



MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT
DER TSCHECHISCHEN REPUBLIK

Waldkalkung in der Tschechischen Republik

Vít Šrámek
Radek Novotný
Přemysl Fiala
et al.



Waldkalkung in der Tschechischen Republik

Vápnění lesů
v České republice

Doz. Ing. Vít Šrámek, Ph.D.

Ing. Radek Novotný, Ph.D.

Dr. Ing. Přemysl Fiala

Ing. Kateřina Neudertová-Hellebrandová, Ph.D.

Ing. Dušan Reininger, Ph.D.

Ing. Tomáš Samek, Ph.D.

Ing. Tomáš Čihák

Ing. Věra Fadrhonsová

Übersetzung aus dem Tschechischen
durch das Fremdspracheninstitut Dresden
im Auftrag des Staatsbetriebes Sachsenforst
(Juni 2016)

Inhaltsverzeichnis

Einleitung	5
1 Waldkalkung in der Tschechischen Republik - Ursachen und Geschichte	7
1.1 Versauerung der Waldböden	7
1.2 Zustand der Waldböden in Tschechien	14
1.3 Geschichte der Waldkalkung in Tschechien	23
1.4 Einfluss von Waldkalkungen auf Waldböden und Mineralstoffversorgung	29
2 Methodik	35
2.1 Kontrolle der Kalkausbringung und des Kalkungserfolgs	35
2.2 Entnahme von Bodenproben und Proben der Assimilationsorgane	38
2.3 Laboranalysen	40
2.4 Statistische Auswertung	41
3 Waldkalkung im Westerzgebirge	42
3.1 Geschichte der Waldkalkung im Westerzgebirge	43
3.2 Erfolg der Kalkungen im Westerzgebirge	46
4 Waldkalkung im Osterzgebirge	55
4.1 Geschichte der Waldkalkung im Osterzgebirge	57
4.2 Erfolg der Kalkungen im Osterzgebirge	59
5 Weitere seit dem Jahr 2000 gekalkte Waldgebiete	66
5.1 Adlergebirge	67
5.2 Forstbezirk Plasy	69
5.3 Isergebirge	69
6 Perspektiven der Waldkalkung in Tschechien	73
Summary	76
Abkürzungsverzeichnis	78
Literaturhinweise	79

Einleitung

Die Kalkung von Wäldern hat in Mitteleuropa eine recht lange Tradition, die mindestens bis ins neunzehnte Jahrhundert zurückreicht. Im Laufe dieser Zeit hat sich die Sicht auf chemische Maßnahmen zur Verbesserung des Waldbodenzustandes gewandelt. Ebenso verändert haben sich Ziele, Erforderlichkeit und Umfang der Eingriffe. Ihre größte Intensität erreichte die Kalkausbringung Ende der 1970er/Anfang der 1980er Jahre, als die Gebirgsregionen im Norden unter enormen Immissionsschäden zu leiden hatten. In den neunziger Jahren, als die Immissionsbelastung rasch abnahm, verzichtete man darauf praktisch vollständig. Ein konzeptioneller Rahmen für Waldkalkungen wurde erst wieder Anfang des neuen Jahrtausends eingeführt, als Fichtenwälder im Erzgebirge, im Isergebirge und im Adlergebirge vergilbten. Man muss sich vor Augen halten, dass die tschechischen Waldböden selbst auf ursprünglich günstigen Standorten noch immer durch einen niedrigen bis kritischen Anteil basischer Kationen gekennzeichnet sind. Noch immer werden in großen Teilen Tschechiens die Schwellenwerte für Säureinträge (Critical Loads) überschritten und das Ungleichgewicht zwischen der Versorgung mit Stickstoff auf der einen Seite und basischen Nährelementen und Phosphor auf der anderen Seite nimmt weiter zu. Infolgedessen gibt es immer mehr Standorte, an denen farbliche Veränderungen und Störungen im Gesundheitszustand der Waldbestände zu beobachten sind, die durch einen Mangel an basischen Elementen - insbesondere an Magnesium - hervorgerufen werden. Ernährungsungleichgewichte, Nährstoffmangel und der Austrag von Nährstoffen aus den Waldökosystemen können in Verbindung mit der Nutzung von Restholz für die Energiegewinnung sogar das langfristige Ziel der Erhöhung des Laubholzanteils in den Wäldern gefährden.

In den ersten Kapiteln der vorliegenden Publikation werden die Geschichte der Waldkalkung, die Gründe für deren Durchführung sowie die damit verfolgten Ziele beschrieben. Im zweiten Teil werden Erhebungen der Bodeneigenschaften und des Ernährungszustands der Wälder ausgewertet, die an den gekalkten Standorten und an Kontrollstandorten durchgeführt wurden, und es wird untersucht, ob die Maßnahmen ihre Ziele erfüllt haben. Die Hauptmotivation des Autorenkollektivs bestand jedoch darin, die verfügbaren Daten zu bündeln, um so dem Einsatz chemischer Meliorationsmaßnahmen Vorschub zu leisten, welche in Kombination mit biologischen Maßnahmen bereits nach recht kurzer Zeit eine Verbesserung des Waldbodenzustands bewirken können.

Wenngleich sowohl in Tschechien als auch im Ausland relativ gute Erfahrungen mit chemischen Meliorationsmaßnahmen bzw. Waldkalkungen gemacht wurden, stoßen diese weder in Fachkreisen noch in der breiten Öffentlichkeit auf uneingeschränkte Akzeptanz. Gleichzeitig wird immer offensichtlicher, dass das Ziel eines gesunden Waldes, der seine ökonomischen, sozialen und Umweltfunktionen erfüllt, ohne positive Beeinflussung der langfristig übersäuerten Böden zumindest im Nutzwald nicht zu erreichen ist. Während man in der Landwirtschaft seit Jahrhunderten weiß, dass der Mensch dem Boden das zurückgeben muss, was er ihm entnommen hat, steht der Forstwirtschaft diese Debatte noch bevor. Die vorliegende Publikation soll als eine Diskussionsgrundlagen dienen.

Doz. RNDr. Bohumír Lomský, CSc.

Direktor des Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v.v.i.
(Forschungsinstitut für Forstwirtschaft und Jagdwesen,
öffentliche Forschungseinrichtung)

1 Waldkalkung in der Tschechischen Republik - Ursachen und Geschichte

1.1 Versauerung der Waldböden

Das Gebiet der Tschechischen Republik besteht zu einem Drittel aus Wald. Wäldern kommt gleich aus mehreren Gründen eine essentielle Bedeutung zu: sie bilden ein wichtiges Landschaftselement, stellen wertvolle naturnahe Ökosysteme dar und besitzen nicht zuletzt wichtige wirtschaftliche und soziale Funktionen. In der tschechischen Forstwirtschaft sind allein in Forstberufen an die 14 000 Menschen beschäftigt (MZe 2013). Der Zustand der Wälder wird sowohl von deren Eigentümern, den Forstwirten als auch der breiten Öffentlichkeit genauestens beobachtet und wahrgenommen.

Der Boden stellt einen zentralen Bestandteil des Ökosystems Wald dar. Dennoch wird seine Bedeutung bisweilen unterschätzt. Boden und Klima sind die beiden wichtigsten Einflussgrößen, wenn es um die Entwicklung von Waldgesellschaften an bestimmten Standorten, ihre Wachstumseigenschaften, ihre Vitalität und ihre Fähigkeit zur Überwindung störender Einflüsse geht. Das Studium der Waldböden bildet die Grundlage der Forsttypologie* (PLIVA und ŽLÁBEK 1986). In einem Waldökosystem ist die biologische Komponente (hauptsächlich Flora, sekundär aber auch Fauna) und im weiteren Sinne auch die Atmosphäre eng mit dem Boden verbunden. Jegliche Veränderung in einer der drei Komponenten zieht Veränderungen im Gesamtsystem nach sich (FISCHER und BINKLEY 2000). Veränderungen in der Zusammensetzung der Vegetation - insbesondere in der Strauch- und Baumschicht - hinterlassen unmittelbare Folgen, ganz gleich, ob diese Veränderungen durch den Menschen (z.B. durch die Holzernte), durch biotische Faktoren (z.B. durch das Absterben von Bäumen nach Schädlingsbefall) oder durch extreme Wetterschwankungen (z.B. durch Windbruch, durch das Vertrocknen von Anpflanzungen aufgrund von Niederschlagsmangel) verursacht wurden. Voller Spannung wird erwartet, welche Risiken der Klimawandel, der sich aller Wahrscheinlichkeit nach bereits jetzt durch ein vermehrtes Auftreten von Extremwetterlagen wie etwa Trockenheitsperioden oder Starkregen (MINDÁŠ und ŠKVARENINA 2003, PRETEL 2011) bemerkbar macht, für unsere Wälder mit sich bringt. Neben diesen offensichtlichen Ereignissen laufen in den Ökosystemen auch langsamere, weniger spürbare Prozesse ab, die die ursprünglichen Eigenschaften der Waldökosysteme dauerhaft verändern können. Ein typisches Beispiel hierfür sind Veränderungen in den chemischen und physikalischen Bodeneigenschaften. Der Waldboden wird oftmals als stabil und unveränderlich wahrgenommen. Unter anderem ist dies darauf zurückzuführen, dass die Forstwirtschaft traditionell auf dem Prinzip der Nachhaltigkeit basiert. Im Gegensatz zur Landwirtschaft geht man nämlich bei der Forstwirtschaft

* Bei der Forsttypologie handelt es sich um eine forstwissenschaftliche Disziplin, in deren Mittelpunkt die Untersuchung von Waldhabitaten sowie deren Klassifizierung und Typisierung steht. Sie ermöglicht die Planung und Durchführung angemessener forstwirtschaftlicher Maßnahmen unter der Berücksichtigung ökologischer Gesichtspunkte.

nicht von einem signifikanten Nährstoffentzug aus, der z.B. durch Düngen kompensiert werden sollte. Tatsächlich können Veränderungen des Bodenzustands durch unterschiedliche Faktoren jedoch viel rascher verursacht werden, als man normalerweise denkt.

