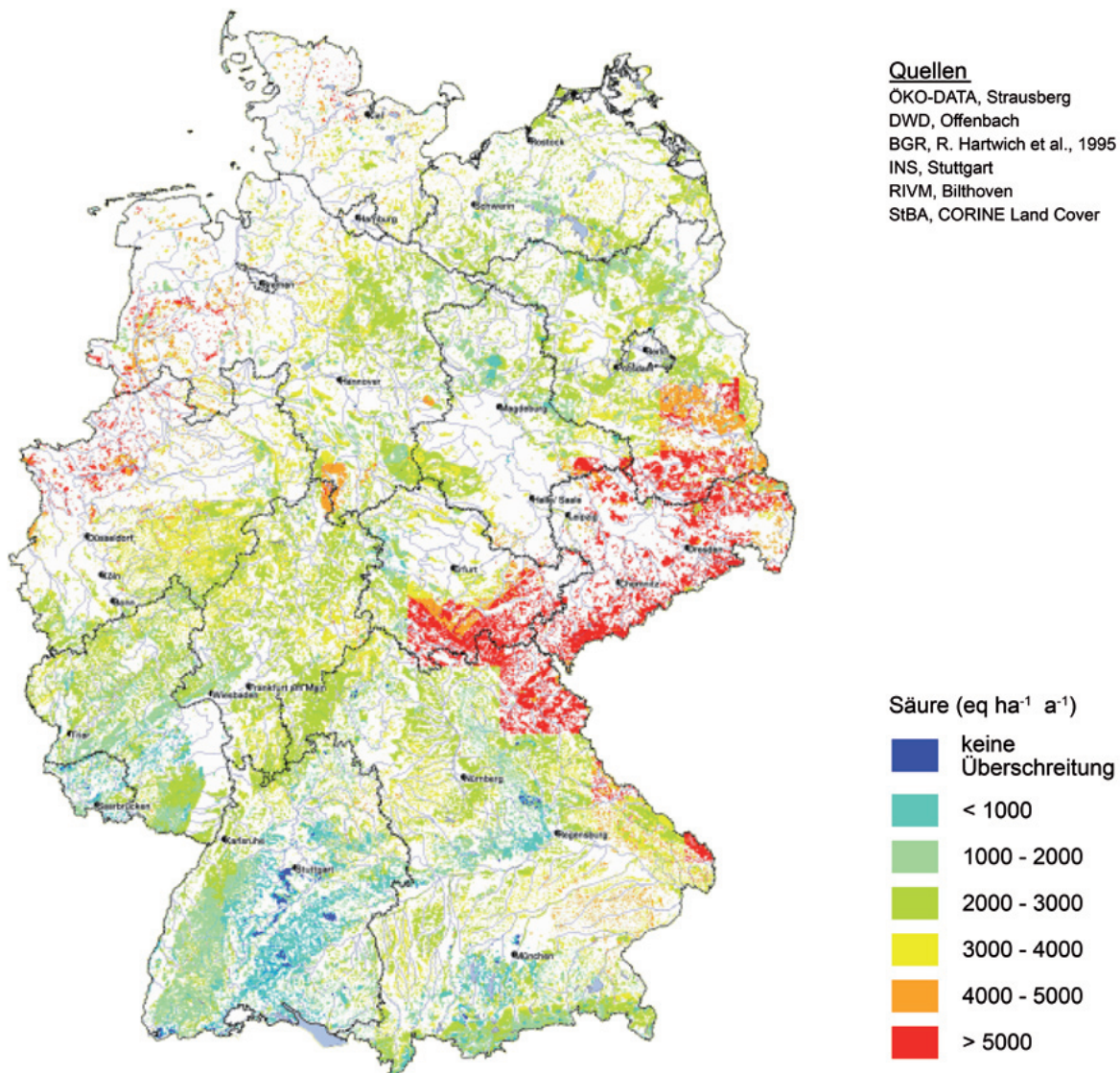


Abb. 10-4: Überschreitungen der Critical Loads Säure durch die Säure-Gesamtdeposition 1995, Datensatz 2000, (UBA 2000, Quelle: www.umweltbundesamt.de/umweltbeobachtung/uid/mapping/karte_exceedancs_saure.htm).

Aus dieser Karte können im Internet die einzelnen Bundesländer separat dargestellt werden, so auch die Karte für den Freistaat Bayern, siehe Abb. 10-5. Die Karte zeigt offenkundige Unstetigkeiten an den Grenzen von Teilblättern, was für eine gewisse Unschärfe spricht.

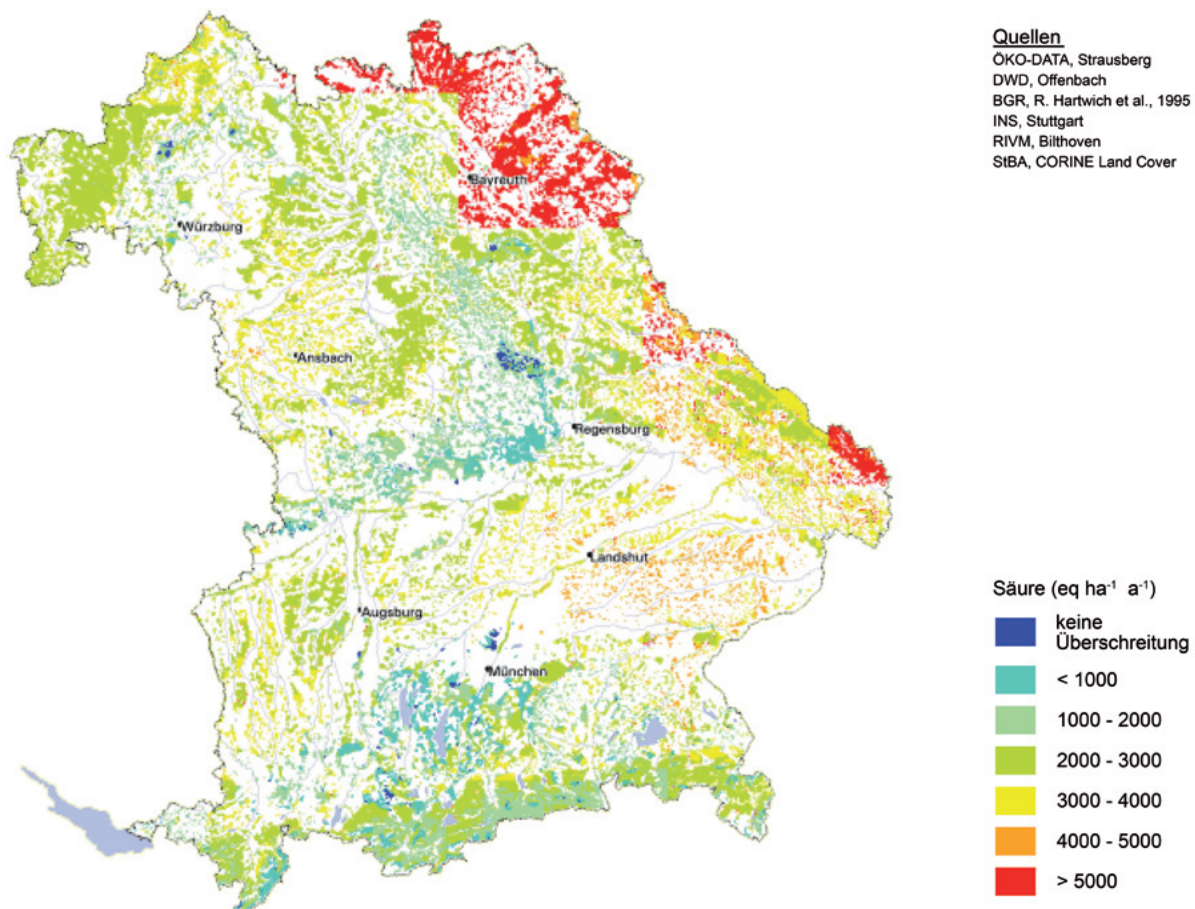


Abb. 10-5: Überschreitungen der Critical Loads Säure durch die Säure-Gesamtdosition 1995 in Bayern, Datensatz 2000, (UBA 2000, Quelle: www.umweltbundesamt.de/umweltbeobachtung/uid/mapping/ex_ac_bay.htm).

Initiativen in anderen Bundesländern:

Eine Recherche im Internet hat folgendes ergeben:

In Baden-Württemberg gibt es seit 1997 ein Handbuch Boden „Bodenversauerung – Ursachen, Auswirkungen, Maßnahmen, Literaturstudie. Das Werk widmet sich sehr detailliert dem Prozess der Bodenversauerung und seinen Auswirkungen. Forstliche Maßnahmen werden eingehend dargestellt. Weiterhin kann „Säurebilanz: Modellansatz Baden-Württemberg, Stand 10.2003“ im Internet eingesehen werden (ISSN 1611-1451 Onlinejournal).

Mit „Aktualisierung und Präzisierung der Erfassung und Kartierung von ökologischen Belastungsgrenzen und ihrer Überschreitung im Freistaat Sachsen“ legt ÖKO-Data (2004) eine umfangreiche Ausarbeitung zu Critical Loads, ihrer Überschreitung und der Entwicklung von Trends vor.

Initiativen in Bayern:

Im Jahr 1991 hat das damalige Bayerische Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, jetzt **Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz**, ein Bodenschutzprogramm vorgelegt. Dort wird u.a. die Bodenversauerung als Risiko für den Boden beschrieben und eine weitere Verringerung der Emissionen von Luftschadstoffen als Ziel angesprochen. Die Neufassung eines Bodenschutzprogrammes für Bayern von 2006 definiert u.a. konkrete Ziele zur Reduzierung von Luftschadstoffen.

Beim **Landesamt für Umwelt** (LfU) werden nicht nur systematisch Depositionen aus der Luft gemessen, sondern auch Auswirkungen von Stickstoff- und Säureeinträgen auf Ökosysteme untersucht.

Das **Bayerische Landesamt für Wasserwirtschaft**, seit 1. August 2005 LfU, betreibt seit vielen Jahren ein integriertes Messnetz zur Beschreibung der Auswirkungen von Stoffeinträgen auf das Grundwasser. Der Empfindlichkeit der Böden der Versauerung gegenüber kommt dabei eine zentrale Rolle zu.

Das **Bayerische Geologische Landesamt**, jetzt ebenfalls LfU, hat bereits in den 1980-er Jahren damit begonnen, systematisch einen Datenbestand für Zwecke des Bodenschutzes aufzubauen, der jetzt in einem Bodeninformationssystem vorgehalten wird. Er bildet eine wichtige Grundlage für die Abschätzung und Vorhersage von Risiken für den Boden, einschließlich der Versauerung. Im Rahmen eines Interreg-Projektes „Säureinduziertes Puffervermögen“ untersucht derzeit das Bayerische Landesamt für Umwelt zusammen mit dem tschechischen Projektpartner UKZUZ bodenversauerungsrelevante Parameter grenzüberschreitend im Raum Nordostbayern/Tschechien.

In umfangreichem Ausmaß widmet sich die **Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft** dem Problem der Bodenversauerung. Bei den Waldzustandserhebungen werden auch dem Boden und insbesondere der Bodenversauerung eine große Bedeutung beigemessen. Für die regelmäßigen Waldzustandsberichte wird u.a. die erforderliche Reduzierung der Schadstoffeinträge ermittelt (siehe Kap. 7). Die genannten bayerischen Fachbehörden für Wasserwirtschaft, Umweltschutz, Geologie sowie für Wald und Forstwirtschaft haben seit Jahren in Fragen des Bodenschutzes einschließlich der Versauerung intensiven fachlichen Kontakt gepflegt, was der medienübergreifenden Betrachtung entgegengekommen ist.

Das **Waldgesetz für Bayern** sieht in Art. 9 vor: „Jede Handlung, durch welche die Produktionskraft des Waldbodens vernichtet oder wesentlich geschwächt ... wird ... ist verboten.“

Das **Bayerische Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten** (früher für „Ernährung, Landwirtschaft und Forsten“) hat im Jahr 1995 ein Aktionsprogramm „Stickstoff 2000“ aufgelegt, das eine Reihe von Maßnahmen zur Begrenzung von Stickstoffemissionen aus der Landwirtschaft vorsieht, siehe Kapitel 11 – Maßnahmen. Auch Programme wie „Umweltgerechter Pflanzenbau“ oder das Bayerische Kulturlandschaftsprogramm dienen u.a. der Verringerung von Emissionen aus der Landwirtschaft.

Die **Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft** hat ein Merkblatt zur Verminderung gasförmiger Emissionen in der Tierhaltung erarbeitet (Bayerische Staatsministerien für – Landwirtschaft und Forsten – Landesentwicklung und Umweltfragen 2003). Die Empfehlungen zielen ab auf:

- richtige Fütterung,
- stallbauliche Maßnahmen,
- sachgemäße Lagerung von Gülle und Festmist,
- Bau von Biogasanlagen,
- Ausbringungsart von Gülle.

Hingewiesen wird dabei auch auf einschlägige Rechtsgrundlagen wie die Düngeverordnung und die TA-Luft.

11 Maßnahmen gegen Bodenversauerung

Als Maßnahmen gegen die Bodenversauerung kommen in Betracht:

- Maßnahmen der Luftreinhaltung
- Forstwirtschaftliche Maßnahmen.

11.1 Maßnahmen der Luftreinhaltung

Emissionen von Säurebildnern haben sich wie folgt entwickelt:

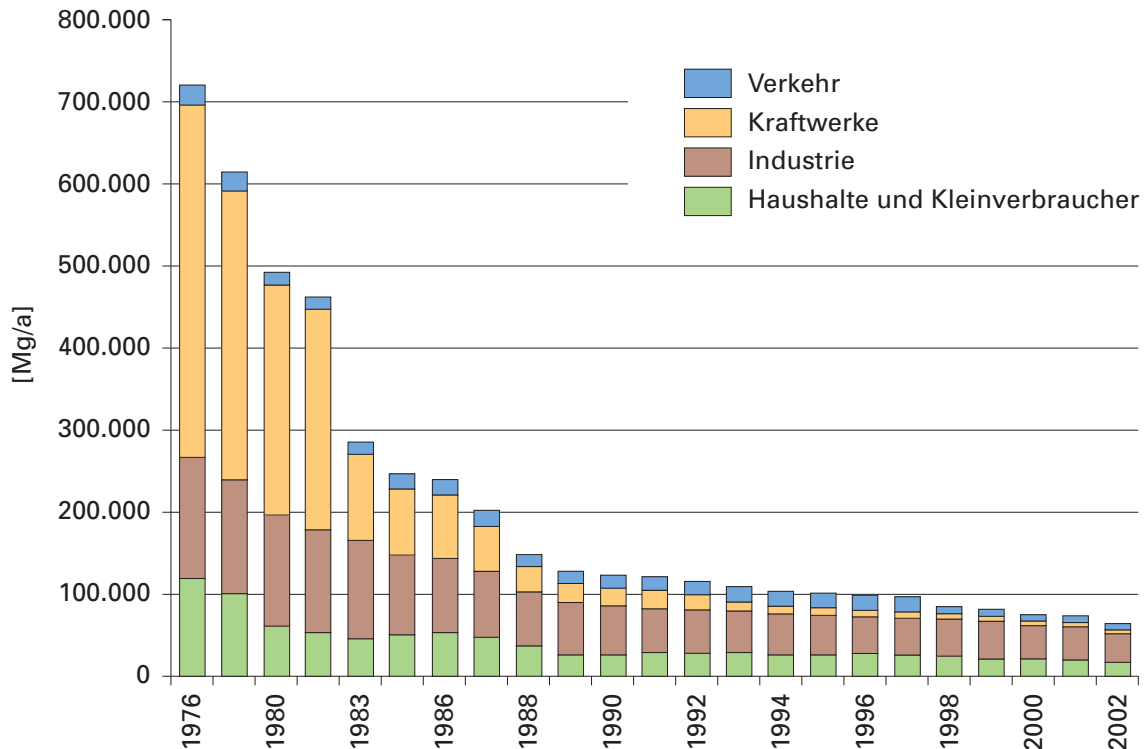


Abb. 11-1: Emission von Schwefeldioxid in Bayern und Anteil der Emittenten.

Die Abb. 11-1 zeigt, dass die Emissionen von **Schwefeldioxid** in den letzten Jahrzehnten nennenswert zurückgegangen ist.

Zur den Emissionen von **Stickstoff** gibt eine Broschüre des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz vom Juli 2006 folgende Information: "Die langjährige Entwicklung der Stickstoffoxid-Emissionen in Bayern zwischen 1976 und 2002 zeigt einen Rückgang insgesamt um 49 %, mit einem Maximum Mitte der 80-er Jahre. Einer der Hauptgründe für diese positive Entwicklung seit Anfang 1990 ist die Einführung und Fortschreibung von verbindlichen EURO-Abgasnormen für Kraftfahrzeuge. Darüber hinaus erfolgte im Bereich der Kraft- und Heizwerke eine starke Reduzierung der Emissionen durch die Umsetzung von Maßnahmen aus der Großfeuerungsanlagen-Verordnung (Altanlagenanierung) sowie die Stilllegung von Kraftwerken bzw. Kraftwerksblöcken. Industrieanlagen wurden auf emissionsärmere Verbrennungstechniken umgerüstet. Hierzu trägt hauptsächlich die Verminderung des Verbrauchs von schwerem Heizöl und Kohle zugunsten von leichtem Heizöl und Gas bei."

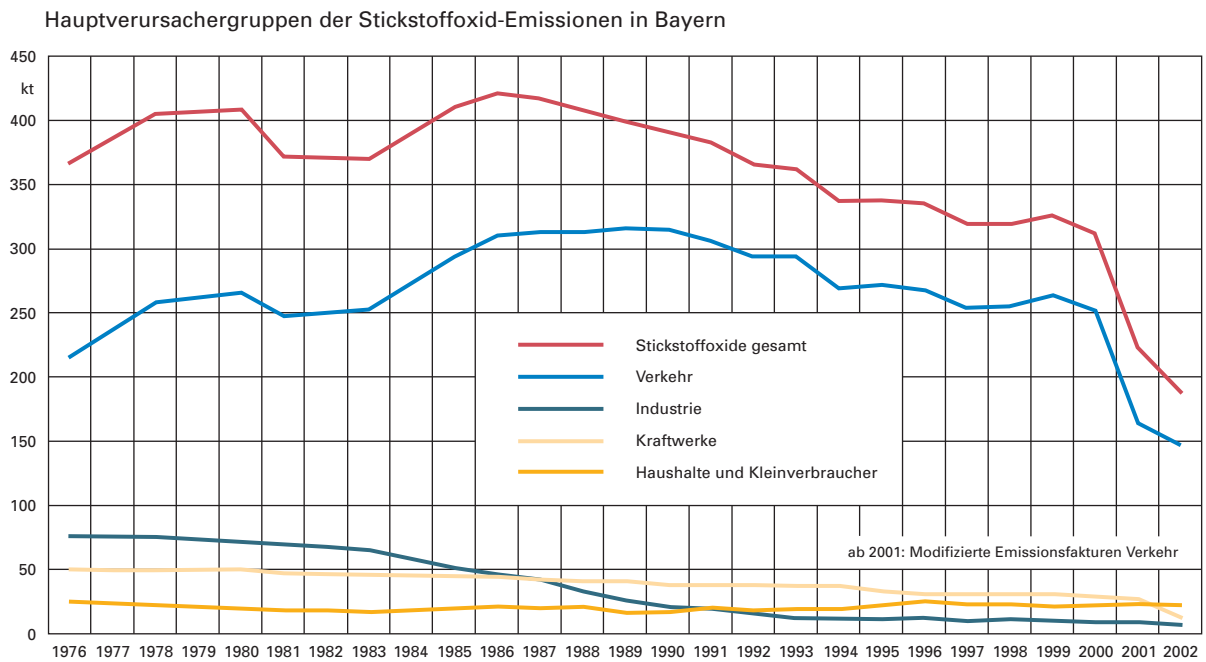


Abb. 11-2: Emission von Stickstoffoxiden in Bayern, (Bay StMUGV 2006).

Ammoniakemissionen kommen zu 90 % aus der Landwirtschaft und hier überwiegend aus der Rinderhaltung.

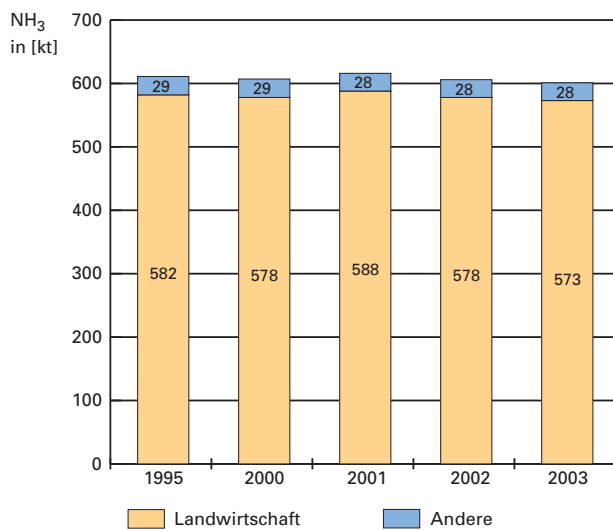


Abb. 11-3: Ammoniak-Emissionen in der Bundesrepublik Deutschland, in kt, (UBA 2005).

Seit 1995 ist bei den Ammoniak-Emissionen entsprechend Abb. 11-3 ein geringer genereller Trend zur Verbesserung zu beobachten. Die Ammonium-Depositionsmessungen in Bayern zeigen ebenso eine generelle leichte Abnahme der Werte, siehe Abb. 11-4.

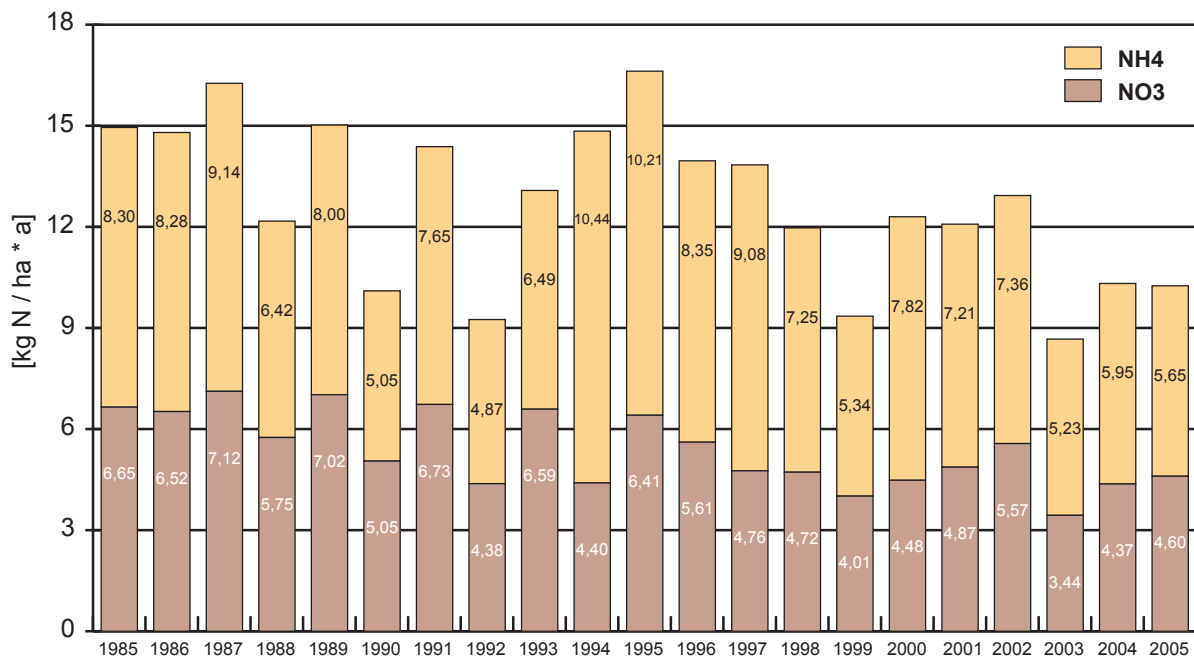


Abb. 11-4: Zeitreihe der Stickstoffeinträge in Bayern.

Folgende Maßnahmen zur Verminderung von Ammoniumemissionen sind in Bayern im Rahmen verschiedener Aktionsprogramme ergriffen worden (BayStMELF 1995):

- 1984 wurde ein Gülleprogramm aufgelegt um den Bau sachgerechten Lagerraums zu fördern
- landwirtschaftliche Beratung umfasst auch Stickstoffdüngung
- das Kulturlandschaftsprogramm zielt u.a. auf Tierbesatzbegrenzungen, Verzicht auf mineralische und/oder organische Düngung
- Das Programm „Stickstoff 2000“ sah u.a. vor: Verringerung der Tierbestände, Förderung boden-naher Gülleausbringungstechnik, Beratungsschwerpunkte hinsichtlich emissionsmindernder Stallbauformen, Fütterung und Güllelagerung.

Darüber hinaus verpflichtet die Düngeverordnung, zuletzt vom 13. Januar 2006, zur Einarbeitung von Gülle unverzüglich nach der Ausbringung.

Einer Schätzung entsprechend haben die NH₃-Emissionen von 1979 bis 1999 der bayerischen Tierhaltung um 16 % bzw. 22.098 t bzw. 18.187 t NH₃-N abgenommen. Dies sei allein im Rückgang der Viehbestände begründet (Bayerischer Landtag, Drs. 14/7731).

Als Folge nachlassender Säureemissionen zeigt die Zeitreihe der pH-Werte im Niederschlag einen konstanten Anstieg, siehe Abb. 11-5 mit einer Graphik des UBA. Im Vergleich zum natürlichen pH-Wert des Regens von 5,6 sind die Niederschläge also immer noch als sauer zu bezeichnen.

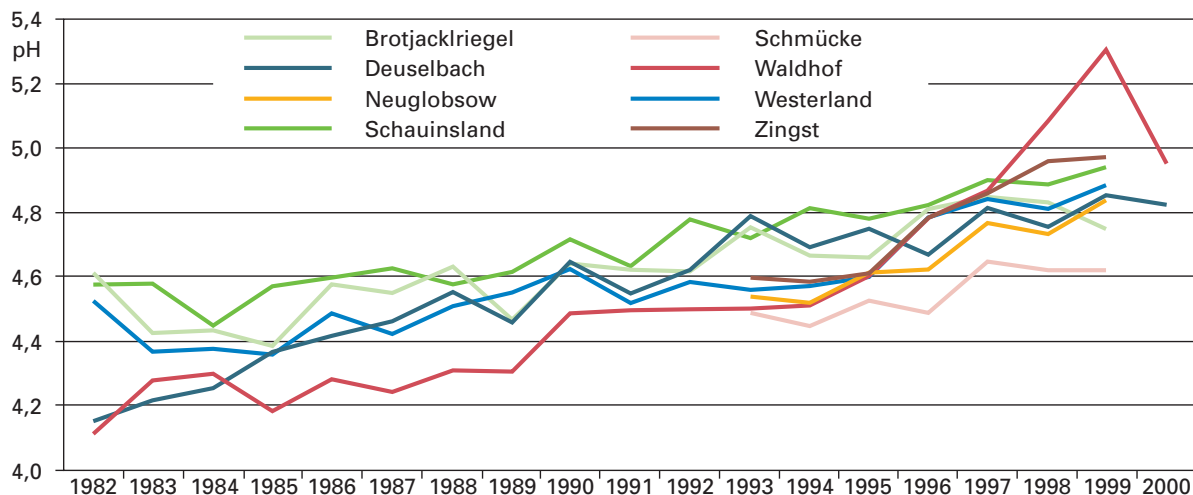


Abb. 11-5: Jahresmittel der pH-Werte im Niederschlag zwischen 1982 und 2000 an den Messstellen des Umweltbundesamtes (daily bulk Messungen), (UBA 2001, Quelle: www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/2473.pdf).

In folgender Tabelle des BMU sind Vorgaben für Emissionshöchstmengen nach der NEC-Richtlinie für Deutschland und konkrete Emissionswerte gegenübergestellt.

Tab. 11-1: NEC-Vorgaben für Deutschland und Stand 2000 und 2004, Angaben in Kilotonnen (kt) pro Jahr.

	SO ₂	NO _x	VOC (ohne CH ₄)	NH ₃
Multikomponentenprotokoll bis 2010	550	1081	995	550
NEC-Richtlinie bis 2010	520	1051	995	550
Stand 2000	633	1634	1696	601
Stand 2004	614	1428	1459	614

SO₂: Schwefeldioxid, NO_x: Stickstoffoxid, VOC: Leicht Flüchtige Kohlenwasserstoffe, NH₃: Ammoniak, CH₄: Methan

Ein Kernpunkt in der aktuellen Diskussion um den **Klimaschutz** ist die Verringerung der CO₂-Emissionen. Durch eine Verminderung des Verbrauchs an fossilen Energieträgern würde aber gleichzeitig auch die Emission anderer Säurebildner reduziert, was unmittelbar dem Schutz des Bodens vor Versauerung zugute käme. Die Bündel von Maßnahmen, die im Zusammenhang mit einer Energiewende gefordert werden, sind teils technischer Art, teils betreffen sie das Verhalten und den Lebensstil. REUSSWIG et al. (2003) nennen hierzu den Begriff der „Sustainability Transition“. Anders als beim Begriff der nachhaltigen Entwicklung (Sustainable Development) meinen sie damit den Übergang von einem weniger nachhaltigen zu einem stärker nachhaltigen Entwicklungsmodell.

An den Überschreitungen der Critical Loads gemessen, genügen die bisherigen Maßnahmen zur Luftreinhaltung im Hinblick auf die Bodenversauerung nicht.

Für die Forderung nach Reduktion der Immissionsbelastung ergeben sich folgende Ansätze:

- Regional sind aus der Sicht der Forstverwaltung bis zu 57 % an Sulfat- Stickstoffoxid- und Ammoniak-Einträgen zu reduzieren.
- Das Bayerische Landesamt für Umweltschutz (jetzt Landesamt für Umwelt) fordert im Rahmen des Umweltindikatorsystems Bayern, dass die Einträge als vorrangiges Ziel 10 kg/(ha*a) Stickstoff und 0,5 keq/ha*a) Säure nicht überschreiten sollten (LfU 2004). Langfristig sind 5 kg/(ha*a) Stickstoff und eine weitere Reduzierung des Säureeintrags anzustreben.

- Diese Forderungen entsprechen in ihrer Größenordnung etwa auch der Forderung aus o.g. Papier der Europäischen Kommission (KOM(2005)446). Dort werden, allerdings anders abgeleitet, Emissionsverminderungen im Vergleich zum Jahr 2000 von 82 % bei SO₂, 60 % bei NO_x und 27 % bei NH₃ bis zum Jahr 2020 gefordert.
- Unabhängig davon sind im neuen bayerischen Bodenschutzprogramm genannt: Bayernweit eine Reduzierung des Eintrags von Säurebildnern auf 50 % des Standes von 2000. Im Hinblick auf die empfindlichen Böden Ostbayerns sind es nur 45 % von 2000. Die Größenordnung der Forderung liegt ebenfalls im vergleichbaren Bereich.

Es erscheint notwendig, solche Umweltziele auf das Schutzgut bezogen zu formulieren, unabhängig von den technischen Möglichkeiten einer raschen Umsetzung.