Der stark beeinträchtigte Gesundheitszustand der Wälder in Tschechien und Mitteleuropa ist im Allgemeinen auf die massive Immissionsbelastung zurückzuführen, die in den 1970er und 1980er Jahren ihren Höhepunkt fand. Die schlimmsten Waldschäden waren damals im Erzgebirge zu beobachten, wo Wälder auf nahezu 40 000 Hektar abstarben (KUBELKA 1992, ŠRÁMEK et al. 2008a). Doch auch das Isergebirge, das Adlergebirge, das Gesenke, die Mährisch-Schlesischen Beskiden und weitere Gebirge litten erheblich unter den Immissionen. Insgesamt wurden mehr als 100 000 ha Wald stark geschädigt oder starben ab. Hauptursache dieser akuten Waldschäden waren die hohen Schwefeldioxidkonzentrationen, die insbesondere durch die Verbrennung minderwertiger Braunkohle entstanden (LOMSKÝ und PFANZ 2002). Die Produktion dieses Schadstoffes nahm im Laufe der 1990er Jahre deutlich ab (HŮNOVÁ et al. 2004), sodass der Holzeinschlag infolge schadstoffbedingter Waldschäden (Abb. 1.3) zurückging und sich der Gesundheitszustand der Wälder in den am stärksten betroffenen Gebieten allmählich wieder verbessern konnte.

Schaut man sich jedoch die Durchschnittswerte für die Tschechische Republik an, so lässt sich nicht von einer deutlichen Verbesserung des Waldzustands ausgehen. Im Rahmen des internationalen Programms für Waldzustandsmonitoring ICP Forests wurde vielmehr im Laufe des letzten Jahrzehnts des zwanzigsten Jahrhunderts eine recht deutliche Zunahme des Nadelverlusts bei Nadelhölzern festgestellt (FABIÁNEK et al. 2012), und auch heute kann der Zustand der Wälder nicht als



Abb. 1.1: Großflächiges Absterben der Gemeinen Fichte auf den Kämmen des Erzgebirges zur Zeit der größten Immissionsbelastung

In den 1970er und 1980er Jahren kam es im Erzgebirge infolge hoher Schwefeldioxidkonzentrationen auf etwa 40 000 ha zu einem flächendeckenden Waldsterben. Vielerorts wurde der Boden mit Bulldozern vorbereitet (rechts). Dabei wurden der Schlagabraum und Teile der Humusschicht zu Streifen zusammengeschoben, zwischen denen anschließend neue Bäume gepflanzt wurden. Diese Methode der Bodenvorbereitung ermöglichte den Einsatz schwerer Technik; die Humusdecke und die oberen Bodenschichten, in denen die Schadstoffkonzentrationen am höchsten waren, konnten abgetragen werden. In der Folge erwies sich dieses Vorgehen jedoch als ungeeignet, da ein wesentlicher Teil des Nährstoffvorrats von Gebirgsfichtenwäldern gerade in der Humusschicht gespeichert ist. Seit etwa zehn Jahren werden die sog. „Wälle“ im Zuge des Umbaus der damals gepflanzten Ersatzbaumarten wieder aufgebrochen und verteilt. (Foto: Archiv VŮLHM)

zufriedenstellend erachtet werden (UNECE 2011, 2012). Der direkte Eintrag von Schadstoffen in die Waldbestände wurde nämlich von einem ernstzunehmenden aktuellen Problem abgelöst - der Versauerung der Bodenschichten, die die Waldböden langfristig negativ beeinflusst (HRUŠKA und CIENCALA 2002).

Versauerung ist ein Prozess, bei dem ein Ungleichgewicht zwischen sauren und basischen Komponenten entsteht, die Konzentration von Wasserstoffionen steigt und der Boden reagiert zunehmend sauer. Bis zu einem gewissen Grad ist Versauerung in Waldökosystemen ein natürlicher Vorgang. Durch Zutun des Menschen hat sie jedoch in den letzten 200 Jahren deutlich zugenommen. Am stärksten von ihr bedroht sind Gebiete, die aus geologischen, biologischen oder klimatischen Gründen eine von Natur aus höhere Anfälligkeit aufweisen (KRUG und FRINK 1986). Hauptverantwortlich für die Versauerung sind die gasförmigen Schadstoffe Schwefeldioxid und Stickstoffdioxid. Diese schädigen den Waldboden insbesondere in Form von saurem Regen, welcher einen hohen Gehalt an Schwefel (in Form von Sulfat-Ionen, SO_4^{2-}) und Stickstoff (in Form von Nitrat-Ionen, NO_3^- , und Ammonium-Ionen, NH_4^+) aufweist.

Diese Stoffe führen zu Veränderungen im Sorptionskomplex des Waldbodens, d.h. durch Einwirkung von Wasserstoffionen werden basische Nährstoffe (Calcium, Magnesium und Kalium) aus den



Abb. 1.2: Letzte großflächige Schädigung durch Schwefeldioxid im Erzgebirge, 1996

Im Winter 1995/1996 kam es im Erzgebirge zur letzten großflächigen Fichtenwaldschädigung durch Schwefeldioxid. Die Produktion von SO_2 war im Vergleich zu den 1970er und 1980er Jahren damals bereits deutlich zurückgefahren worden. Durch eine winterliche Inversionswetterlage stieg die Schadstoffkonzentration jedoch auf regelrechte Extremwerte an. Die stündlichen SO_2 -Konzentrationen lagen in manchen Fällen bei über $3\,000\ \mu\text{g}/\text{m}^3$. Im Frühjahr zeigten sich die Folgen der Schädigung dadurch, dass sich die jüngsten Nadeljahrgänge rot färbten und die Nadeln anschließend abstarben und abfielen. Betroffen waren insbesondere die Bestandsränder, und zwar auf einer Fläche von ung. $10\,000\ \text{ha}$. Mit Ausnahme der am stärksten geschädigten Bereiche, in denen die Bäume abstarben, konnten sich die Wälder in den Folgejahren allmählich regenerieren. (Foto: B. Lomský)

Wurzeln der Pflanzen ausgewaschen und es kommt zur Freisetzung von Aluminium, das in hohen Konzentrationen auf feine Pflanzenwurzeln toxisch wirken kann (ALEWELL et al. 2001). Säureeinträge wirken jedoch nicht nur am Waldboden, sie können basische Kationen auch direkt aus den Baumkronen auswaschen (MENGEL et al. 1987, KAUPENJOHANN 1989). Schwefeleinträge hatten im 20. Jahrhundert einen entscheidenden Anteil an der Versauerung. Sie wurden gleichmäßiger auf dem Gebiet der Tschechischen Republik verteilt als das Luftschadgas Schwefeldioxid, da versauernde Stoffe in Niederschlägen über größere Entfernungen verteilt werden als Gase. Auch bei den Schwefeleinträgen war in den 1990er Jahren ein Rückgang zu verzeichnen, wenn auch nicht ein so starker wie bei der Schwefeldioxidproduktion (Abb. 1.4). Einen wesentlichen Anteil an der Versauerung haben auch die Stickstoffeinträge, die in den letzten zwanzig Jahren weniger deutlich zurückgegangen sind als die Schwefeleinträge (Abb. 1.5). Stickstoff wäscht nicht nur basische Kationen aus, er spielt im Unterschied zu Schwefel auch eine wichtige Rolle für die Nährstoffversorgung der Pflanzen und ist eines der wichtigsten biogenen Elemente. Ist Stickstoff in verwertbarer Form vermehrt verfügbar (Eutrophierung), kann dies zu schnellerem Wachstum und somit zu einer erhöhten Aufnahme basischer Kationen durch die Pflanzenwurzeln führen, wodurch die Prozesse der natürlichen Versauerung beschleunigt werden. Zu diesen Prozessen gehören die Abgabe von Wasserstoff-Ionen in den Waldboden beim Abbau organischer Substanz, die Ausscheidung von Wasserstoff-Ionen durch die Baumwurzeln bei der Aufnahme basischer

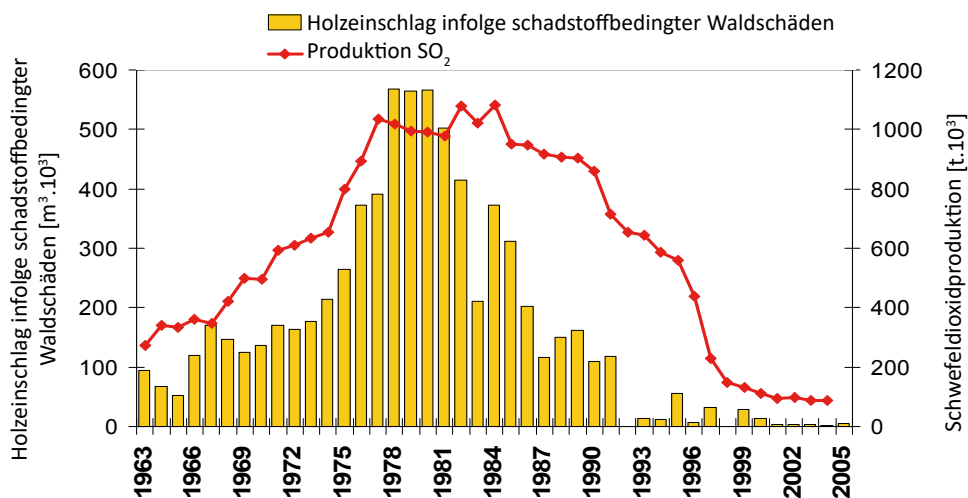


Abb. 1.3: Entwicklung der Schwefeldioxidproduktion und des Holzschlags infolge schadstoffbedingter Waldschäden in Nordwestböhmen