11.2 Forstwirtschaftliche Maßnahmen

Es sind zwei verschiedene Aspekte zu unterscheiden:

- Maßnahmen, um der Gefährdung der Wälder durch Einträge von Säurebildnern und eutrophierender Stoffe aus der Atmosphäre zu begegnen (Anpassungsstrategie) sowie
- Maßnahmen im Hinblick auf die boden-versauernde Wirkung von Zuwachs und Ernteentzug

Folgende forstliche Maßnahmen kommen in Betracht (siehe auch z.B. im Deutschen Waldbodenbericht 1996 BMELF):

- Begründung standortgerechter, stabiler und artenreicher Mischbestände
- Anbau tief und intensiv wurzelnder Baumarten
- Humusschonende Bewirtschaftungsweisen
- Vermeidung großflächiger Kahlhiebe
- Gezielte Kalkungen
- Regulierung der internen Säureproduktion durch geeignete Bestandesdichte und an das Standortpotential angepasste Nutzungsintensität.

Im Waldzustandsbericht der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft wird darüber hinaus die Berücksichtigung der verschiedenen Typen des Tiefenverlaufs der Basensättigung (siehe Abb. 6-8) betont. Es wird dort auch darauf hingewiesen, dass es sich bei den forstlichen Maßnahmen nur um flankierende Maßnahmen handeln könne, deren Möglichkeiten, den Risiken zu begegnen, begrenzt seien. Wichtig sei die weitere Reduzierung der Luftschadstoffe durch eine konsequente Luftreinhaltepolitik.

Eine vermehrte Anlage von Kurzumtriebskulturen mit dem Ziel der Erzeugung von Energieholz kann mit dem Risiko der Bodenversauerung verbunden sein. Wenngleich diese Kulturen nicht als „Wald“ im Sinne des Waldgesetzes für Bayern gelten, ist deren Beobachtung als Maßnahme geboten.

11.3 Forschungsbedarf

Folgender Forschungsbedarf wird hinsichtlich der Bodenversauerung gesehen (unter Berücksichtigung des in BayLfW (1997) und im Umweltgutachten des Sachverständigenrates für Umweltfragen (2000) aufgeführten Forschungsbedarfs)

- Bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE2)
- zügige Fortführung der geowissenschaftlichen Landesaufnahme als Grundlage der Kenntnis des Zustandes, sowie der Empfindlichkeit und der Belastbarkeit der Böden
- Ursachen und Ausmaß der vorindustriellen Versauerung des Untergrundes
- Anteil verschiedener Komponenten an der Versauerung
- Säureneutralisierungskapazität und –intensität der Gesteinsverwitterung
- Anteil des Bodenskeletts an der Kationenaustauschkapazität
- Mobilität von Versauerungsfronten

- Nitratabbau
- Bestimmung des gesamten atmosphärischen Säureeintrags
- Auswirkungen von Klimaveränderungen auf den Boden
- Bewertungsmaßstäbe für die Vorsorge gegen Versauerungsprozesse
- Verbesserung des critical-load-Ansatzes hinsichtlich historischer Belastungen und des Faktors Zeit

11.4 Normsetzung

- Aufnahme versauerungs- und eutrophierungsspezifischen Regelungen in die Bundes-Bodenschutzverordnung, wie vom Rat der Sachverständigen für Umweltfragen (2002) vorgeschlagen
- Umsetzung der Forderungen zur Luftreinhaltung im Immissionsschutzrecht.

12 Zusammenfassung

Bodenversauerung ist bis zu einem gewissen Ausmaß ein natürlicher Vorgang, der aber durch anthropogene Faktoren verstärkt wird. Wichtige Bodenfunktionen können dadurch beeinträchtigt werden. Betroffen sind vor allem Waldböden, da auf landwirtschaftlichen Flächen der Versauerung durch Düngen und Kalken entgegengewirkt wird. Die anthropogene Hauptursache liegt in der Deposition von Säurebildnern und eutrophierenden Stoffen aus der Luft. Eine nicht an das Standortpotential angepasste Nutzung des Waldes kann ebenfalls nennenswert zur Versauerung des Bodens beitragen. Kationenüberschuss in der Biomasse durch Zuwachs bedeutet gleichzeitig Säureproduktion im Boden. Besonders empfindlich gegenüber der Versauerung sind Böden in Nordostbayern und im Spessart mit schlecht pufferfähigen Ausgangsgesteinen, wie Granit, Gneis oder Sandstein. Hier ist die Versauerung teilweise schon in den Unterböden fortgeschritten. Durch das Zusammenwirken verschiedener natürlicher und anthropogener Ursachen über lange Zeiträume hinweg haben sich örtlich sogar mobilisierbare Säurevorräte im Boden gebildet, die auch bei einer Verringerung der Einträge noch weiterhin wirksam werden können. Von Seiten der Forstverwaltung und der Wasserwirtschaftsverwaltung wird dem Problem der Versauerung und der Eutrophierung wegen der Risiken für die Schutzgüter Wald und Wasser große Beachtung beigemessen. Ein Teil der Wälder ist nicht in der Lage, den zugeführten Stickstoff aufzunehmen, was zur weiteren Boden- und Grundwasserversauerung beiträgt. Wichtigste Maßnahme gegen die Bodenversauerung wäre eine weitere Verringerung der Emissionen an den Quellen. Beim Schwefeldioxid konnten schon erhebliche Verbesserungen erzielt werden, deutliche auch bei den Stickstoffoxiden, jedoch weniger beim Ammonium. Hauptemittenten bei den beiden letzteren sind der Verkehr und die Landwirtschaft. Aus der Sicht des Bodenschutzes wird eine Reduzierung des Eintrags von Säurebildnern bis auf 50 % des Standes von 2000 als notwendig gesehen. Im Hinblick auf die empfindlichen Böden Ostbayerns wäre sogar eine Reduzierung auf 45 % notwendig. Es erscheint notwendig, solche Umweltziele auf das Schutzgut bezogen zu formulieren, unabhängig von den technischen Möglichkeiten einer raschen Umsetzung.

Im forstlichen Bereich kommt es auf geeignete Begründung und Pflege von Beständen an, aber auch auf eine, die nachschaffende Kraft des Bodens berücksichtigende, nachhaltige Nutzungsdensität.

Forschungsbedarf wird insbesondere gesehen hinsichtlich der Erfassung der Empfindlichkeit und der Belastbarkeit des Bodens, der besseren Quantifizierung der Belastung sowie der Auswirkungen des Klimawandels auf den Boden.

13 Danksagung

Besonderer Dank, sowohl für die Bereitstellung von Materialien als auch für wertvolle Hinweise und Diskussionen gilt

vom Bayerischen Staatsministerium für Umwelt Gesundheit und Verbraucherschutz

Herrn Duhnkrack, Frau von Seckendorff und Herrn Dr. Suttner,

von der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft

Herrn Dr. Kölling

Vom Bayerischen Landesamt für Umwelt

Frau Dr. Sedlmaier und Frau Dr. Köhler sowie den Herren Dr. Bittersohl, Moritz und Dr. Peichl.

Den Herren Dr. Martin und Dipl. Ing. Hammerl/LfU wird für die unabdingbare technische Unterstützung gedankt.

Besonderer Dank gilt dem Präsidenten i. R. des Bayerischen Geologischen Landesamtes, Herrn Dr. Wittmann für die Durchsicht des Manuskripts und für wichtige bodenkundliche Hinweise.

14 Literatur

- AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN [Hrsg.] (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. – 4. Aufl., 392 S., 33 Abb., 91 Tab., Hannover.
- AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN [Hrsg.] (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. – 5. Aufl., 438 S., 41 Abb., 103 Tab., 31 Listen, Hannover.
- ALEWELL, C. [Hrsg.] (1997): Investigating sulfate sorption and desorption of acid forest soils with special consideration of soil structures. – Z. Pflanzenernähr. Bodenk. – 161, S. 73-80,.
- ALEWELL, C., ARMBRUSTER, M., BITTERSÖHL, J., EVANS, C.D., MEESENBURG, H., MORITZ, K. & PRECHTEL, A. [Hrsg.] (2001): Are there signs of acidification reversal after two decades of reduced acid input in the low mountain ranges of Germany? – Hydrology and Earth System Sciences 5, S. 367-378.
- ÅGREN, G.I. [Hrsg.] (1983): Model analysis of some consequences of acid precipitation on forest growth. Ecological effects of acid deposition. – National Swedish Environmental Protection Board-Report, PM 1636, S. 233-244.
- AUSSENDORF, M., KRAFT, M. & WEIDENBACHER, A. [Hrsg.] (2003): Methoden zur Bewertung natürlicher Bodenfunktionen, der Archivfunktion des Bodens und der Bodengefährdungen. – Das Schutzgut Boden in der Planung, 62 S., Bayerisches Geologisches Landesamt/Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, München/Augsburg.
- BAYERISCHE FORSTVERWALTUNG [Hrsg.] (2006): Waldzustandsbericht 2005 – München, im Internet.
- BAYERISCHER LANDTAG [Hrsg.] (2001): Drucksache 14/7731, Interpellation Bodenschutz in Bayern – 14 S., München.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (PROJEKTLEITUNG: FRIESS, H., PEICHL, L.) [Hrsg.] (2004): Umweltindikatoren – Weiterentwicklung des Umweltindikatorensystems Bayern. – 73 S., Augsburg.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (BEARBEITER: BITTERSÖHL, J., KÖLLING, C., KREBS, M., MORITZ, K., MÜLLER, F.-X. & VON BOHLEN, W.) [Hrsg.] (1997): Grundwasserversauerung in Bayern. – Informationsberichte, **1/97**, 184 S., 65 Abb., 45 Tab., München.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT [Hrsg.] (2004): 15 Jahre Integriertes Messnetz Stoffeintrag – Grundwasser – Informationsberichte, **2/04**, 215 S., 101 Abb., 103 Tab., München.
- BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR WALD UND FORSTWIRTSCHAFT (LWF) [Hrsg.] (1998): Waldzustandsbericht 1998 – 60 S., Freising-Weihenstephan.
- BAYERISCHE STAATSMINISTERIEN FÜR – LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN – LANDESANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN [Hrsg.] (2003): Verminderung gasförmiger Emissionen in der Tierhaltung – Ammoniak, Methangas, Lachgas. – 26 S., München.
- BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN [Hrsg.] (1995): Aktionsprogramm Stickstoff 2000. – 22 S., München.

- BENECKE, P. [Hrsg.] (1995): Verlagerung von Versauerungsfronten und Auswirkungen auf das Grundwasser. – Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, **3/95**, 153-168, München.
- BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT, GESUNDHEIT UND VERBRAUCHERSCHUTZ [Hrsg.] (2006): Stickstoffoxide, Belastung der Luft, Verursacher Maßnahmen. – Daten + Fakten + Ziele, München.
- BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT, GESUNDHEIT UND VERBRAUCHERSCHUTZ [Hrsg.] (2006): Bodenschutzprogramm Bayern 2006 – 40 S., München
- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (BMELF) [Hrsg.] (1997): Deutscher Waldbodenbericht 1996, Ergebnisse der bundesweiten Zustandserhebung im Wald von 1987-1993 (BZE). – 141 S..
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT [Hrsg.] (2004): Bericht des Bundes 2003/2004 an die 63. Umweltministerkonferenz. – 222 S., Berlin.
- EVENS, C.D., CULLEN, J.M., ALEWELL, C., JOPACEK, K., MARCHETTO, A., MOLDAN, F., PRECHTEL, A., ROGORA, M., VESELY, J. & WRIGHT, R.F. [Hrsg.] (2001): Recovery from acidification in European surface waters. – Hydrology and Earth System Sciences, **5**, No. 3 – S. 283-297.
- VON FLURL, M. [Hrsg.] (1792): Beschreibung der Gebirge von Baiern und der oberen Pfalz.– München.
- GAUGER, TH., KÖBLE, R. & ANSHELM, F. [Hrsg.] (2000): Luftreinhalte – Endbericht 297 85 079 – Kritische Luftschadstoff-Konzentration und Eintragsraten sowie ihre Überschreitung für Wald und Agrarökosysteme sowie naturnahe waldfreie Ökosysteme, Teil 1: Deposition Loads, 1987-1989 und 1993-1995. – Inst. F. Nav. D. Univ. Stuttgart, im Auftrag des Umweltbundesamtes, 139 S., Stuttgart.
- GAUGER, TH., ANSHELM, F., SCHUSTER, H., ERISMAN, J., VERMEULEN, A., DRAAIJERS, P.J., BLEEKER, A. & NAGEL, H.-D. [Hrsg.] (2002): Final Report 299 452 210, Mapping of ecosystem specific long-term trends in deposition loads and concentrations of air pollutants in Germany and their comparison with Critical Loads and Critical Levels, Part 1: Deposition Loads 1990-1999. – Umweltbundesamt, Bericht UBA-FB 299 42 210, 207 S..
- GROTTENTHALER, W. [Hrsg.] (1989): Lithofazielle Untersuchungen von Moränen und Schottern in der Typusregion des Würm. – Proceedings of the INQUA-Subcommission on European Quarternary Stratigraphy Symposium on Quarternary Type Sections, S. 101-111, Rotterdam.
- GULDER, H.-J. & KÖLBEL, M. [Hrsg.] (1993): Waldbodeninventur in Bayern. – Forstl. Forsch. Ber., **132**, 256 S., München.
- HABBE, K. A., JERZ, H. & DOPPLER, G. [Hrsg.] (1996): Exkursionsführer, Alpenvorland (Inn-Chiemsee- und Salzachgletschergebiet) – S. 21.
- HENNINGS, V. (KOORDINATOR) [Hrsg.] (1994): Methodendokumentation Bodenkunde. – Geol. Jb., **F 31**, 2-242, 28. Abb., 123 Tab., Hannover.

- HENNINGS, V. (KOORDINATOR) [Hrsg.] (2000): Methodendokumentation Bodenkunde, 2. Auflage. – Geol. Jb., **SG 1**, Hannover.
- HETTELINGH, J.-P., POSCH, M. & SLOOTWEG, J. [Hrsg.] (2005): Status of European Critical Loads and Dynamic Modelling. – CCE Status Report 2005, 171 S., Netherlands Environmental Assessment Agency. www.mnp.nl/bibliotheek/rapporten/259101016.pdf
- HINTERMEIER-ERHARD, G. & ZECH, W. [Hrsg.] (1997): Wörterbuch der Bodenkunde, Stuttgart (Enke).
- ISERMANN, K. [Hrsg.] (1983): Bewertung natürlicher und anthropogener Stoffeinträge über die Atmosphäre als Standortfaktoren im Hinblick auf die Versauerung land- und forstwirtschaftlich genutzter Böden. – VDI-Berichte, **500**, 307-335.
- KÖHLER, J. [Hrsg.] (2002): Stickstoff- und Säureeintrag in naturnahe Biotope in Bayern seit 1985. – Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, München. Im Internet.
- KREUTZER, K., GÖTTLEIN, P., PRÖBSTLE, P. & ZULEGER, M. [Hrsg.] (1991): Höglwaldforschung 1982-1989, Zielsetzung, Versuchskonzept, Basisdaten. – Parey, Hamburg, Berlin.
- KUYLENSTIERNA, J.C.I., RODHE, H., CINDERBY, S. & HICKS, K. [Hrsg.] (2001): Acidification in Developing Countries: Ecosystem sensitivity and the critical load approach on a global scale. – *Ambio*, **30** (1), S. 20-28. www.sei.se/rapidc/pdfs/Acidification.PDF
- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (GRYSCHKO, R. & HORLACHER, D.) [Hrsg.] (1997a): Handbuch Boden- Ursachen, Auswirkungen, Maßnahmen, Literaturstudie. – Bodenschutzfachinformation im WWW, 23 S., Karlsruhe.
- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (SCHWEIKLE, V.) [Hrsg.] (1997b): Handbuch Boden- Ursachen, Auswirkungen, Maßnahmen, Kurzfassung einer Literaturstudie. – Bodenschutzfachinformation im WWW, 187 S., Karlsruhe.
- MALESSA, V. & MÜLLER, U. (KOORDINATION) [Hrsg.] (2001): AcidProgress: Das Planungsverfahren für die Forst- und wasserwirtschaft zur Prognose des Eintritts von Gewässerversauerung in bewaldeten Einzugsgebieten. – *Arb.-Boden*, 2001/2, 3 – 268, 72 Tab., 56 Abb., 19 Karten, Hannover.
- MANDERSCHIED, B., SCHWEISSER, T., LISCHIED, G., ALEWELL, C. & MATZNER, E. [Hrsg.] (2000): Sulfate Pools in the Weathered Substrata of a Forested Catchment. – *Soil Science Society of America Journal*, **64**, 1078-1082.
- MATZNER, E. & ALEWELL, C. [Hrsg.] (1995): Zur Abschätzung der künftigen Entwicklung der Grundwasserversauerung. – Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, **3/95**, S. 271-280, München.
- MATZNER, E. & DAVIS, M. [Hrsg.] (1996): Chemical soil conditions in pristine Nothofagus forests of New Zealand as compared to German forests. – *Plant and Soil*, **186**, 285-291.
- MAYER, R. & ULRICH, B. [Hrsg.] (1977): Acidity of precipitation as influenced by the filtering of atmospheric sulfur and nitrogen compounds – its role in the element balance and effect on soil. – *Water, Air and Soil Pollution*, **7**, 409-416.

- MEIWES, K.-J. & HEINRICHS, H. [Hrsg.] (1978): Schwefelinventur zweier Waldökosysteme auf sauren Braunerden im Solling. – *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, **27**, 263-270.
- MELLERT, K.-H. & KÖLLING, CH. [Hrsg.] (2006): Stickstoffsättigung – ein wachsendes Problem ohne Lösung? – *Forst und Holz*, 61. Jg., **3**, 95-98.
- MELLERT, K.-H., GENSIOR, A., GÖTTLEIN, A. & KÖLLING, CH. [Hrsg.] (2005): Risiko erhöhter Nitratkonzentration unter Wald in Bayern- Regionalisierung von Inventurergebnissen aus dem Raster des Level I. – *Waldoekologie online*, **2**, 2-24, 10 Fig., 6 Tab., Freising.
- MORITZ, K. & RASPE, S. [Hrsg.] (2005): Langfristiges Monitoring von Wasser- und Stoffflüssen in bewaldeten Einzugsgebieten Bayerns. – *Ber. Freiburger Forstl. Forsch.*, 62, S. 25-39.
- NAGEL, H.-D. & GREGOR, H.-D. [Hrsg.] (1999): Ökologische Belastungsgrenzen – Critical Loads & Levels. Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik. – Springer-Verlag, 320 S..
- ÖKO-DATA (NAGEL, H. D., SCHLUTOW, A, HÜBENER, P.) [Hrsg.] (2004): Aktualisierung und Präzisierung der Erfassung und Kartierung von ökologischen Belastungsgrenzen und ihrer Überschreitungen im Freistaat Sachsen.
- PRENZEL, J. [Hrsg.] (1985): Verlauf und Ursachen der Bodenversauerung. – *Z. dt. geol. Ges.*, **136**, 293-302, 1 Abb., 1 Tab., Hannover.
- REUSSWIG, F., GERLINGER, K. & EDENHOFER, O. [Hrsg.] (2003): Lebensstile und globaler Energieverbrauch – Analyse und Strategieansätze zu einer nachhaltigen Energiestruktur. – 102 S., Berlin, Heidelberg, New York (Springer).
- SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (SRU) [Hrsg.] (1994): Umweltgutachten 1994 – Für eine dauerhaft umweltgerechte Entwicklung. – Deutscher Bundestag, Drucksache 12/6995.
- SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (SRU) [Hrsg.] (2000): Umweltgutachten 2000 – Schritte ins nächste Jahrtausend. – Deutscher Bundestag, Drucksache 14/3363.
- ULRICH, B. [Hrsg.] (1981): Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. – *Z. Pflanzenernähr.Bodenk.*, **144**, 289-305, Weinheim.
- ULRICH, B. [Hrsg.] (1985): Natürliche und anthropogene Komponenten der Bodenversauerung. – *Mitt. Dtsch. Bodenk.Gesellsch.*, **43/I**, 159-187.
- ULRICH, B. [Hrsg.] (1986): Die Rolle der Bodenversauerung für das Waldsterben. – *Forstw.Cbl.*, **105**, 421-435, Hamburg/Berlin.
- ULRICH, B., MAYER, R., KHANNA, P.K. & PRENZEL, J. [Hrsg.] (1978): Ausfilterung aus der Luft durch einen Buchenbestand. – *Zeitschr. Pflanzenern. Bodenk.*, **141**, 319-325.
- UMWELTBUNDESAMT [Hrsg.] (2005): Daten zur Umwelt – der Zustand der Umwelt in Deutschland, Ausgabe 2005. – 352 S., Berlin.
- UMWELTBUNDESAMT [Hrsg.] (2001): Luft kennt keine Grenzen. – 41 S., www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/2473.pdf.

UMWELTBUNDESAMT [Hrsg.]: Versauerung, Eutrophierung und Ozon-Smog im Visier. – www.bmu.de/files/luftreinhaltung/downloads/application/pdf/hintergrund_multikomponentenprotokoll.pdf

WITTMANN, O. [Hrsg.] (1991): Standortkundliche Landschaftsgliederung von Bayern – Übersichtskarte 1:100 000 und Abhängigkeitsbeziehungen der Bodennutzung. – GLA-Fachberichte, **5**, 5-47, 1 Karte, München.

WITTMANN, O. [Hrsg.] (1993): Von der geowissenschaftlichen Landesaufnahme zu den Informations- und Bewertungsgrundlagen für einen regionalisierenden Boden- und Grundwasserschutz.- Geol. Jb. Hessen, **121**, 207-212, Wiesbaden 1993.

WITTMANN, O. & FETZER, K. D. [Hrsg.] (1982): Aktuelle Bodenversauerung in Bayern. – Materialien, **20**, 71 S., München (Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen).

Verzeichnis der Abbildungen

Abb. 1-1:	Braunerde-Podsol („Ascheboden“), saurerer Boden mit gebleichten Horizonten, die an Eisen, Aluminium und Huminstoffen verarmt sind, bei Tirschenreuth/Oberpfalz.	6
Abb. 2-2:	pH-Verlauf bei der Bodenversauerung.	9
Abb. 2-1:	pH-Werte, 10.486 Werte, Mineralboden, verschiedene Bodenhorizonte, verschiedene Nutzungen.	9
Abb. 2-3:	typische pH-Werte einiger wichtiger Bodentypen.	10
Abb. 3-1:	Zeitreihen der Säureeinträge, Depositionsmessnetz des BayLfU.	13
Abb. 3-2:	Gesamtsäureeintrag 2005, Depositionsmessnetz des BayLfU.	14
Abb. 4-1:	Schema der Bewertung des Puffervermögens, (AUSSENDORF et al. 2003).	16
Abb. 4-2:	Potentielle Versauerungsgefährdung nach „Methodendokumentation Bodenkunde“, (HENNING, 2000).	17
Abb. 4-3:	Critical Loads für Wälder und naturnahe Ökosysteme.	21
Abb. 4-4:	Bodentypen in der Gruppe < 5 % Basensättigung, N = 574, Abkürzungen entsprechend Bodenkundlicher Kartieranleitung, (AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN 1994).	22
Abb. 5-1:	Basensättigung in Böden, verschiedene Nutzungen, verschiedene Tiefen und Horizonte, alle Landschaftseinheiten, Boxplot, 25- und 75- Quartile, Median, Extremwerte eliminiert. A = Acker B = Brachfläche F = Forst G = Grünland O = Ödland	23
Abb. 5-2:	pH-Werte in Böden, verschiedene Nutzungen, verschiedene Tiefen und Horizonte, alle Landschaftseinheiten, Boxplot, 25- und 75- Quartile, Median, Extremwerte eliminiert. A = Acker B = Brachfläche F = Forst G = Grünland O = Ödland	23
Abb. 5-3:	Basensättigung, Forst, Mineralboden, verschiedene Horizonte und Tiefen, alle Landschaftseinheiten, Extremwerte eliminiert. FL = Laubwald FM = Mischwald FN = Nadelwald	24
Abb. 5-4:	pH-Werte, Forst, Mineralboden, alle Landschaftseinheiten, Extremwerte eliminiert. FL = Laubwald FM = Mischwald FN = Nadelwald	24
Abb. 6-1:	Basensättigungen unter 5 %, Mineralboden, verschiedene Nutzungen, Tiefen und Bodenhorizonte.	25
Abb. 6-3:	Basensättigung < 5 %, Bodentiefe > 30 cm.	25
Abb. 6-2:	pH-Werte < 3, Mineralboden, verschiedene Nutzungen, Tiefen und Bodenhorizonte.	25
Abb. 6-4:	pH < 3, Bodentiefe > 30 cm.	25
Abb. 6-5:	Basensättigung < 5 %, Bodentiefe > 60 cm.	26
Abb. 6-7:	Landschaftseinheiten in Bayern.	26
Abb. 6-6:	Basensättigung < 5 %, Bodentiefe > 90 cm.	26
Abb. 6-8:	Tiefenprofiltypen der Basensättigung, (BayLWF 1998).	29
Abb. 6-9:	Gebiete in Bayern, die von der Bodenversauerung besonders betroffen sind.	30
Abb. 6-10:	Basensättigung < 80 % in > 30 cm Tiefe, rechts mit geologischer Karte.	31
Abb. 6-11:	Basensättigung < 80 % in > 100 cm Tiefe.	31
Abb. 6-12:	Basensättigung < 80 % in > 150 cm Tiefe.	31
Abb. 6-13:	H-Werte > 16 cmol _c /kg, Mineralboden, verschiedene Tiefen, verschiedene Nutzungen, 119 Punkte (ausgewählt aus insgesamt 10.974 Analysen).	33
Abb. 6-14:	Schwefel, Oberpfälzer Wald, Nadelwald, organische Auflagehorizonte, N=96, Medianwert: 0,13.	34
Abb. 6-15:	Schwefel, Oberpfälzer Wald, Nadelwald, Mineralboden 0-50 cm Tiefe, N=94, Medianwert: 0,064.	35
Abb. 6-16:	Schwefel, Oberpfälzer Wald, Nadelwald, Mineralboden 50-100 cm Tiefe, N=29,	

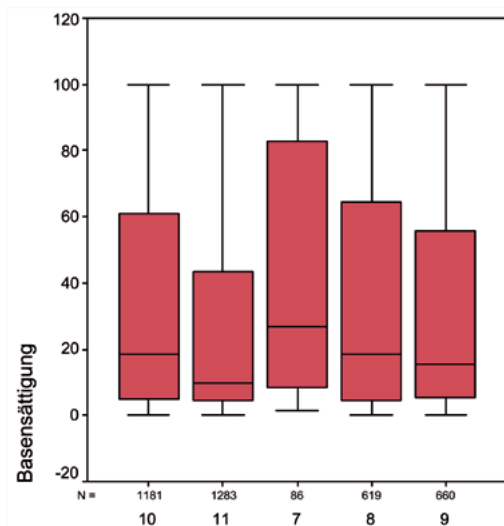
	Medianwert: 0,048.	35
Abb. 6-17:	Schwefel, Oberpfälzer Wald, Nadelwald, Mineralboden >100 cm Tiefe, N=23, Medianwert: 0,028.	35
Abb. 6-18:	pH-Werte, bodenbildende Prozesse und Mobilität von Schwermetallen, (nach HINTERMEIER-ERHARD & ZECH 1997).	36
Abb. 7-1:	Versauernd wirkende Ammonium-, Nitrat- und Sulfateinträge im Jahr 2005 (in kmol _e /ha) (links) und erforderliche Reduktion (in %) (rechts), aus WALDZUSTANDSBERICHT 2006, (BAYLWF 2006).	38
Abb. 10-1:	Critical Loads Säure, (HETTELINGH, POSCH & SLOOTWEG 2005, QUELLE: www.mnp.nl/bibliotheek/rapporten/259101016.pdf).	44
Abb. 10-2:	Durchschnittliche akkumulierte Überschreitung der Critical Loads, berechnet für das Jahr 2010 mit dem EMEP Unified Model, (HETTELINGH, POSCH & SLOOTWEG 2005, QUELLE: www.mnp.nl/bibliotheek/rapporten/259101016.pdf).	45
Abb. 10-3:	Globale Abschätzung der Empfindlichkeit von Ökosystemen gegenüber saurer Deposition, (KUYLENSTIERNA et al. 2001, Quelle: www.sei.se/rapidc/pdfs/Acidification.PDF).	46
Abb. 10-4:	Überschreitungen der Critical Loads Säure durch die Säure-Gesamtdeposition 1995, Datensatz 2000, (UBA 2000, Quelle: www.umweltbundesamt.de/umweltbeobachtung/uid/mapping/karte_exceedancs_saure.htm).	47
Abb. 10-5:	Überschreitungen der Critical Loads Säure durch die Säure-Gesamtdeposition 1995 in Bayern, Datensatz 2000, (UBA 2000, Quelle: www.umweltbundesamt.de/umweltbeobachtung/uid/mapping/ex_ac_bay.htm).	48
Abb. 11-1:	Emission von Schwefeldioxid in Bayern und Anteil der Emittenten.	50
Abb. 11-2:	Emission von Stickstoffoxiden in Bayern, (Bay StMUGV 2006).	51
Abb. 11-3:	Ammoniak-Emissionen in der Bundesrepublik Deutschland, in kt, (UBA 2005).	51
Abb. 11-4:	Zeitreihe der Stickstoffeinträge in Bayern.	52
Abb. 11-5:	Jahresmittel der pH-Werte im Niederschlag zwischen 1982 und 2000 an den Messstellen des Umweltbundesamtes (daily bulk Messungen), (UBA 2001, Quelle: www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/2473.pdf).	53

Verzeichnis der Tabellen

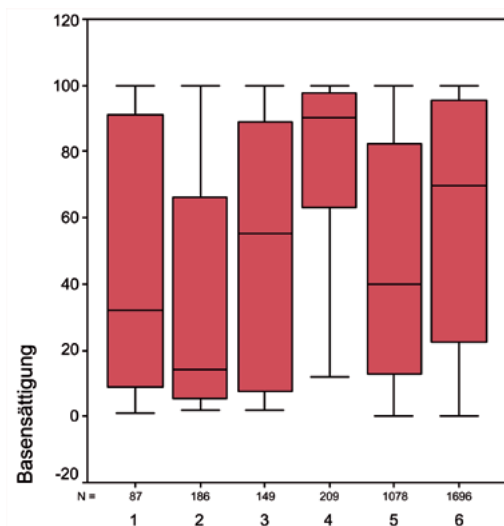
Tab. 2-1:	Basensättigung und pH-Wert, (AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN 2005).	7
Tab. 3-1:	Mittlerer jährlicher Kationenüberschuss, (LfU Baden-Württemberg 1997a).	11
Tab. 3-2:	Mittlerer jährlicher Kationenüberschuss, (LfU Baden-Württemberg 1997a).	12
Tab. 4-1:	Bewertung der Pufferkapazität, (AUSSENDORF et al. 2003).	16
Tab. 4-2:	Kennwerte zur Silikatverwitterungsrate nach „Methodendokumentation Bodenkunde“, (HENNINGS 1994).	18
Tab. 4-3:	Vergleich berechneter Silikatverwitterungsraten mit Literaturwerten (MALESSA & MÜLLER 2001).	18
Tab. 6-1:	Anteil der Oberböden mit pH < 3,8 Basensättigung, 0-30 cm Tiefe, ohne organische Auflagen, bei forstlicher Nutzung.	27
Tab. 6-2:	Anteil der Oberböden mit < 5 % Basensättigung, 0-30 cm Tiefe, ohne organische Auflagen, bei forstlicher Nutzung	28
Tab. 6-3:	Medianwerte der H-Werte (cmol _c /kg) im Mineralboden bis 1 m Tiefe, Forst.	32
Tab. 11-1:	NEC-Vorgaben für Deutschland und Stand 2000 und 2004, Angaben in Kilotonnen (kt) pro Jahr.	53

Anhang 1:

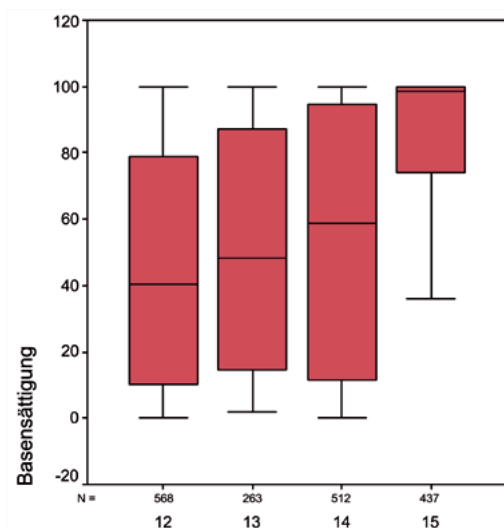
Basensättigung in Waldböden verschiedener Landschaften



Anhang 1-1: Basensättigung in Waldböden, verschiedene Bodenhorizonte, **Nordost-Bayern**, Landschaftseinheiten:
 7 – Obermain-Schollenland
 8 – Frankенwald- Fichtelgebirge-Vogtland
 9 – Oberpfälzer Becken- und Hügelland
 10 – Oberpfälzer Wald
 11 – Bayerischer Wald



Anhang 1-2: Basensättigung in Waldböden, verschiedene Bodenhorizonte, **Nordwest-Bayern**, Landschaftseinheiten:
 1 – Rhein-Main-Niederung
 2 – Spessart-Odenwald
 3 – Rhön
 4 – Fränkische Platten
 5 – Fränkisches und schwäbisches Keuper-Lias-Land
 6 – Fränkische und Schwäbische Alb



Anhang 1-3: Basensättigung in Waldböden, verschiedene Bodenhorizonte, **Südbayern**, Landschaftseinheiten:
 12 – Tertiärhügelland, Iller-Lech-Platte und Donautal
 13 – Schotterplatten und Altmoränenlandschaft
 14 – Jungmoränen und Molassevorberge
 15 – Bayerische Alpen

Anhang 2:

Diagramme zur Bodenversauerung in den verschiedenen Tiefenstufen der einzelnen Landschaftseinheiten

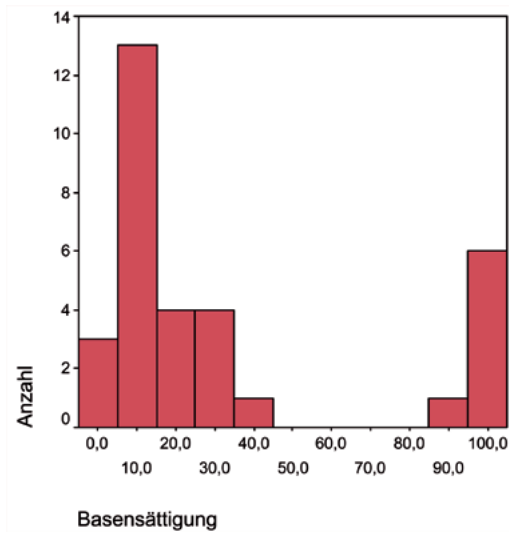
In den folgenden Diagrammen werden dargestellt:

Basensättigungen in verschiedenen Tiefenstufen; Mineralboden 0 – 30 cm ohne Humusauflagen, 30 – 60 cm, 60 – 90 cm, 90 – 120 cm, > 120 cm; für den Fall geringer Probenzahl wurden verschiedene Tiefenstufen zusammengefasst. Die Proben sind im Gelände nicht Tiefenstufen-bezogen entnommen worden. Durch das Setzen von Filtern sind daher nicht alle vorhandenen Analysen für die Histogramme erfasst worden. Ferner ist die Verteilung der Beprobungsdichte in der Fläche sehr unterschiedlich. Gewichtungen wurden nicht vorgenommen. Dargestellt werden ausschließlich Waldböden, verschiedene Nutzungen wie Laub-, Misch- oder Nadelwald wurden dabei nicht berücksichtigt. Dadurch, wie auch bereits durch die Wahl von Tiefenstufen anstatt von Bodenhorizonten ergeben sich Unschärfen. Zweck der Diagramme ist es, generelle Trends aufzuzeigen.

Streudiagramme der pH-Werte gegen die Tiefe (jeweils die Probenuntertiefe)

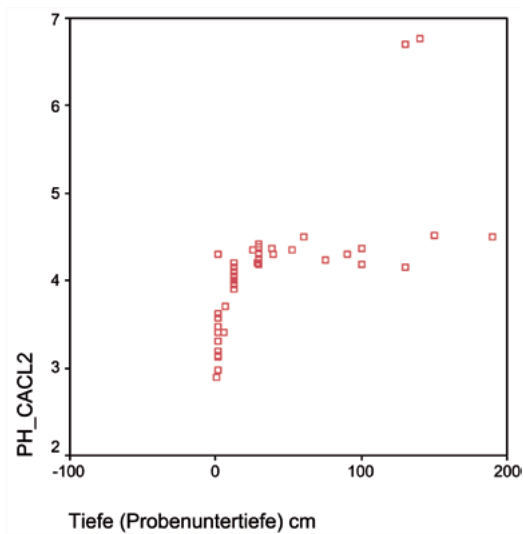
1. Rhein-Main-Niederung

Landschaftseinheit 1



Anhang 2-1: Häufigkeitsdiagramm, Basensättigung, Forst, 0-30 cm, Rhein-Main – Niederung, N=32, Medianwert: 13,8

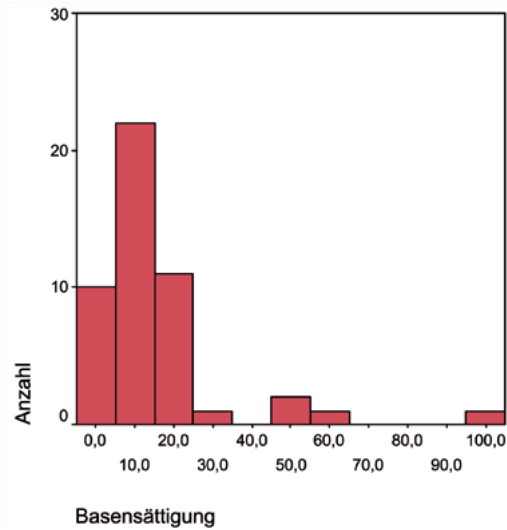
Die tieferen Bodenschichten werden wegen zu geringer Probenanzahl nicht dargestellt.



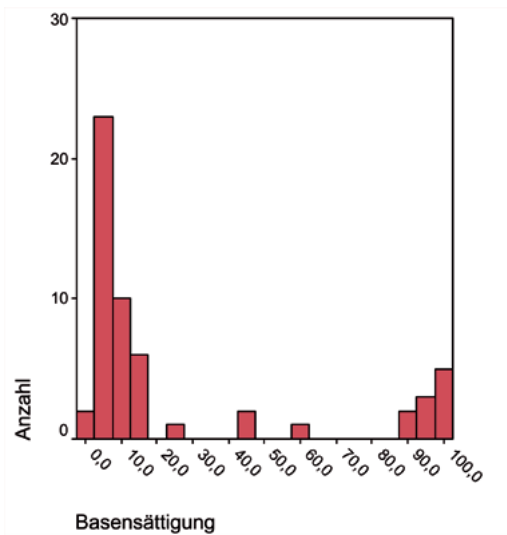
Anhang 2-2: Streudiagramm pH/Tiefe, Forst, Mineralboden, Rhein-Main–Niederung, N=54

2. Spessart

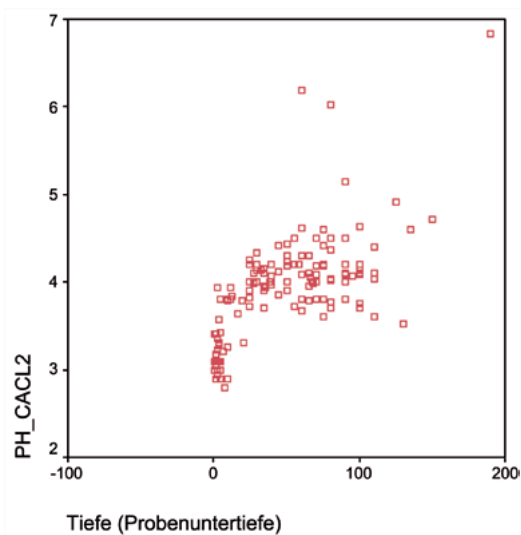
Landschaftseinheit 2



Anhang 2-3: Häufigkeitsdiagramm, Basensättigung, Forst, 0-30 cm, Spessart, N=48, Medianwert: 11,7



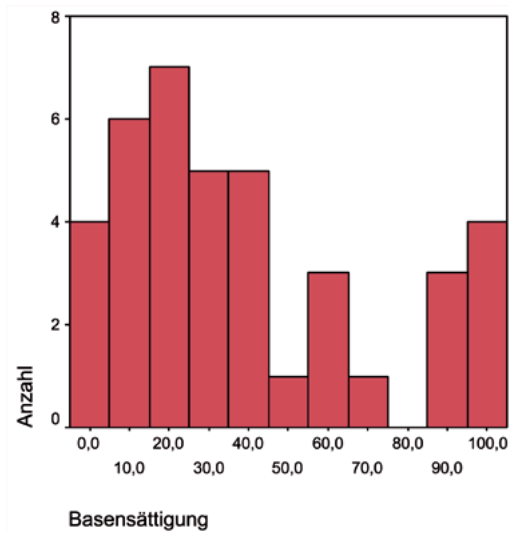
Anhang 2-4: Häufigkeitsdiagramm, Basensättigung, Forst, 30-90 cm, Spessart, N=55, Medianwert 8,2



Anhang 2-5: Streudiagramm, Forst, Mineralboden, pH/ Tiefe, Spessart, N=137

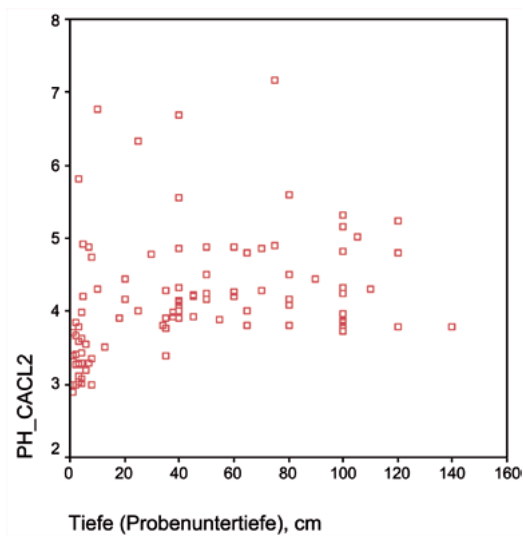
3. Rhön

Landschaftseinheit 3



Anhang 2-6: Häufigkeitsdiagramm, Basensättigung, Forst, 0-30 cm, Rhön, N=39, Medianwert: 29,3

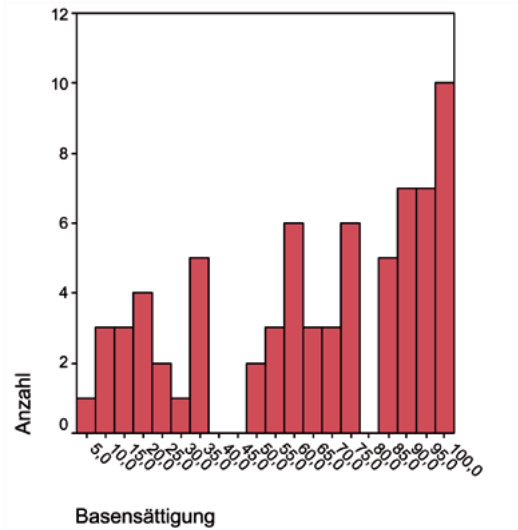
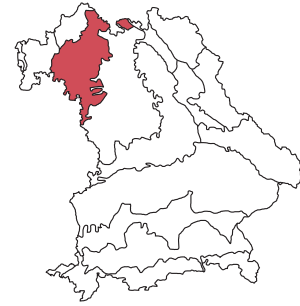
Auf die Darstellung von Häufigkeitsverteilungen in den tieferen Bodenschichten wird aufgrund geringer Probenzahlen verzichtet.



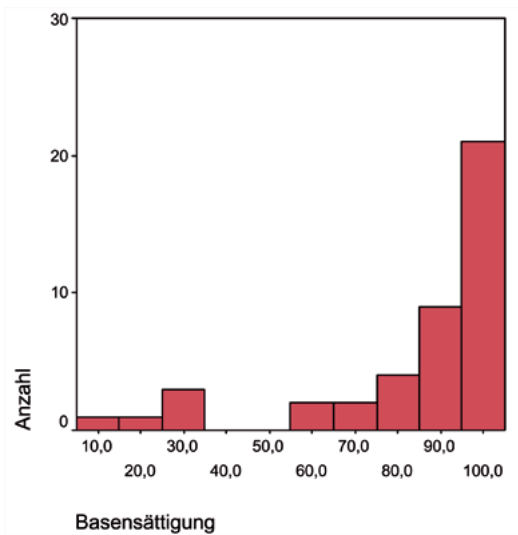
Anhang 2-7: Streudiagramm pH/Tiefe, Forst, Mineralboden, Rhön N=98

4. Fränkische Platten

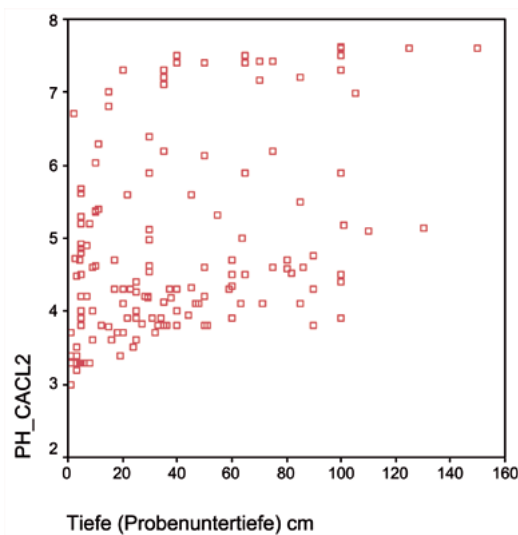
Landschaftseinheit 2



Anhang 2-8: Häufigkeitsdiagramm, Basensättigung, Forst, 0-30 cm, Fränkische Platten, N=71, Medianwert: 70,4



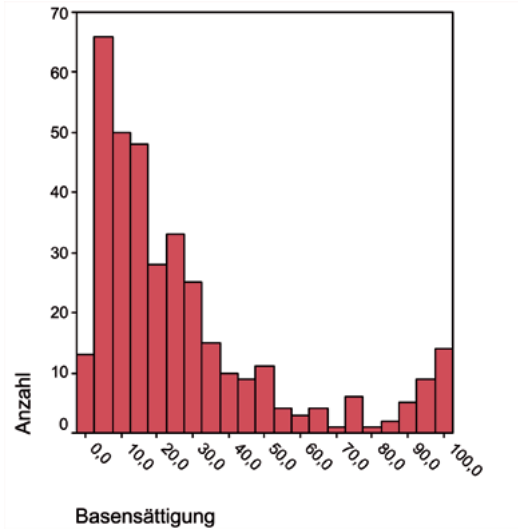
Anhang 2-9: Häufigkeitsdiagramm, Basensättigung, Forst, Unterboden tiefer 30 cm, Fränkische Platten, N=43, Medianwert: 94,5



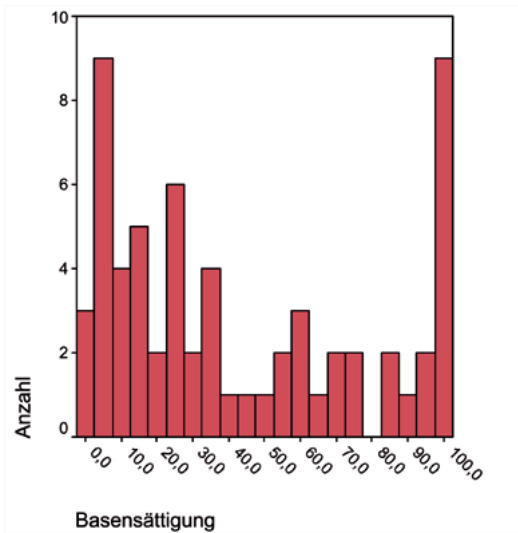
Anhang 2-10: Streudiagramm, pH/Tiefe, Forst, Mineralboden, Fränkische Platten, N=153