In den 1970er und 1980er Jahren erreichten die Schwefeldioxidemissionen und die damit verbundene Immissionsbelastung ihren Höhepunkt. An den Säulen ist erkennbar, wie der Holzschlag infolge schadstoffbedingter Waldschäden allmählich zunahm, während er bereits ab Anfang der 1980er Jahre wieder sank. Der Rückgang bedeutet jedoch nicht, dass die Schädigungen bereits in dieser Zeit wieder abnahmen. Vielmehr ist er allein dadurch bedingt, dass in dieser Zeit ein Großteil der ausgewachsenen Bäume im Kammbereich des Erzgebirges bereits abgeholzt war und das Absterben der jüngeren und neu gepflanzten Bäume in dem Diagramm, das den Holzschlag in Kubikmetern darstellt, nicht in Erscheinung tritt. (Quelle: VÜLHM)

Nährstoffe sowie Reaktionen bei Änderungen der Stickstoffformen im Boden (ULRICH et al. 1989, KHANNA und ULRICH 1985). Ein erhöhter Biomassezuwachs bedeutet gleichzeitig höhere Ansprüche was die Versorgung der Pflanzen mit weiteren Nährstoffen angeht, und er kann oftmals ein Ungleichgewicht in der Baumernährung hervorrufen (TOMLINSON 2003).

Das Maß, in dem Waldökosysteme durch Säureeinträge beeinträchtigt werden, hängt von ihrer Pufferkapazität ab (KRUG und FRINK 1986). Versauernd wirkende Einträge haben einen viel größeren Einfluss auf Wälder, die auf armen, sauren Böden in Gegenden mit kaltem Klima wachsen als auf Wälder auf basenreichen Standorten. Deshalb werden für die Bewertung des mit versauernden Einträgen einhergehenden Risikos sog. Belastungsgrenzen (Critical Loads) herangezogen, die sowohl den Umfang der Einträge selbst berücksichtigen als auch die Fähigkeit der Ökosysteme, Einträge versauernder Stoffe auszugleichen (NILSSON und GRENNFELT 1998, DE VRIES et al. 2000). Der „Critical Load“ wird definiert als die höchste Deposition von belastenden Stoffen, welche keine chemischen Veränderungen bewirken, die zu einer langfristig schädlichen Beeinträchtigung der Struktur von Ökosystemen und deren Funktionen führen (SKOŘEPOVÁ 2007). Während die Belastungsgrenze für die Schwefeldeposition gegenwärtig nur auf einem kleinen Teil des Gebiets der Tschechischen Republik überschritten wird, beeinträchtigt die Stickstoffdeposition das Bodenmilieu der Waldökosysteme nach wie vor in bedeutendem Maße (Abb. 1.6).

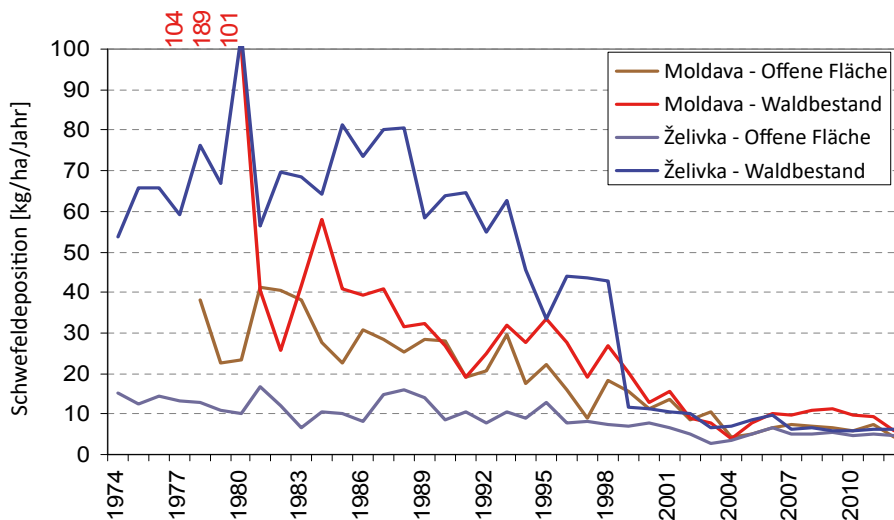


Abb. 1.4: Entwicklung der Schwefeldeposition auf den Flächen Moldava und Želivka

Die Fläche Moldava liegt im stark immissionsbelasteten Erzgebirge, die Fläche Želivka hingegen im relativ gering belasteten Mittelböhmischen Hügelland. Das Diagramm zeigt, dass die Schwefeldeposition in Wäldern viel höher ist als im Offenland. In Moldava lag die Schwefeldeposition im Offenland in den Jahren 1978-1980 zwischen 22 und 38 kg pro Hektar und Jahr. Unter ausgewachsenen Fichten lag sie hingegen zwischen 101 und 189 kg (die rote Kurve reicht über die Grenzen des Diagramms hinaus, deshalb werden die für den Wald geltenden Depositionswerte mit roten Zahlen oberhalb des Diagramms dargestellt). Nachdem der ausgewachsene Fichtenwald gefällt wurde und nach und nach durch junge Ebereschen ersetzt worden war, sank die Deposition im Bestand erheblich. Sie war zwar immer noch höher als auf der offenen Fläche, gleichzeitig jedoch viel niedriger als im Fichtenbestand des weniger stark belasteten Gebiets Želivka. Da die Verschmutzung insgesamt abnahm, verringerte sich auch der Unterschied zwischen der Deposition im Waldbestand und der Deposition auf der offenen Fläche. (Quelle: VÚLHM)

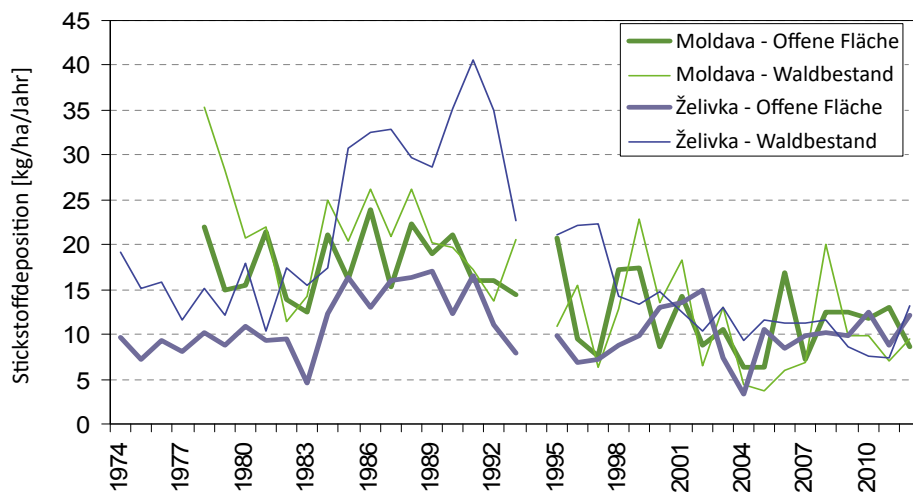


Abb. 1.5: Entwicklung der Stickstoffdeposition auf den Flächen Moldava und Želivka

Die Fläche Moldava liegt im stark immissionsbelasteten Erzgebirge, die Fläche Želivka hingegen im relativ gering belasteten Mittelböhmischen Hügelland. Das Diagramm zeigt, dass der Unterschied zwischen dem stärker und dem weniger stark belasteten Gebiet bei Stickstoff weitaus weniger ausgeprägt ist. Selbiges gilt für den Rückgang der Deposition in den 1990er Jahren. Die Deposition ist im Bestand in der Regel höher als auf der offenen Fläche, jedoch fällt dieser Unterschied wesentlich geringer aus als bei der Schwefeldeposition. (Quelle: VÚLHM)

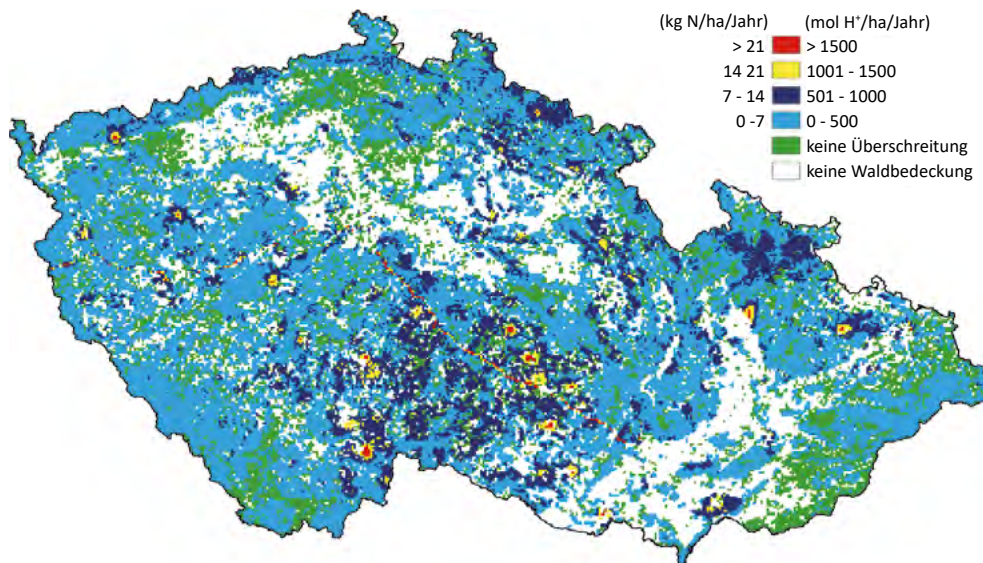


Abb. 1.6: Überschreitung der Belastungsgrenze für Stickstoff auf dem Gebiet der Tschechischen Republik