5. Fränkisches und Schwäbisches Keuper-Lias-Land

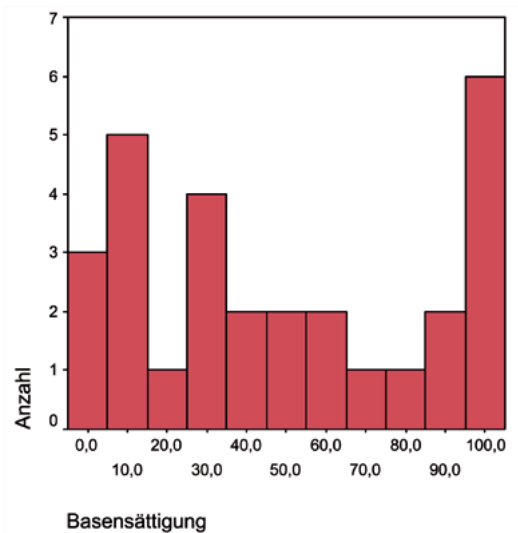
Landschaftseinheit 5



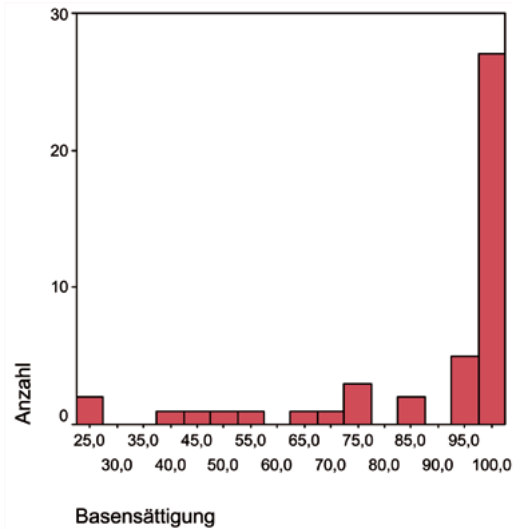
Anhang 2-11: Häufigkeitsdiagramm, Basensättigung, Forst, 0-30cm Tiefe, Keuper-Lias-Land, N=357, Medianwert: 17,6



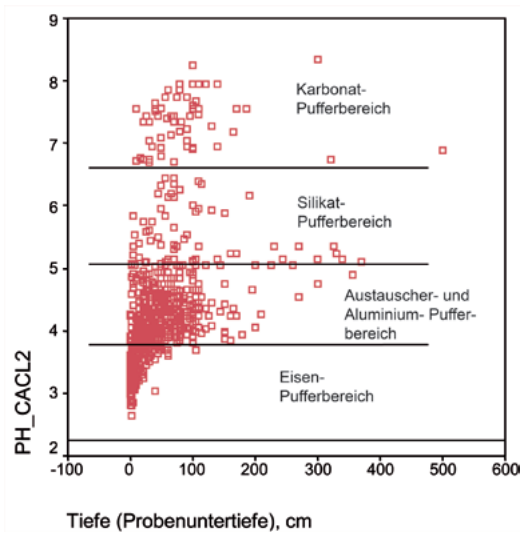
Anhang 2-12: Häufigkeitsdiagramm, Basensättigung, Forst, 30-60 cm, Keuper-Lias-Land, N=62, Medianwert: 30,8



Anhang 2-13: Häufigkeitsdiagramm, Basensättigung, Forst, 60-90 cm, Keuper-Lias-Land, N=29, Median: 40,7



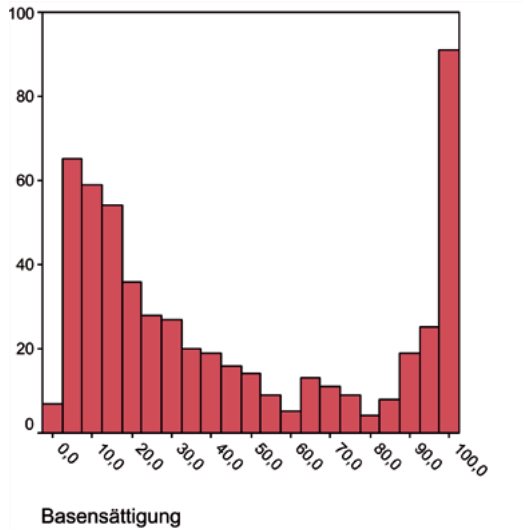
Anhang 2-14: Häufigkeitsdiagramm, Basensättigung, Forst, <90 cm, Keuper-Lias-Land, N=45, Medianwert: 98,2



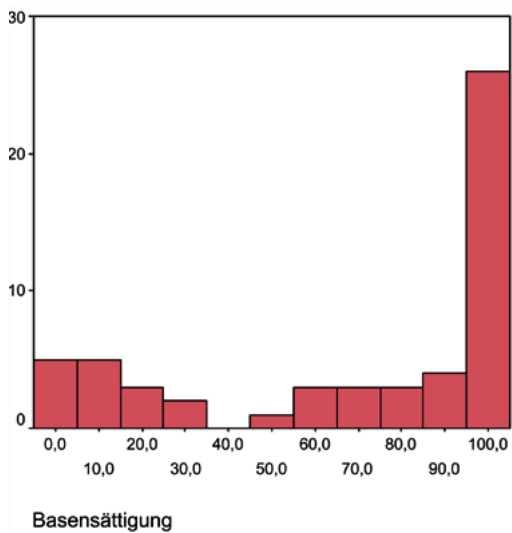
Anhang 2-15: Streudiagramm, pH/Probentiefe, Forst, Mineralboden, Keuper-Lias-Land, N=846

6. Fränkische und Schwäbische Alb

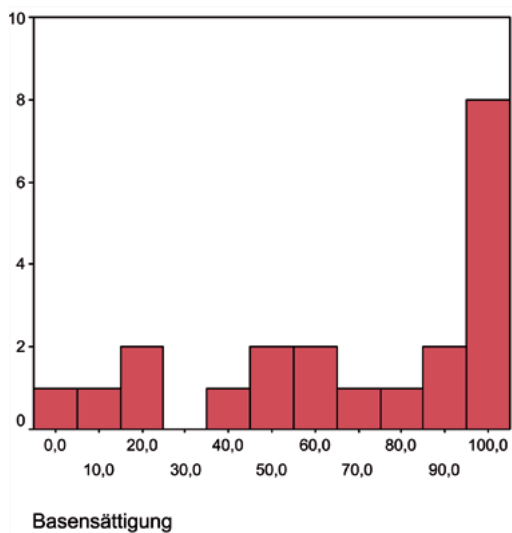
Landschaftseinheit 6



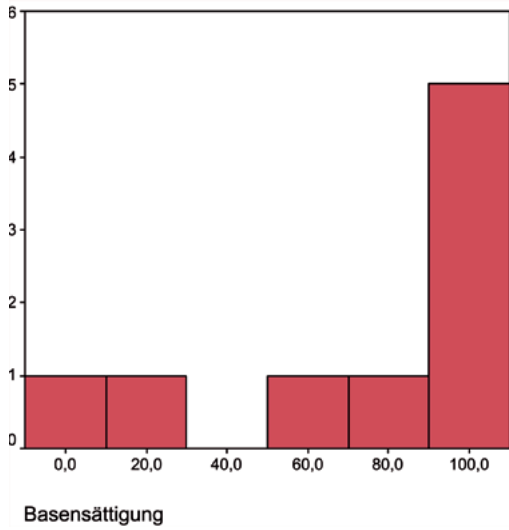
Anhang 2-16: Häufigkeitsdiagramm, Basensättigung, Forst, 0-30 cm, Fränkische und Schwäbische Alb, N=539, Medianwert: 30,5



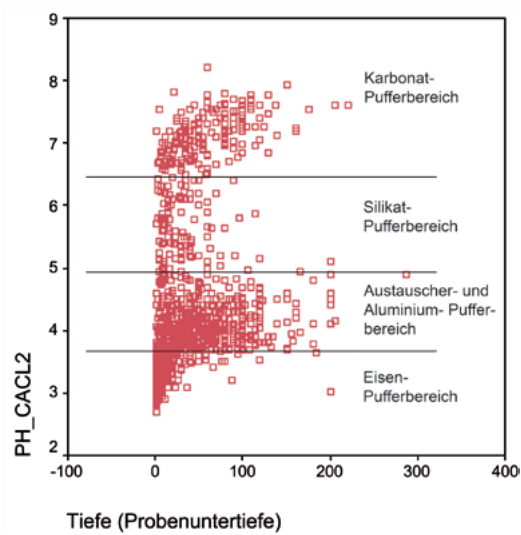
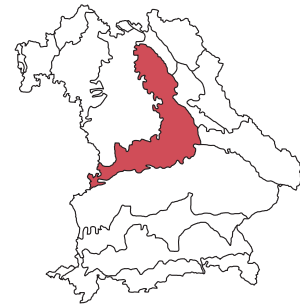
Anhang 2-17: Häufigkeitsdiagramm, Basensättigung, Forst, 30-60 cm, Fränkische und Schwäbische Alb, N=55 Medianwert: 89,7



Anhang 2-18: Häufigkeitsdiagramm, Basensättigung, Forst, 60-90 cm, Fränkische und Schwäbische Alb, N=21, Medianwert: 82,6



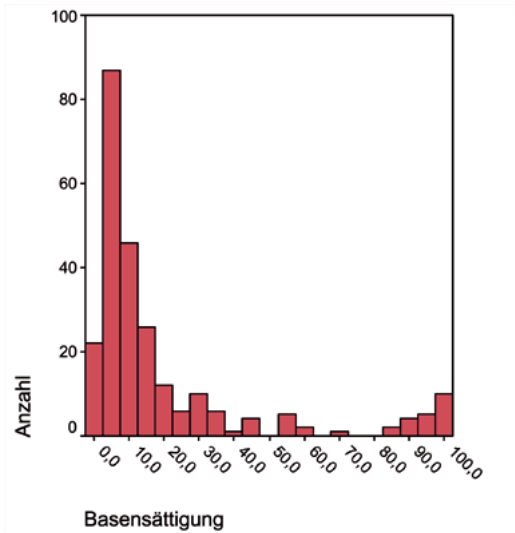
Anhang 2-19: Häufigkeitsdiagramm, Basensättigung, Forst, 90-120 cm, Fränkische und Schwäbische Alb, N=9, Medianwert: 99,3



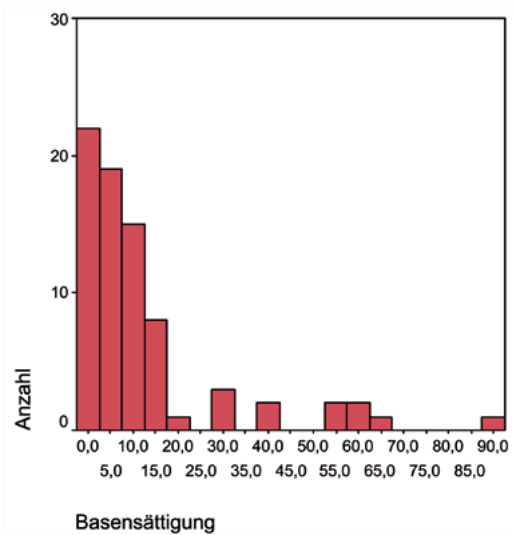
Anhang 2-20: Streudiagramm, pH/Tiefe, Forst, Mineralboden, Fränkische und Schwäbische Alb, N=1170

7. Obermain-Schollenland und Oberpfälzer Becken- und Hügelland

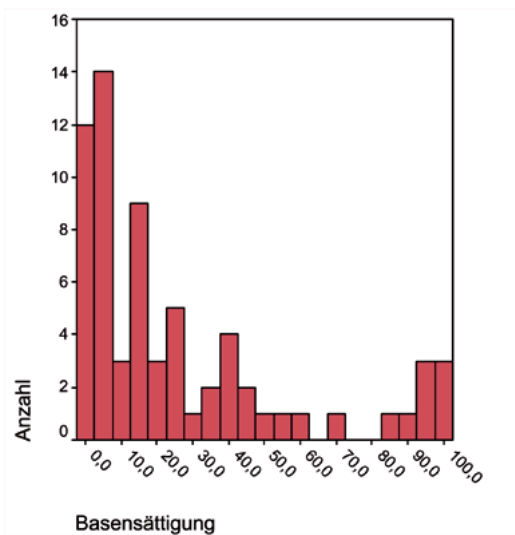
Landschaftseinheiten 7 und 9



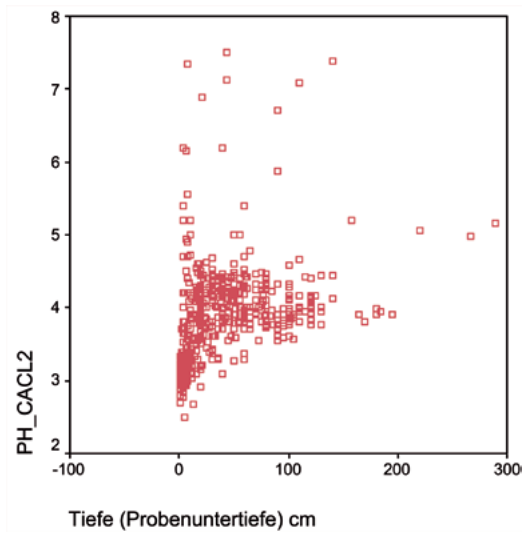
Anhang 2-21: Häufigkeitsdiagramm, Basensättigung, Forst, 0-30 cm, Obermain-Schollenland und Oberpfälzer Becken- und Hügelland, N=249, Medianwert: 8,7



Anhang 2-22: Häufigkeitsdiagramm, Basensättigung, Forst, 30-90 cm, Obermain-Schollenland und Oberpfälzer Becken- und Hügelland, N=76, Medianwert: 6,1



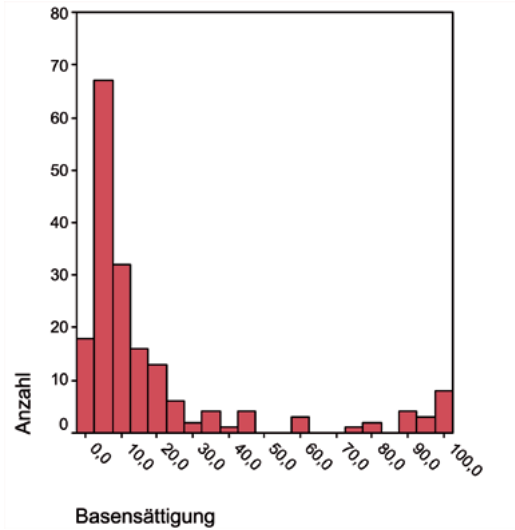
Anhang 2-23: Häufigkeitsdiagramm, Basensättigung, Forst, >90 cm Tiefe, Obermain-Schollenland und Oberpfälzer Becken- und Hügelland, N=67, Medianwert 13,2



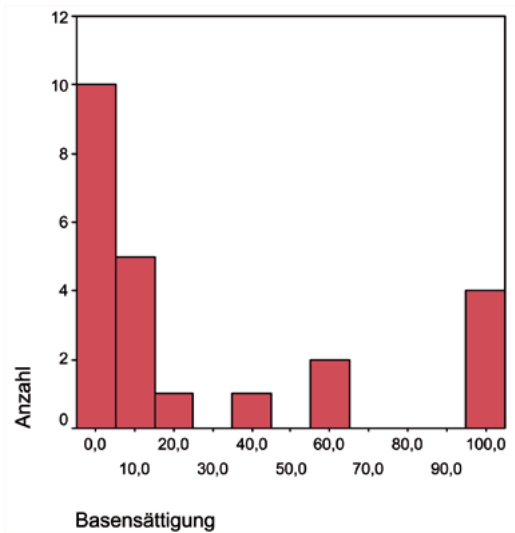
Anhang 2-24: Streudiagramm, pH/Tiefe, Forst,
Mineralboden, Obermain-Schollenland und Oberpfälzer
Becken- und Hügelland,
N=516