Lediglich die grün dargestellten Flächen sind nicht langfristig durch erhöhte Stickstoffeinträge bedroht. In den meisten Teilen der Republik übersteigt die N-Deposition das Puffervermögen der Ökosysteme um bis zu 7 kg/ha/Jahr, in vielen Teilen sogar um 7-14 kg/ha/Jahr. (Quelle: VÚLHM, Ekotoxa, CHMÚ, ČGS)

Der Versauerungsgrad wird jedoch nicht nur durch Luftschadstoffe bestimmt, sondern auch durch die Art der forstlichen Bewirtschaftung. Ein wichtiger Faktor ist bspw. die Baumartenzusammensetzung (AUGUSTO et al. 2002). Immergrüne Nadelbäume wie Fichte oder Kiefer fangen in ihren Kronen größere Gesamtfrachten versauernder Stoffe auf als das Offenland oder Laubwälder. Somit tragen sie auch zu einer höheren Belastung der Waldböden bei (BERGER et al. 2008). In der Humusschicht von Nadelwäldern werden organische Stoffe nicht vollständig abgebaut, was eine weitere Ursache erhöhter Acidität ist (MATZNER und ULRICH 1983). Der Einfluss des Baumartengefüges ist jedoch in der Regel auf die oberflächlichen Waldbodenschichten beschränkt und kann an sich keine Schädigung der Waldbestände bewirken (AUGUSTO et al. 2002). Neben dem Aufbau des Waldbestandes tragen auch Ernteentnahmen zur Versauerung bei. Sie entziehen dem Ökosystem Nährstoffe, die langfristig durch die Verwitterung von Mineralen im Waldboden ersetzt werden müssen. Problematisch sind intensive Bewirtschaftungsverfahren. Bereits in relativ alten wissenschaftlichen Arbeiten wird darauf hingewiesen, dass der Vorrat an basischen Kationen durch die sog. Vollbaumnutzung, bei der ganze Bäume samt Ästen und Blättern aus dem Wald entnommen werden, aufgebraucht werden kann (KREUTZER 1979, KRAPFENBAUER und BUCHLEITNER 1981, BUBLINEC und ILAVSKÝ 1990). Derart intensive Bewirtschaftungsweisen - so auch die energetische Restholznutzung oder der Anbau schnellwachsender Baumarten - dürfen nur zum Einsatz kommen, wenn der Nährstoffvorrat durch die Ausbringung von Material zur Bodenverbesserung (etwa Holzasche) wieder aufgefüllt wird (OLSSON et al. 1996). Auch mit der in der Vergangenheit verbreiteten Streunutzung gingen große Verluste an basischen Nährstoffen einher. HOFFMEISTER et al. (2008) gehen davon aus, dass ein Teil der Waldböden im 19. Jahrhundert durch Streunutzung im selben Maße verarmte wie im 20. Jahrhundert durch Luftverschmutzung. In den Vereinigten Staaten machen z.B. HUNTINGTON et al. (2000) auf Calciumverluste aufmerksam, indem sie belegen, dass dem Wald in der Region Piedmont im Südosten der USA durchschnittlich 12,3 kg Ca/ha/Jahr durch Bäume entzogen werden, 2,71 kg/ha/Jahr mit dem Oberflächenwasser abfließen, 2,24 kg/ha/Jahr durch atmosphärische Deposition eingetragen werden und lediglich 0,12 kg/ha/Jahr durch Verwitterung hinzukommen. In Mitteleuropa, wo die Waldböden seit langem unter dem Einfluss der atmosphärischen Deposition versauernder Stoffe stehen, erscheint die Frage, wie sich die Forstwirtschaft im Hinblick auf die Nährstoffbilanz nachhaltig gestalten lässt, auch bei traditionellen Bewirtschaftungsmethoden als legitim.

1.2 Zustand der Waldböden in Tschechien

Nach dem taxonomischen Bodenklassifikationssystem der Tschechischen Republik (NĚMEČEK et al. 2001) werden anhand von diagnostischen Horizonten* und weiteren Merkmalen 22 Bodentypen unterschieden, die in zwölf Bezugsklassen zusammengefasst sind (KOZÁK 2009). Der bei den Waldböden überwiegende Bodentyp ist die Waldbraunerde (*Anm. d. Übers.:* nach der tschechischen Einteilung eine Unterkategorie der Braunerde), die auf ca. zwei Dritteln des Gebiets der Tschechischen Republik (67,3 %) vorhanden ist. Waldbraunerden bieten relativ günstige Wachstumsbedingungen und sind für die meisten Wälder in mittleren Lagen typisch. Recht häufig vertreten sind die jahreszeitlich von Staunässe geprägten Pseudogleye (8,5 %) und in höheren und Berglagen ärmere und von Natur aus saure Semipodsole (6,3 %) und Podsole (4,9 %) (ÚHÚL, 2007).

Die systematische Erfassung der Bodeneigenschaften erweist sich in mehrerlei Hinsicht als kompliziert. Wenngleich reihenweise Daten zu den Eigenschaften der Waldböden in Tschechien existieren, beziehen sich diese größtenteils auf eine bestimmte Fläche, eine Region oder ein Gebiet. Die Auswertung historischer Daten und die gemeinsame Verarbeitung unterschiedlicher Arten von Untersuchungen gestaltet sich oft schwierig, da bei der Entnahme und Analyse von Bodenproben verschiedene Methoden angewendet wurden. Die meisten Analyseverfahren haben in den letzten fünfzig Jahren eine rasante Entwicklung durchgemacht und auch heute werden unterschiedliche chemische Methoden verwendet, die nicht immer vergleichbar sind (z.B. ZÁHORNADSKÁ 2002). Eine weitere Schwierigkeit besteht darin, dass chemische Analysen bei flächendeckenden Erhebungen mit hohen finanziellen Kosten verbunden sind. Sehr oft werden deshalb nur ausgewählte Parameter der oberen Bodenschichten bestimmt. Wichtige Informationsquellen für die Erforschung der Eigenschaften von Waldböden sind u.a.:

- Die Typologische Erhebung des Ústav pro hospodářskou úpravu lesů (Institut für Forsteinrichtung, ÚHÚL). Die hieraus zur Verfügung stehenden Daten wurden seit den 1960er Jahren gesammelt. Die Beschreibung der Böden und die Probenahme erfolgt nach den im Laufe der Bodengesehe entstandenen Bodenhorizonten. Nicht für alle Gebiete sind Ergebnisse verfügbar, und die Erhebung ist räumlich nicht homogen. Die im Rahmen der Erhebung gesammelten historischen Daten wurden bspw. in Bezug auf das Isergebirge für eine Publikation von SLODIČÁK (2005) herangezogen. Für das Erzgebirge hingegen war es unmöglich, ältere Untersuchungsergebnisse ausfindig zu machen. Die in älteren Untersuchungen verwendeten Methoden der Probenanalyse kommen heute meist nicht mehr zum Einsatz.
- Die Bodenzustandserhebung auf sog. Dauerversuchsflächen. Die Flächen werden vom ÚHÚL verwaltet. Die Analysen werden derzeit vom Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský (Zentrales landwirtschaftliches Kontroll- und Prüfinstitut, ÚKZÚZ) durchgeführt.
- Die Bodenzustandserhebung im Rahmen der Nationalen Waldinventur. Sie erfolgte auf einem Raster von 2 x 2 km (ÚHÚL 2007) und lieferte das dichteste Datennetz. Bei der Inventur wurden Profilgruben angelegt und Bodentypen und Humusformen bestimmt. Chemisch analysiert wurde lediglich die oberste Mineralbodenschicht bis 10 cm Tiefe. Für die Herstellung der Extrakte zur Bestimmung der verfügbaren Nährstoffe wurde mit 1 %-iger Zitronensäure gearbeitet.

* Ein Bodenhorizont ist eine Bodenschicht von unterschiedlicher Mächtigkeit, die durch Bodenbildungsprozesse unter bestimmten Entwicklungsbedingungen entstanden ist. Ein Bodenhorizont kann anhand seiner physikalischen und chemischen Eigenschaften, seiner Farbe, seiner Struktur und weiterer morphologischer Merkmale von anderen Horizonten unterschieden werden. Alle Bodenhorizonte zusammen bilden das Bodenprofil. Die Haupthorizonte werden mit großen Buchstaben benannt, kleine Buchstaben stehen für die sog. Subhorizonte.

- Die Bodenzustandserhebung in den einzelnen natürlichen Waldgebieten. Sie wird auf der Grundlage des Düngemittelgesetzes vom ÚKZÚZ durchgeführt. Es werden Proben des organischen Auflagehorizonts und von zwei Mineralbodenschichten bis in ca. 40 cm Tiefe entnommen. Für die Ermittlung des verfügbaren Nährstoffgehalts wird die Mehlich-3-Extraktion verwendet. Der Gesamtnährstoffgehalt wird in einer Salpetersäure-Extraktionslösung bestimmt. Chemisch analysiert wurde lediglich die oberste Mineralbodenschicht bis 10 cm Tiefe. Für die Herstellung der Extrakte zur Bestimmung der verfügbaren Nährstoffe wurde mit 1 %-iger Zitronensäure gearbeitet.
- Die Bodenzustandserhebung in den einzelnen natürlichen Waldgebieten. Sie wird auf der Grundlage des Düngemittelgesetzes vom ÚKZÚZ durchgeführt. Es werden Proben des organischen Auflagehorizonts und von zwei Mineralbodenschichten bis in ca. 40 cm Tiefe entnommen. Für die Ermittlung des verfügbaren Nährstoffgehalts wird die Mehlich-3-Extraktion verwendet. Der Gesamtnährstoffgehalt wird in einer Salpetersäure-Extraktionslösung bestimmt. Eine ähnliche Erhebung führt das ÚKZÚZ auch an Standorten mit genetisch wertvollen Waldbaumarten durch. Die Ergebnisse dieser Erhebung werden in Berichten veröffentlicht (z.B. FIALA et al. 2000, 2004), die auf der Website des ÚKZÚZ Brno abrufbar sind. Die im Zeitraum 1996-2011 gesammelten Erkenntnisse wurden in einer Publikation von Fiala et al. (2013) zusammengefasst.
- Die Bodenzustandserhebung im Rahmen der Vorbereitung von Bodenschutzkalkungen. Sie wird in von Versauerung betroffenen Gebieten vom ÚKZÚZ und vom *Výzkumný ústav lesního*

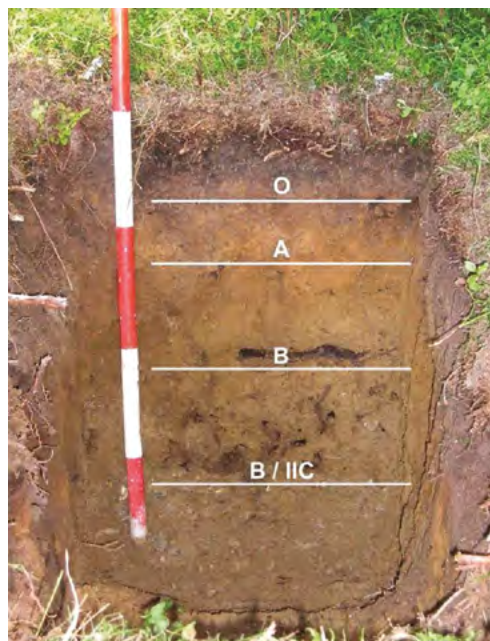


Abb. 1.7: Die wichtigsten diagnostischen Horizonte von Waldböden: O - Organischer Auflagehorizont; A - mineralischer Oberboden mit Anreicherung von organischer Bodensubstanz; B - mineralischer Unterboden; B/IIC - Übergang zum bodenbildenden Substrat

hospodářství a myslivosti, v.v.i. (öffentliches Forschungsinstitut für Forstwirtschaft und Jagdwesen, VÚLHM) durchgeführt. Die Probenahmen erfolgen auf die gleiche Weise wie bei den Erhebungen des ÚKZÚZ, das VÚLHM verwendet jedoch andere Analysemethoden. Die Bestimmung der pflanzenverfügbaren Elemente erfolgt beim VÚLHM durch die Extraktion mit Ammoniumchlorid, der Gesamtgehalt (pseudototale Gehalt) an Elementen wird durch die Extraktion mit Königswasser bestimmt (z.B. ŠRÁMEK et al. 2012). Auf die Ergebnisse dieser Erhebungen wird in Kapitel 2 eingegangen.

- Die Bodenzustandserhebung im Rahmen der internationalen Waldzustandsbeobachtung. Sie wird vom VÚLHM im Rahmen des Kooperationsprogramms ICP Forests durchgeführt (FABIÁNEK 2004, (ŠRÁMEK et al. 2011)). Die Ergebnisse dieses Programms werden im Folgenden vorgestellt.
- Als Beispiel für eine besondere Erhebung sei die Untersuchung zur Kontaminierung der Waldböden mit bodenbelastenden Stoffen genannt, die im Rahmen des Projekts KOLEP (Methoden zur Bewertung der Waldbodenbelastung mit Risikostoffen und Identifikation der mit einer Kontamination der Waldböden einhergehenden ökologischen Risiken) auf 125 Flächen in der Tschechischen Republik durchgeführt wird (ROTTER et al. 2013).

Das internationale Programm zur Waldzustandsbeobachtung, ICP Forests, stellt Informationen über Bodeneigenschaften aus einem Raster bereit, das sich über die gesamte Tschechische Republik erstreckt. Die Analysen umfassen auch tiefere Bodenschichten bis in eine Tiefe von mindestens 80 cm. Die erste große Bodenzustandserhebung auf den Beobachtungsflächen wurde im Jahr 1995 durchgeführt (FABIÁNEK 2004). Die zweite Erhebung und Analyse der Waldböden in der Tschechischen Republik erfolgte in den Jahren 2005-2008 auf 146 Flächen und fand im Rahmen des EU-Projekts BioSoil statt (ŠRÁMEK et al. 2008b) statt. Wie der Name des Projekts vermuten lässt, wurden auf den jeweiligen Beobachtungsflächen neben den Bodeneigenschaften auch ausgewählte Biodiversitätsparameter untersucht. Die europaweiten Ergebnisse des bodenkundlichen Teils wurden in dem Bericht von DE VOS und COOLS (2011) grundlegend analysiert. Für die Tschechische Republik ergab die Untersuchung relativ saure Böden, die häufig unter einem Mangel an basischen Nährstoffen leiden (Tab. 1.1).

Die Mehrheit der Waldböden in Tschechien ist stark bis mäßig sauer. Ihrem pH (H₂O)-Wert nach gehören nahezu drei Viertel aller entnommenen Proben des Auflagehumus (73 %) und praktisch derselbe Anteil der Proben der oberen Mineralhorizonte bis in 20 cm Tiefe in den stark sauren Bereich (3,5-4,5). Diese oberen Bodenschichten sind der langfristigen Versauerung durch sauren Regen am stärksten ausgesetzt. Gleichzeitig stellen sie in Fichtenwäldern den wichtigsten Durchwurzelungsbereich dar. Im tiefer gelegenen Mineralboden (20-40 cm) machen die stark sauren Böden 40 % aus, mit ebenfalls 40 % sind mäßig saure Böden (pH (H₂O)-Wert von 4,5-5,5) vertreten. In 40-80 cm Tiefe sind 23 % der entnommenen Bodenproben stark und 43 % mäßig sauer. Beim Blick auf die Säurebelastung der oberen Waldbodenschichten (Abb. 1.8) fällt auf, dass nicht nur die für gewöhnlich als klassische Immissionsstandorte geltenden Grenzgebirge deutlich versauert sind. Vielmehr lässt sich sogar behaupten, dass stark saure Böden auf dem Gebiet der Tschechischen Republik - mit Ausnahme von Südmähren - absolut überwiegen. Für die Vitalität der Bäume ausschlaggebend sind allerdings die im Waldboden vorhandenen Gehalte an Nährelementen und ggf. an bodenbelastenden Stoffen.

Stickstoff ist ein Hauptnährstoff und eines der wichtigsten makrobiogenen Elemente. Im Gegensatz zu den übrigen Nährelementen ist Stickstoff jedoch im Gestein nicht vorhanden und wird von den Pflanzen praktisch ausschließlich in Form von Nitraten oder Ammonium-Ionen aufgenommen, die durch den Abbau organischen Materials, durch atmosphärische Deposition oder mikrobielle Fixierung in die Bodenlösung gelangen (GALLOWAY 1998). Aufgrund dieser Besonderheiten des

Stickstoffkreislaufs ist es nicht einfach, den Stickstoffgehalt von Waldböden mithilfe von chemischen Analysen zu ermitteln. Für eine gründliche Beurteilung der Stickstoffernährung sind weitere Informationen nötig - etwa zum Stickstoffvorrat in den Assimilationsorganen und der Biomasse des Bestands, zum Verlauf der Ammonifikation und der Nitrifikation im Boden sowie zur chemischen Zusammensetzung der Bodenlösung (SCHULZE 2000). Zur Bewertung der Stickstoffsituation im Ökosystem kann die Stickstoffgesamtmenge (Stickstoffvorrat) im Auflageboden herangezogen werden. Die Stickstoffverfügbarkeit wiederum lässt sich mit dem C/N-Verhältnis beschreiben. Besondere Aufmerksamkeit wird einer möglichen Eutrophierung des Bodenwassers im Falle einer Stickstoffsättigung der oberen Bodenschichten gewidmet.

Der durchschnittliche Stickstoffgehalt in der Humusschicht der Untersuchungsflächen lag bei 1,2 Tonnen pro Hektar. Auf ungefähr 65 % der Flächen betrug der Stickstoffgehalt in der Humusaufgabe über 1 t/ha und auf 27 % der Flächen über 1,5 t/ha. Dies entspricht den Ergebnissen der vom ÚKZÚZ durchgeführten Bodenzustandserhebung in natürlichen Waldgebieten, wonach der Stickstoffgehalt an den meisten Standorten als hoch oder überdurchschnittlich hoch eingestuft wurde (FIALA et al.

Tab. 1.1: Wichtigste chemische Bodeneigenschaften der Flächen des BioSoil-Programms nach einzelnen untersuchten Schichten

	organischer Auflagenhorizont	0-10 cm	10-20 cm	20-40 cm	40-80 cm	
pH(H₂O)	Median	4,27	4,20	4,39	4,56	4,77
	25%-Quantil	4,02	4,02	4,26	4,43	4,53
	75%-Quantil	4,54	4,45	4,58	4,82	5,14
pH(CaCl₂)	Median	3,44	3,55	3,78	3,94	4,10
	25%-Quantil	3,15	3,37	3,64	3,82	3,93
	75%-Quantil	3,85	3,76	3,95	4,15	4,32
N_{tot} [%]	Median	1,41	0,18	0,10	0,06	0,04
	25%-Quantil	1,23	0,12	0,07	0,04	0,03
	75%-Quantil	1,65	0,27	0,14	0,10	0,07
K [mg.kg⁻¹]	Median	349	44	29	28	35
	25%-Quantil	270	31	20	18	18
	75%-Quantil	490	62	43	49	58
Ca [mg.kg⁻¹]	Median	1995	100	49	50	126
	25%-Quantil	1228	46	21	17	19
	75%-Quantil	3437	287	173	270	631
Mg [mg.kg⁻¹]	Median	234	24	14	14	29
	25%-Quantil	159	15	7	5	5
	75%-Quantil	370	48	37	55	136
Basensättigung des Sorptionskomplexes [%]	Median	62	13	9	12	25
	25%-Quantil	52	8	6	6	8
	75% kvantil	76	23	20	41	71

2013). Im Mineralboden nimmt der Stickstoffgehalt mit zunehmender Bodentiefe ab, was mit der geringer werdenden Menge an organischer Substanz zusammenhängt.