8. Frankenwald, Fichtelgebirge und Vogtland

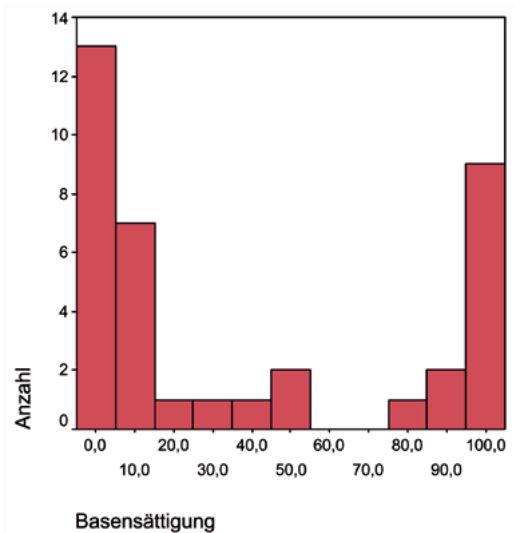
Landschaftseinheit 8



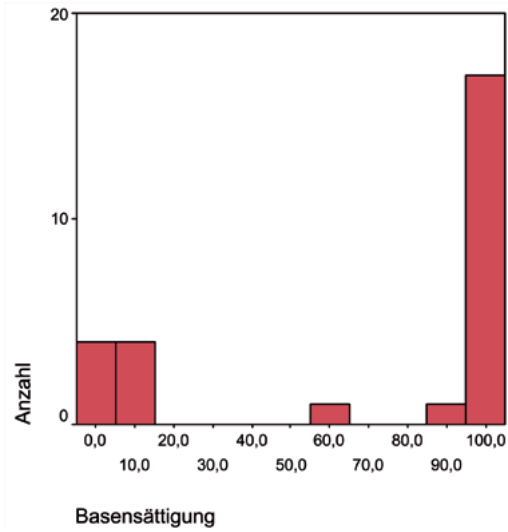
Anhang 2-25: Häufigkeitsdiagramm, Basensättigung, Forst, 0-30 cm, Frankenwald, Fichtelgebirge und Vogtland, N=184, Median 8,4



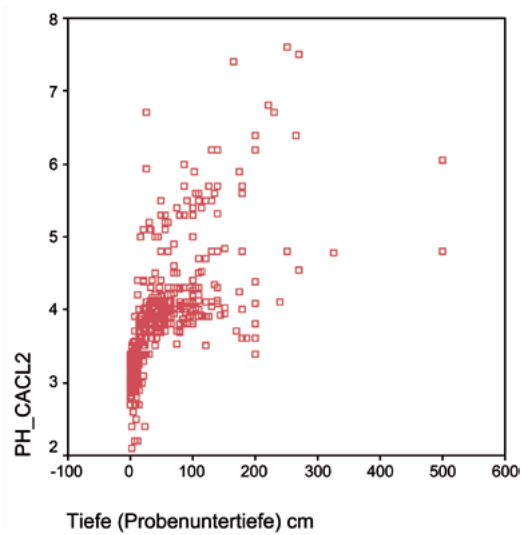
Anhang 2-26: Häufigkeitsdiagramm, Basensättigung, Forst, 30-60 cm, Frankenwald, Fichtelgebirge und Vogtland, N=23, Medianwert: 6,2



Anhang 2-27: Häufigkeitsdiagramm, Basensättigung, Forst, 60 – 120 cm, Frankenwald, Fichtelgebirge und Vogtland, N=37, Median: 10,3



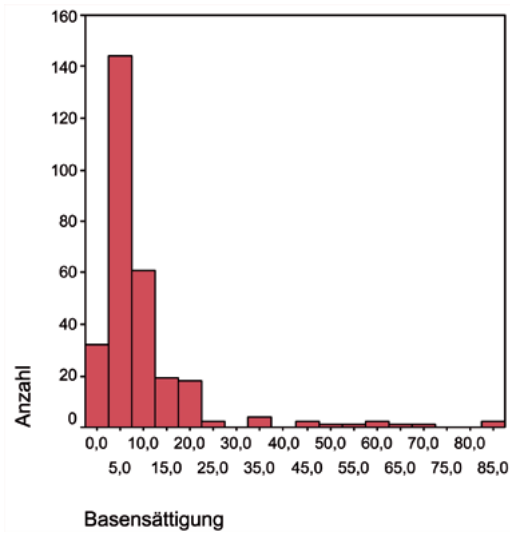
Anhang 2-28: Häufigkeitsdiagramm, Basensättigung, Forst, >120 cm, Frankenwald, Fichtelgebirge und Vogtland, N=27, Median: 97,5



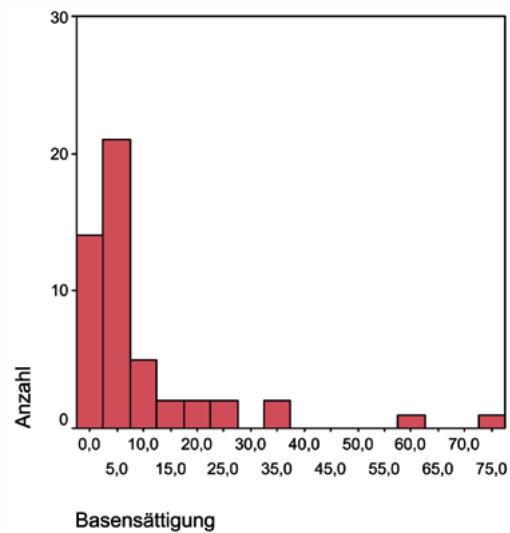
Anhang 2-29: Streudiagramm, pH/Tiefe, Forst, Mineralboden, Frankenwald, Fichtelgebirge und Vogtland, N=447

9. Oberpfälzer Wald

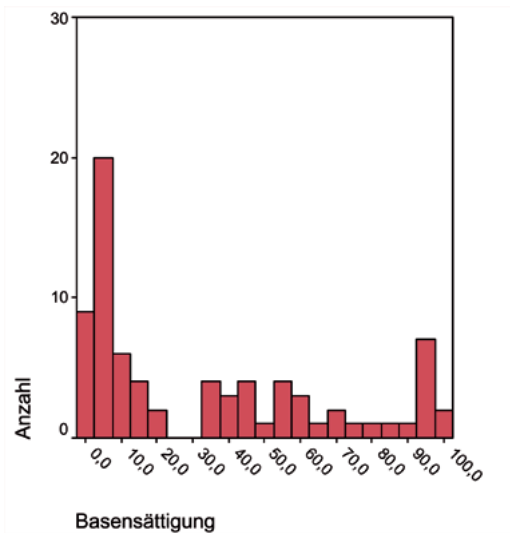
Landschaftseinheit 10



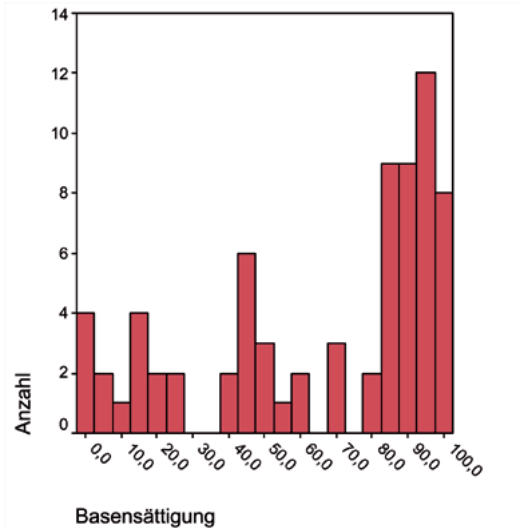
Anhang 2-30: Häufigkeitsdiagramm, Basensättigung, Forst, 0-30 cm, Oberpfälzer Wald, N=290, Medianwert: 6,2



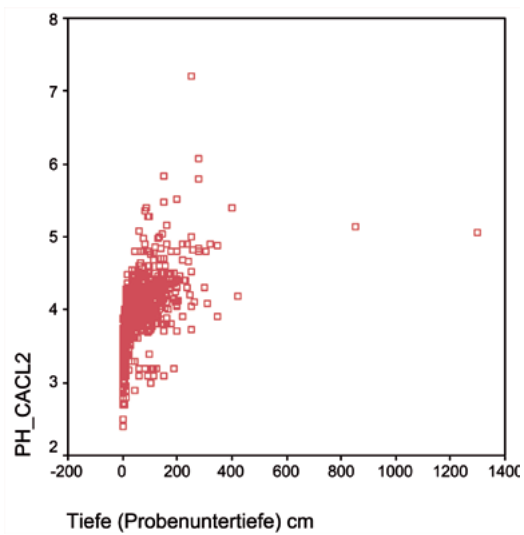
Anhang 2-31: Häufigkeitsdiagramm, Basensättigung, Forst, 30 - 60 cm, Oberpfälzer Wald, N=50, Medianwert: 4,3



Anhang 2-32: Häufigkeitsdiagramm, Basensättigung, Forst, 60 - 120 cm, Oberpfälzer Wald, N=76, Medianwert: 16,3



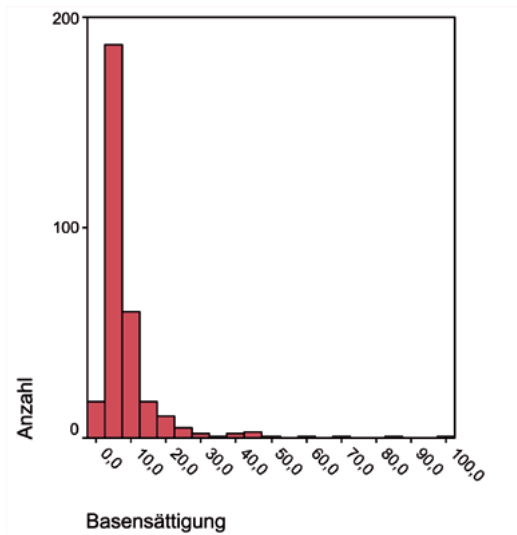
Anhang 2-33: Häufigkeitsdiagramm, Basensättigung, Forst, > 120 cm, Oberpfälzer Wald, N=72, Median: 83,8



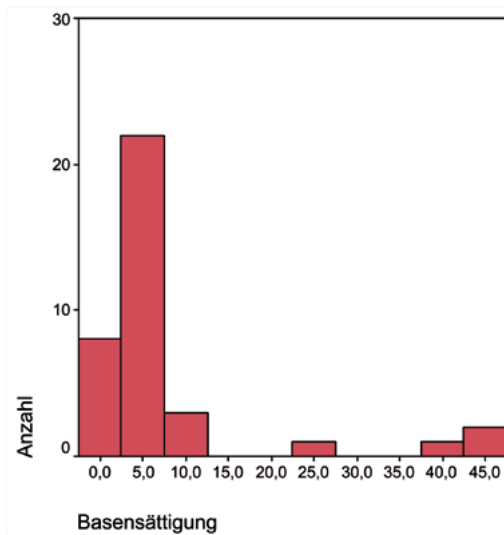
Anhang 2-34: Streudiagramm pH/Tiefe, Forst, Mineralboden, Oberpfälzer Wald, N=830

10. Bayerischer Wald

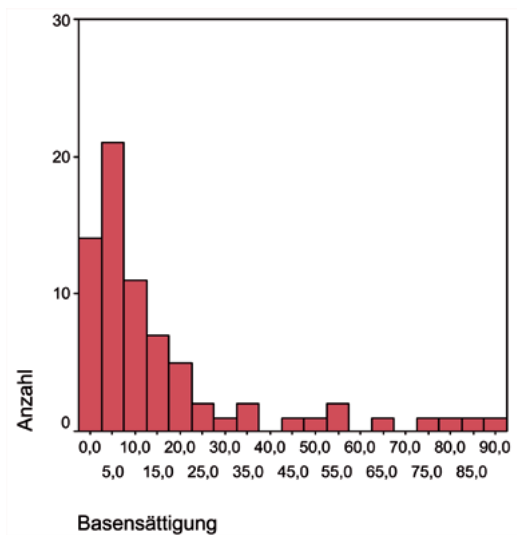
Landschaftseinheit 11



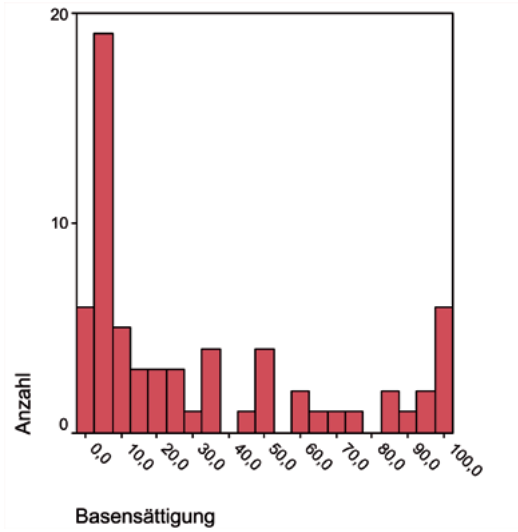
Anhang 2-35: Häufigkeitsdiagramm, Basensättigung, Forst, 0 – 30 cm, Bayerischer Wald, N=309, Medianwert: 6,1



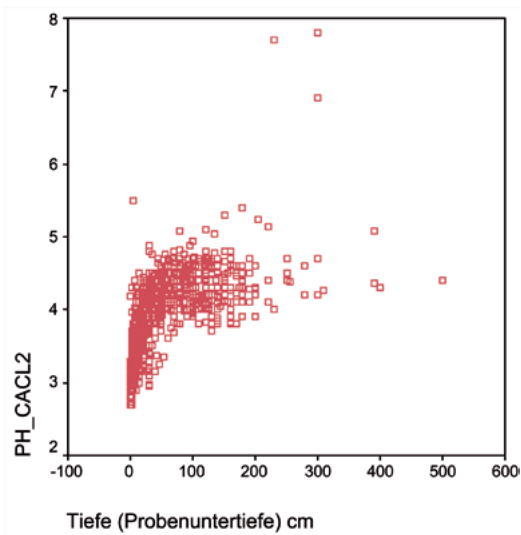
Anhang 2-36: Häufigkeitsdiagramm, Basensättigung, Forst, 30 – 60 cm, Bayerischer Wald, N=37, Median: 3,8



Anhang 2-37: Häufigkeitsdiagramm, Basensättigung, Forst, 60 – 120 cm, Bayerischer Wald, N=72, Medianwert: 7,8



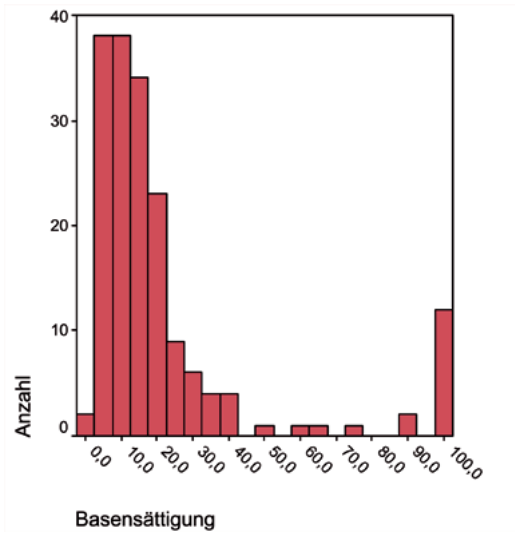
Anhang 2-38: Häufigkeitsdiagramm, Basensättigung, Forst, > 120 cm, Bayerischer Wald, N=65, Medianwert: 16,9