Das C/N-Verhältnis wird in der Regel als Maßstab für die Humusqualität angesehen. Günstigere Humusformen mit besserer Nährstoffdynamik (Mull*, Moder) besitzen ein engeres C/N-Verhältnis. Ein optimales C/N-Verhältnis liegt bei 15-20. Andererseits wird das C/N-Verhältnis insbesondere in den letzten 20 Jahren als Indikator für die Stickstoffsättigung herangezogen, mit dem sich das Risiko einer Nitratauswaschung aus den Waldökosystemen anzeigen lässt. GUNDERSEN et al. (1998) zufolge stehen C/N-Werte von <25 für eine hohe Stickstoffsättigung, bei der es zur Nitratfreisetzung in das Grund- und Oberflächenwasser kommen kann. In Tschechien wurde allerdings auf 78 % der untersuchten Flächen ein C/N-Wert von <25 festgestellt (Abb. 1.9). Das Maß, in dem ein Ökosystem mit Stickstoff gesättigt ist, muss offenbar anhand von komplexeren Kriterien beurteilt werden (ABER 1992, DISE et al. 2009), und zwar im Optimalfall mit Kenntnis der chemischen Zusammensetzung der Bodenlösung. Die Geschwindigkeit, bei der der Abbau organischer Substanz im organischen Auflagehorizont (Humusschicht) mit einer Nitratfreisetzung einhergeht, hängt nämlich von einer ganzen Reihe von Faktoren ab, unter anderem von den meteorologischen Bedingungen, dem Verhältnis von Lignin und Hemicellulose sowie von der Verfügbarkeit weiterer für Mikroorganismen lebensnotwendiger Stoffe, insbesondere von Phosphor (BERG, LASKOWSKI 2006).

Auf keiner der elf Flächen, auf denen der Chemismus des Bodenwassers im Rahmen des internationalen Programms für Waldzustandsmonitoring ICP Forests beobachtet wird, lag die Nitratkonzentration unterhalb der Humusschicht in den Jahren 2006-2007 über einem Wert von 8 mg/l. Dies entspricht einer für Säuglinge geeigneten Trinkwasserqualität (Daten aus BOHÁČOVÁ et al. 2009). Auch der Oberflächenabfluss aus den Waldökosystemen weist trotz der langanhaltenden, hohen Immissionsbelastungen der Vergangenheit keine deutlicheren Nitratkonzentrationen auf (LOCHMAN et al. 2008, BÍBA et al. 2007). OULEHLE et al. (2008) weisen nach, dass in den Einzugsgebieten des in Tschechien durchgeführten Programms GEOMON 44-98 % des deponierten Stickstoffs akkumuliert oder denitrifiziert werden und nicht in den Abfluss aus den Einzugsgebieten gelangen. Der Stickstoffgehalt der Waldböden kann also als relativ hoch eingeschätzt werden, jedoch ist der Grenzwert, an dem die Ökosysteme mit Stickstoff gesättigt sind, noch nicht erreicht.

Calcium gehört zu den bedeutendsten Kationen im Boden und ist gleichzeitig ein wichtiger Nährstoff. Es wirkt sich unmittelbar auf entscheidende Parameter der Bodenfruchtbarkeit aus, wie etwa Säuregrad (pH-Wert), Basensättigung des Sorptionskomplexes oder Verhältnis zwischen basischen Kationen und Aluminium. Der Calciumgehalt ist von entscheidender Bedeutung für die Bodenstruktur und -konsistenz. MAŘAN und KAŠ (1948) erachten „Kalk“ als wichtigsten Faktor für die physikalischen Eigenschaften, die chemische Beschaffenheit und die Dynamik des Bodens. Durch Calcium bleibt die krümelige bis klumpige Struktur des Bodens erhalten. Es erschwert dem kolloidalen Bodenanteil die Bewegung, da sich ausgefällte Kolloide in einem unbeweglichen Gelzustand befinden. Der Anbau von Kiefern- und Fichtenmonokulturen - etwa in der Gegend um Karlštejn und Plasy - wird von MAŘAN und KAŠ (1948) mit einer Entkalkung der Böden in Verbindung gebracht.

Während Calcium in den Böden als wichtiger Bestandteil der Bodenlösung recht gut beweglich ist, wird es im Pflanzengewebe überwiegend in den Zellwänden bzw. als nicht lösliche kristalline Verbindung in den Vakuolen der Zellen (Calciumoxalat) eingelagert. Wenn es einmal in diese Strukturen eingebaut wurde, kann Calcium in den Pflanzen praktisch nicht mehr transportiert werden, und im Unterschied zu Kalium und Magnesium wird es auch nicht aus dem Pflanzengewebe ausgewaschen. Dies führt

* In der Bodenkunde werden drei Humusformen unterschieden: die günstigste Humusform Mull mit einer Mächtigkeit von bis zu 2 cm und einer hohen biologischen Aktivität, durch die organische Substanz schnell zersetzt wird; die Humusform Moder mit einer Mächtigkeit von bis zu 10 cm, in der sich ein Teil des halbhummifizierten Materials abgelagert; und die am wenigsten günstige Humusform Rohhumus mit einer Mächtigkeit von über 10 cm, bei der sich organisches Material aufgrund der geringen biologischen Aktivität nur sehr langsam zersetzen kann. Die Mächtigkeit der Humusschicht kann bei der Bewertung der Humusformen natürlich nur orientierungshalber verwendet werden.

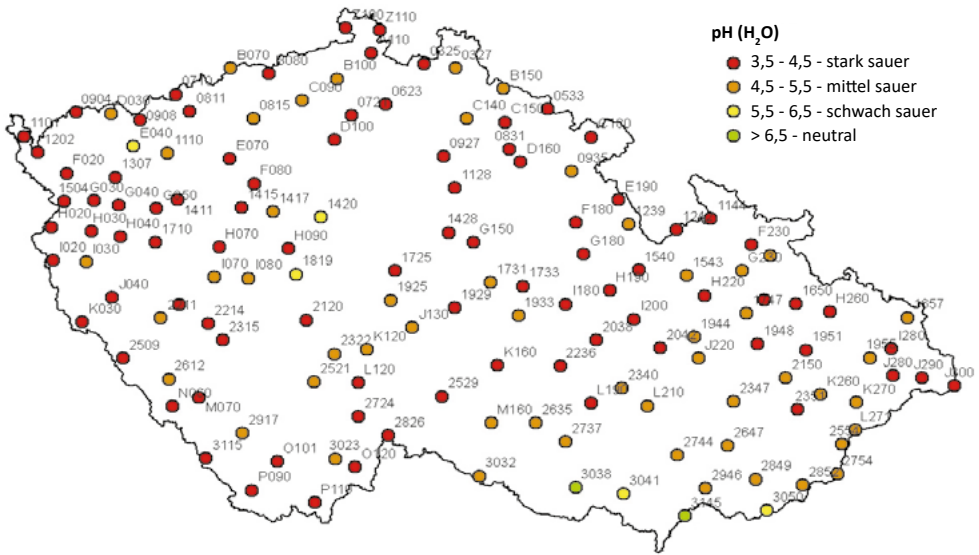


Abb. 1.8: pH (H_2O)-Werte in den oberen 40 cm des Mineralbodens auf den BioSoil-Flächen in Tschechien

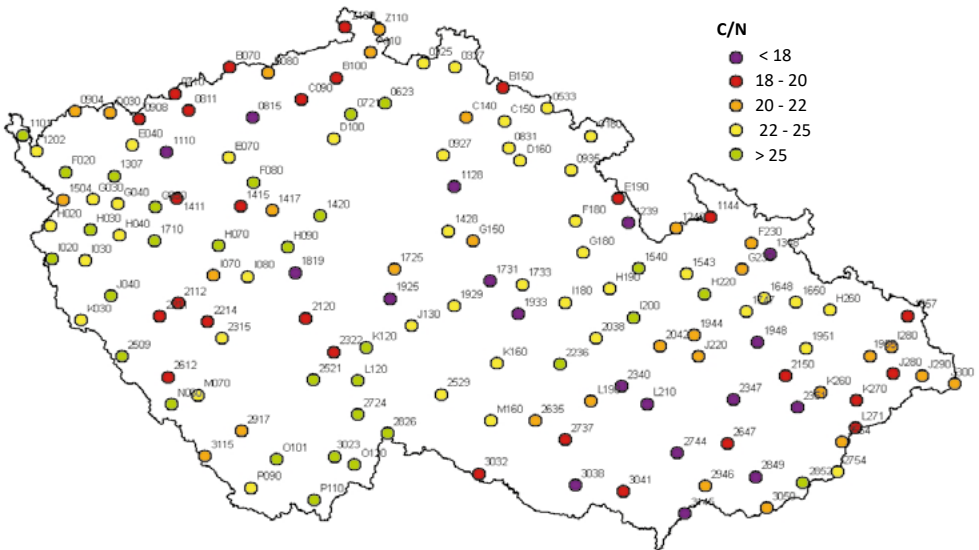


Abb. 1.9: C/N-Verhältnisse im organischen Auflagehorizont (Humusschicht) auf den BioSoil-Flächen in Tschechien

dazu, dass Calciummangel in den mineralischen Bodenhorizonten der Wälder sehr oft, in den Assimilationsorganen dagegen nur in ganz wenigen Ausnahmefällen, zu beobachten ist.

Die im Rahmen von BioSoil durchgeführten Analysen haben ergeben, dass in den mineralischen Bodenschichten der meisten Flächen ein leichter bis deutlicher Calciummangel besteht (Abb. 1.10). Als Indikator für einen deutlichen Ca-Mangel gilt ein Wert von <140 mg/kg. Diesen Wert weisen 61 % der aus der oberen mineralischen Bodenschicht (0-10 cm) entnommenen Proben, 71 % der aus 10-20 cm Tiefe entnommenen Proben, 67 % der aus 20-40 cm Tiefe entnommenen Proben und 53 % der aus tieferen Schichten (40-80 cm) entnommenen Proben auf. In der Humusaufgabe, die aus organischem Material, d.h. aus mehr oder weniger zersetzten Blättern, Nadeln und Zweigen besteht, sind sämtliche Nährelemente in weitaus höheren Mengen vorhanden als im Mineralboden.

Die in den Waldböden festgestellte schwache Ca-Versorgung ist als ernst einzustufen, sie überrascht jedoch nicht. Eine deutliche Unterversorgung mit diesem Nährelement wurde bereits in etlichen regionalen und lokalen Studien dokumentiert. In ihrer Studie zum Erzgebirge belegen KULHAVÝ et al. (2008), dass ein Drittel der aus dem durch Humus beeinflussten mineralischen Bodenhorizont A entnommenen Proben und nahezu 70 % des Mineralbodens bis in 30 cm Tiefe sehr niedrige Calciumgehalte aufweisen. SLODIČÁK et. al. (2005) konstatieren, dass der Versorgungsgrad des Mineralbodens mit Calcium im Isergebirge sehr gering bis gering ist. In einer vom ÚKZÚZ an 64 Standorten im Forstbezirk Vyšší Brod durchgeführten Untersuchung (FIALA et al. 2004) wurde festgestellt, dass der Ca-Gehalt an fast allen Entnahmestellen unter dem ein „normales“ Wachstum sichernden Wert von 200 mg/kg lag. FIALA et al. (2003) weisen an 137 Entnahmestellen in der Böhmischem-Mährischen Höhe einen Rückgang des verfügbaren Calciumgehalts von 340 mg/kg im Jahr 1994 auf 125 mg/kg im Jahr 2003 nach.

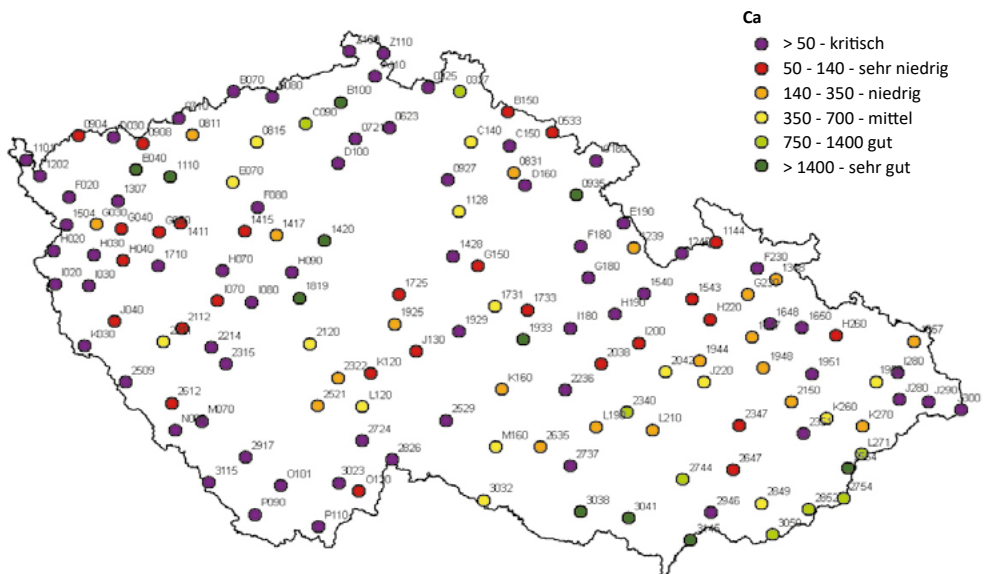


Abb. 1.10: Verfügbare Ca-Gehalte in den oberen 40 cm des Mineralbodens (Angaben in mg/kg)

Kalium ist ein Nährelement, das in den Pflanzenkorpfern vor allem in Form freier Ionen vorliegt und deshalb leicht aus dem Pflanzengewebe ausgewaschen werden kann. Im Boden wird Kalium hauptsächlich durch die Verwitterung des Ausgangsmaterials verfügbar, in welchem es selbst auf sauren Böden meist in reichlichem Maße vorhanden ist.

Die im Rahmen des Projekts BioSoil gewonnenen Erkenntnisse weisen darauf hin, dass Kalium in Mineralböden nur in sehr geringen Mengen verfügbar ist (Abb. 1.11). Die Ergebnisse der einzelnen Bodenhorizonte reichen von wenigen, mit den Analysemethoden kaum feststellbaren mg/kg bis zu Höchstgehalten von 200-320 mg/kg. Wenn man einmal davon ausgeht, dass Kaliummangel ab einem Wert von <30 mg/kg besteht, dann leiden etwa ein Viertel der aus der oberen Mineralschicht (0-10 cm Tiefe), mehr als die Hälfte der aus 20-40 cm Tiefe und über 40 % der aus den tieferen Bodenschichten (40-80 cm Tiefe) entnommenen Proben unter einem Mangel an diesem Nährelement. Mittlere bis gute Kaliumgehalte (50 mg/kg und höher) weisen hingegen lediglich etwa 40 % der aus dem oberen Mineralboden, etwa 20 % der aus 10-40 cm Tiefe und 30 % der aus tieferen Bodenschichten entnommenen Proben auf.

Magnesium ist ein weiteres wichtiges basisches Nährelement. In den Pflanzen ist Magnesium zwar weniger beweglich als Kalium, doch mobiler als Calcium. Es wurde schon oft der Nachweis erbracht, dass Magnesiummangel als ernstzunehmende Ursache für das Verkümmern von Waldbeständen erachtet werden kann (z.B. KANDLER et al. 1990, LOMSKY, RAMEK 2004). Eine mangelnde Magnesiumversorgung kann bspw. bei Trockenheit oder Calciummangel in der Biomasse oder im Oberflachenhumus zur Gefahr werden (SAMEC et al. 2007). Ahnelich wie Kalium ist auch Magnesium für gewöhnlich selbst auf sauren Böden im Ausgangsmaterial vertreten.

In den untersuchten Mineralbodenproben waren auch die verfügbaren Magnesiumgehalte sehr niedrig (Abb. 1.12). Sie reichten von kaum nachweisbaren Werten unter 1 mg/kg bis zu Höchstgehalten

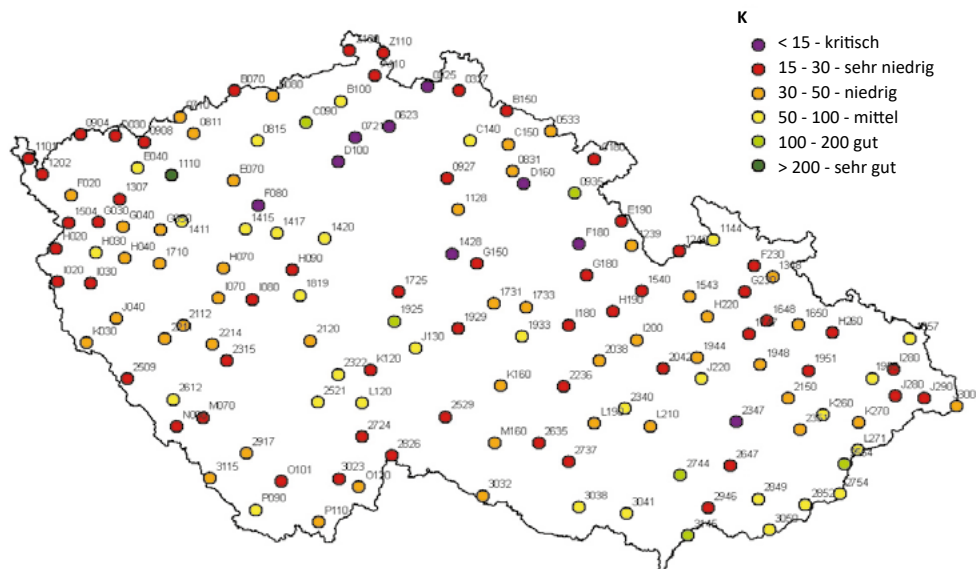


Abb. 1.11: Verfügbare K-Gehalte in den oberen 40 cm des Mineralbodens (Angaben in mg/kg)

von 600-840 mg/kg. In 40-80 cm Tiefe wurden sogar 1.711 mg/kg erreicht. Mehr als 40 % der aus dem oberen Mineralboden (0-10 cm Tiefe) und aus den unteren Bodenschichten (40-80 cm Tiefe) entnommenen Proben weisen Werte unterhalb des für einen deutlichen Mg-Mangel stehenden Grenzwerts (20 mg/kg) auf. Mittlere, gute und sehr gute Mg-Gehalte (von über 40 mg/kg) konnten lediglich bei 30 % der aus Mineralböden in 0-10 cm und 20-40 cm Tiefe entnommenen Proben, nicht ganz einem Viertel der Proben aus der oberen Bodenschicht (10-20 cm) und 46 % der Proben aus dem unteren mineralischen Bodenhorizont (40-80 cm) festgestellt werden.