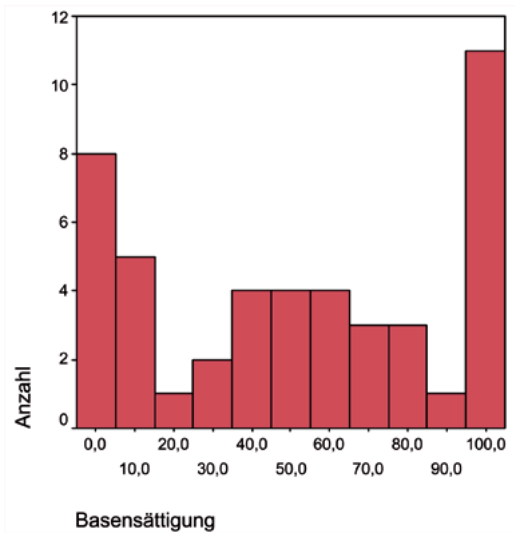
Anhang 2-39: Streudiagramm pH/Tiefe, Forst, Mineralboden, Bayerischer Wald, N= 857

11. Tertiärhügelland, Iller-Lechplatte und Donautal

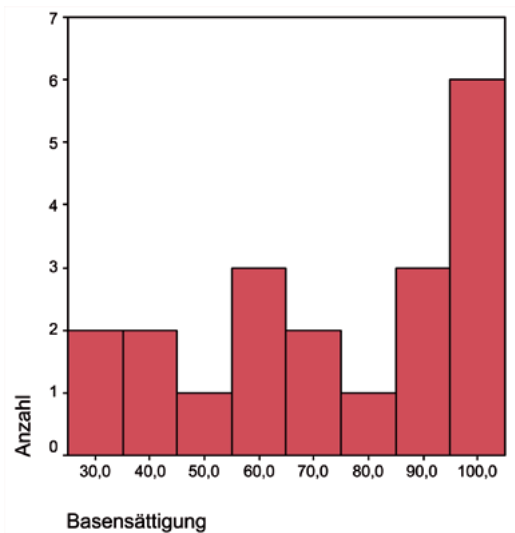
Landschaftseinheit 12



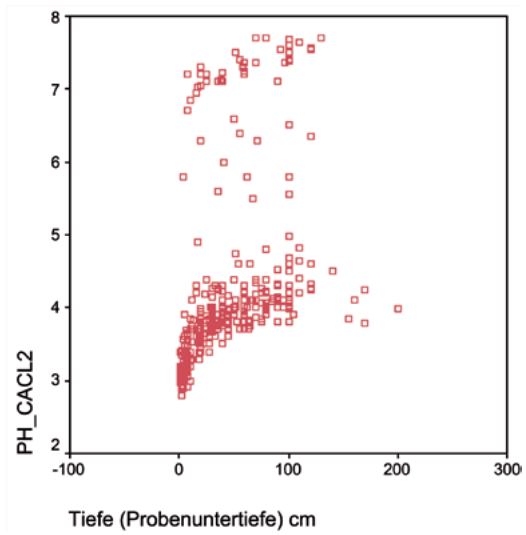
Anhang 2-40: Häufigkeitsdiagramm, Basensättigung, Forst, 0 – 30 cm, Tertiärhügelland, Iller-Lechplatte und Donautal, N=176, Medianwert: 14,4



Anhang 2-41: Häufigkeitsdiagramm, Basensättigung, Forst, 30 – 90 cm, Tertiärhügelland, Iller-Lechplatte und Donautal, N=46, Medianwert: 53



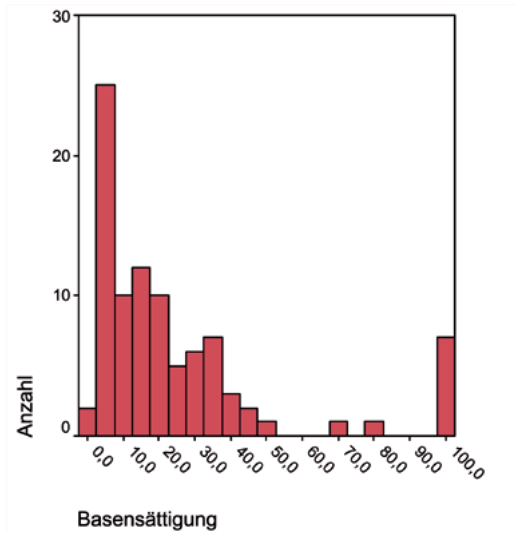
Anhang 2-42: Häufigkeitsdiagramm, Basensättigung, Forst, > 90 cm Tiefe, Tertiärhügelland, Iller-Lechplatte und Donautal, N=20, Medianwert: 77,3



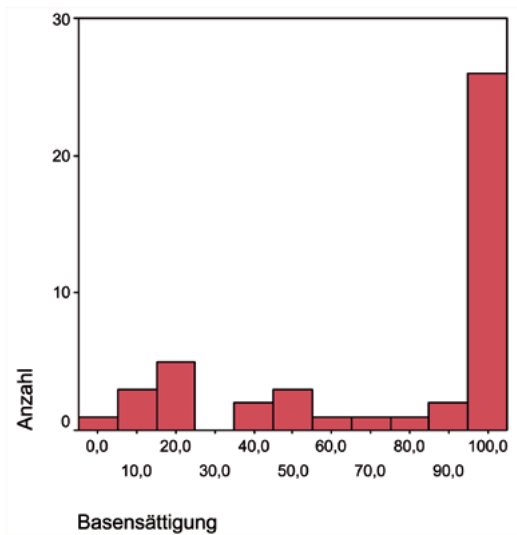
Anhang 2-43: Streudiagramm pH/Tiefe, Forst, Mineralboden, Tertiärhügelland, Iller-Lechplatte und Donautal, N=395

12. Schwäbisch-Bayerische Schotterplatten und Altmoränenlandschaft

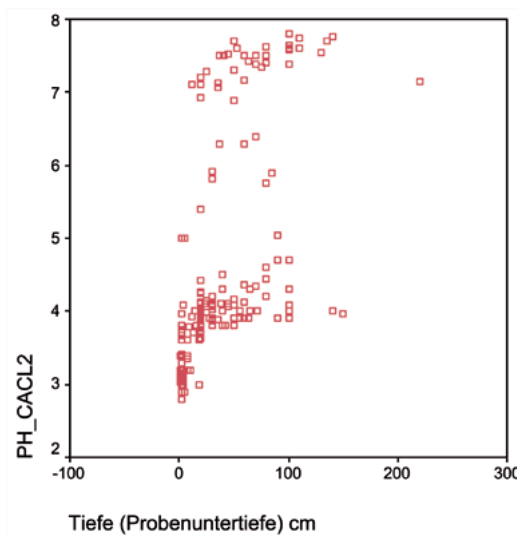
Landschaftseinheit 13



Anhang 2-44: Häufigkeitsdiagramm, Basensättigung, Forst, 0 – 30 cm, Schwäbisch-Bayerische Schotterplatten und Altmoränenlandschaft, N=92, Medianwert: 16,4



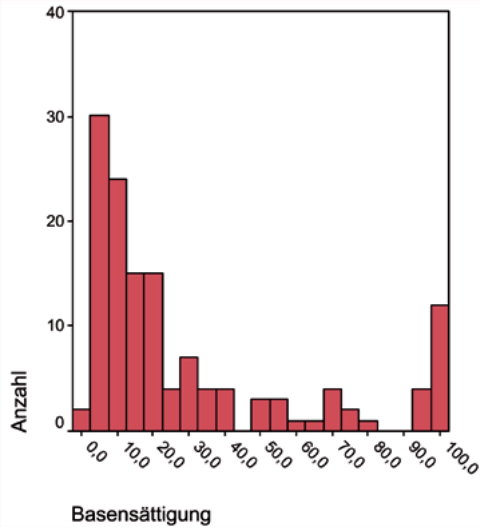
Anhang 2-45: Häufigkeitsdiagramm, Basensättigung, Forst, >30 cm, Schwäbisch-Bayerische Schotterplatten und Altmoränenlandschaft, N=45, Medianwert: 99,8



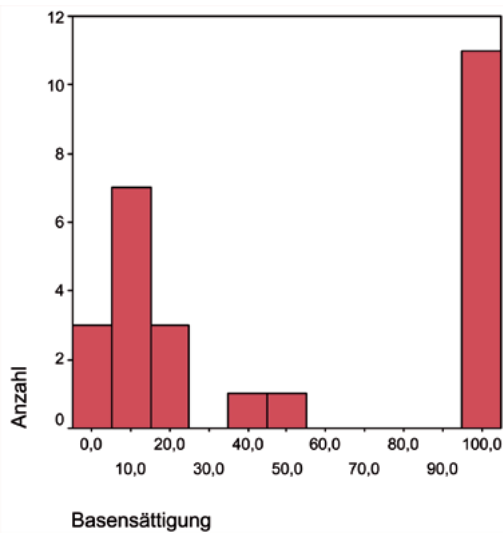
Anhang 2-46: Streudiagramm, pH/Tiefe, Forst, Mineralboden, Schwäbisch-Bayerische Schotterplatten und Altmoränenlandschaft, N=183

13. Schwäbisch-Bayerische Jungmoräne und Molassevorberge

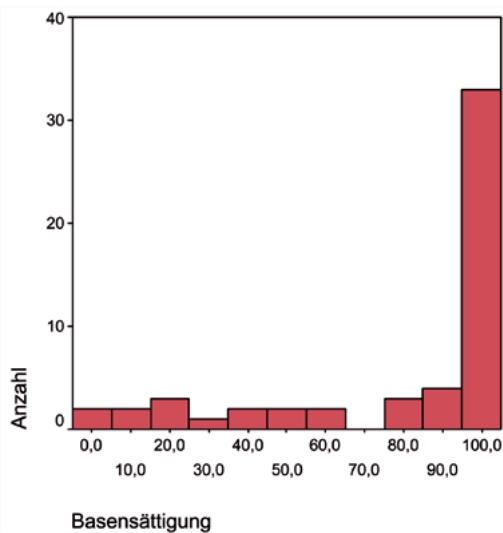
Landschaftseinheit 14



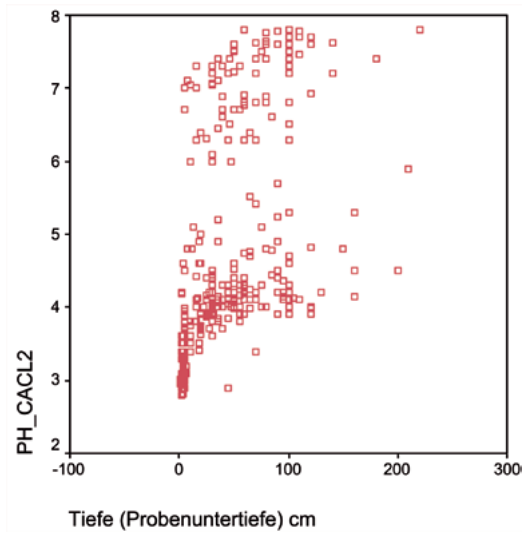
Anhang 2-47: Häufigkeitsdiagramm, Basensättigung, Forst, 0 – 30 cm, Schwäbisch-Bayerische Jungmoräne und Molassevorberge, N=136, Medianwert: 16,5



Anhang 2-48: Häufigkeitsdiagramm, Basensättigung, Forst, 30 – 60 cm, Schwäbisch-Bayerische Jungmoräne und Molassevorberge, N=26, Medianwert: 31,8



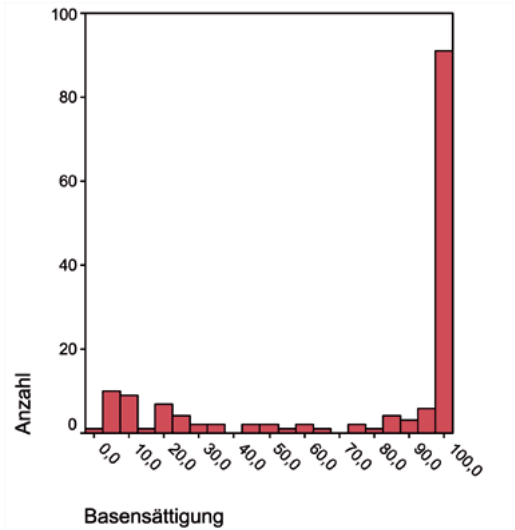
Anhang 2-49: Häufigkeitsdiagramm, Basensättigung, Forst, > 60 cm, Schwäbisch-Bayerische Jungmoräne und Molassevorberge, N=54, Medianwert: 99,9



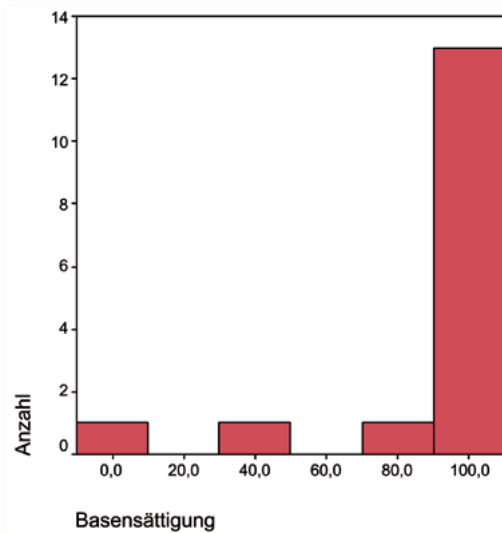
Anhang 2-50: Streudiagramm pH/Tiefe, Forst, Mineralboden, Schwäbisch-Bayerische Jungmoräne und Molassevorberge, N=359

14. Bayerische Alpen

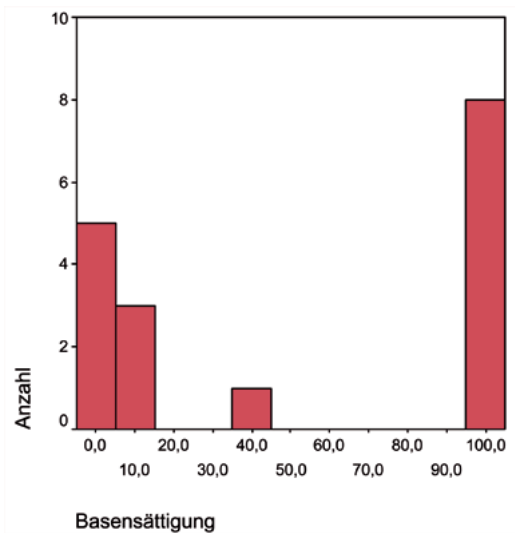
Landschaftseinheit 15



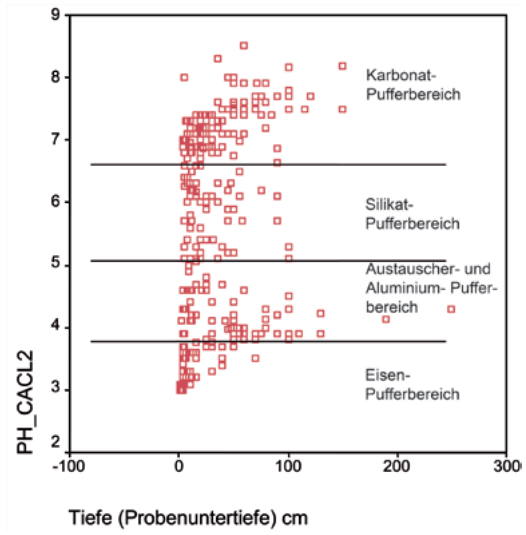
Anhang 2-51: Häufigkeitsdiagramm, Basensättigung, Forst, 0–30 cm Tiefe, Bayerische Alpen, N=151, Medianwert: 99,5



Anhang 2-52: Häufigkeitsdiagramm, Basensättigung, Forst, 30 – 60 cm, Bayerische Alpen, N=16, Medianwert: 99,9



Anhang 2-53: Häufigkeitsdiagramm, Basensättigung, Forst, > 60 cm, Bayerische Alpen, N=17, Medianwert: 43,6



Anhang 2-54: Streudiagramm pH/Tiefe, Forst, Mineralboden, Bayerische Alpen, N=290