Es lässt sich also die Aussage treffen, dass die in den Waldböden vorhandenen Hauptnährstoffvorräte der langfristigen Säurebelastung Mitteleuropas entsprechen. Stickstoff ist als Säurebildner und gleichzeitig Hauptnährelement in relativ hohen Gehalten vorhanden, wengleich offenbar noch keine Sättigung der Waldökosysteme mit diesem Element erreicht ist. Durch die vom erhöhten Stickstoffangebot bewirkte positive Wachstumsreaktion der Bäume steigt der Bedarf an basischen Elementen, die aus dem Boden aufgenommen werden. Diese sind jedoch in ihren verfügbaren Formen nicht ausreichend vorhanden. Die niedrigen Ca-, K- und Mg-Gehalte in den Waldböden schlagen sich nieder in einer geringen Basensättigung des Sorptionskomplexes, welche ein wichtiger Faktor für die Bodenqualität und die Nährstoffversorgung der Bestände ist (ZIRLEWAGEN und WILPERT 2004). Während im Falle von Magnesium und Kalium bei den meisten Böden die Möglichkeit besteht, dass ihre Vorräte durch Verwitterung wieder aufgefüllt werden, weist bei Calcium auch der im Boden vorhandene, durch die Extraktion mit Königswasser bestimmte Gesamtgehalt (bzw. pseudototale Gehalt) sehr niedrige Werte auf. Niedrige Gehalte basischer Nährstoffe sind nicht nur in den traditionell mit Luftschadstoffen belasteten Gebieten die Regel, sondern in den meisten Teilen der Tschechischen Republik.

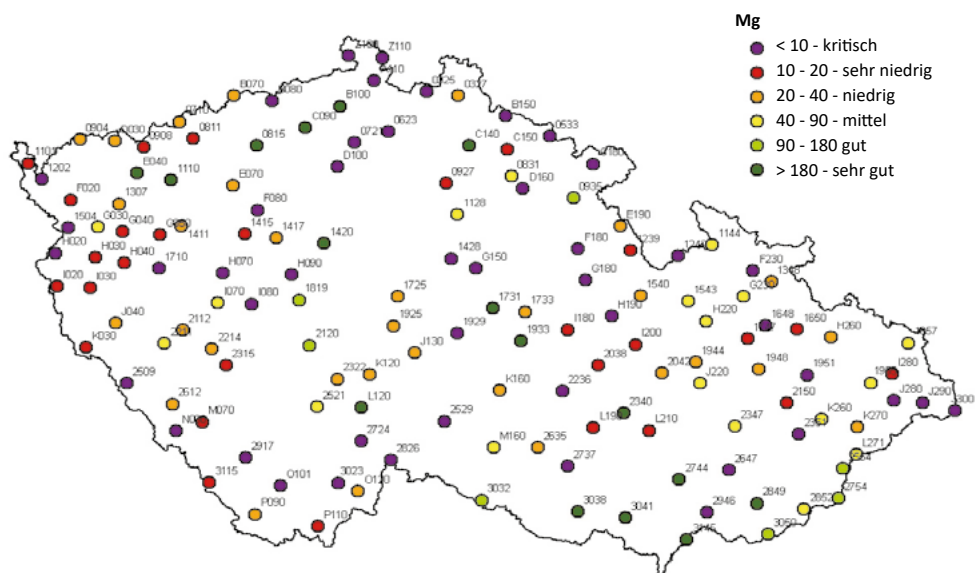


Abb. 1.12: Verfügbare Mg-Gehalte in den oberen 40 cm des Mineralbodens (Angaben in mg/kg)

1.3 Geschichte der Waldkalkung in Tschechien

Der Einsatz von Kalkdünger zur „Minderung des Ernterückgangs auf Feldern“, die unter Schadstoffeinträgen aus einer nahe gelegenen Textilfabrik litten, wurde erstmals vermutlich bereits im Jahre 1848 empfohlen (NOŽIČKA 1963 in PODRÁZSKÝ 1991a). Tatsächlich machte man in der Forstwirtschaft jedoch erst ab Anfang des 20. Jahrhunderts von Waldkalkungen Gebrauch. 1938 schreibt Dr. Antonín Němec: „Die auf charakteristischen Symptomen beruhenden Erfahrungen der Forstpraxis sowie die Ergebnisse von Studien zur Bodenzusammensetzung besagen, dass die Waldböden einem allmählichen, mehr oder weniger intensiven Entkalkungsprozess unterliegen, da Laubhölzer immer schwächer vertreten sind und nach und nach durch Nadelhölzer ersetzt werden“ (NĚMEC 1938). Gekalkt wurden damals vor allem arme Böden, etwa um die Zersetzung starker Auflagehumusschichten in Kieferwäldern auf sandigen Böden zu beschleunigen (NĚMEC und MAŘAN 1939, NĚMEC 1942) und um Fichtenbestände auf Ortsteinböden* (NĚMEC 1939) oder auf Böden, die durch den Entzug organischer Substanz geschädigt waren (NĚMEC 1949), zu revitalisieren. Die Eingriffe waren hauptsächlich auf hiebsreife Bestände gerichtet, die natürlich oder künstlich verjüngt werden sollten. Außerdem wurden Kalkungen auch in Forstbauschulen erprobt. Die lokale Kalkausbringung zielte damals darauf ab, Calcium- bzw. Magnesiumvorräte aufzufüllen. Insbesondere sollte jedoch die Acidität der Waldböden vermindert und die bodenbiologische Aktivität in der Humusschicht angeregt werden. Neben Kalkungen wurde auch die Anwendung unterschiedlicher basischer Gesteinsmehle getestet (NĚMEC 1956). Die bodenverbessernden Stoffe wurden meist unmittelbar bei der Vorbereitung von Flächen für die Aufforstung in den Boden eingearbeitet. 300-500 g fein gemahlener Dolomitmalk wurden in den Saatzellen mit Mineralboden und Humus vermischt und sollten zur Freisetzung der in der organischen Substanz gebundenen Nährstoffe führen. Kalkungsversuche zur Wachstumsverbesserung und Ertragssteigerung von Waldbeständen blieben erfolglos, da sich entweder gar keine Wirkung einstellte oder diese nur von kurzer Dauer war. Kalkung wurde als indirekte Düngung verstanden, deren Hauptziel in einer umfassenden Beeinflussung der Bodeneigenschaften bestand. Die Düngung mit Kunstdüngern hingegen zielte auf eine direkte Verbesserung des Nährstoffhaushalts und der Wachstumsbedingungen von Waldbeständen ab (MATERNA 1963). Bereits damals wurden relativ komplexe Kriterien festgelegt, mit denen die Auswahl geeigneter Standorte und Waldbestände sichergestellt werden sollte. Laut MATERNA (1963) sollte die maximale Kalkdosis 8 Tonnen pro Hektar nicht überschreiten. Gleichzeitig wurde eine wiederholte Ausbringung niedrigerer Dosierungen von 2-2,5 Tonnen pro Hektar empfohlen.

Mit Beginn des Waldsterbens in den 1970er Jahren wurden Kalkungen als Mittel in Betracht gezogen, um der Verschlechterung der Bodeneigenschaften und der dramatischen Versauerung der Waldböden entgegenzuwirken (GUSSONE 1983, HÜTTL 1985, DEROME 1985). Die erste Kalkausbringung in der rauchgeschädigten Erzgebirgsregion erfolgte bereits 1967 (KUBELKA 1988). Ab Mitte der 1970er Jahre griff man häufiger auf Kalkungen zurück. In den Jahren 1978-1983 wurden im Erzgebirge 17.680 ha Wald gekalkt (KUBELKA 1992). Damals wurde Kalk hauptsächlich auf den durch Rauchschiäden entstandenen Kahlflecken und in den neu angelegten Ersatzpflanzungen ausgebracht. Oft geschah dies im Zuge einer flächendeckenden Bodenvorbereitung (Abb. 1.1). Verwendet wurde hauptsächlich

* Ortstein bezeichnet eine mit Eisen und ggf. Humus angereicherte Bodenschicht im Podsol, die aufgrund von chemischen Reaktionen und Feuchtigkeit in einer Tiefe von 20-30 cm zu einer harten Bodenschicht verkittet wurde, welche von Wurzeln nicht durchdrungen werden kann und in der Regel auch wasserundurchlässig ist. Bäumen steht somit für die Nährstoffgewinnung nur ein sehr geringer Teil des Bodenprofils zur Verfügung. (Vgl. Lesnický naučný slovník, MzE 1994)

pulverfein gemahlener Kalk, der mit von Traktoren getragenen Düngerstreuern und (auf den von Bulldozern vorbereiteten Flächen) mit Tanklastwagen ausgebracht wurde. Ab 1984 wurden Waldkalkungen noch flächendeckender eingesetzt. Von 1984-1991 wurden im Erzgebirge 44.400 ha Wald gekalkt. Man begann mit dem Einsatz von Luftfahrzeugen (Helikopter und Starrflügler), die ein schnelleres Arbeiten und zudem die Ausbringung sowohl über Jungwüchsen als auch Baumhölzern ermöglichten (BOŠTÍK 1988). Für die aviotechnische Kalkapplikation, die auf etwa der Hälfte der gekalkten Flächen zum Einsatz kam (KUBELKA 1992), wurde vor allem grob gemahlener Dolomitskalk verwendet. Die Dosierung lag in der Regel zwischen 2 - 5 Tonnen Kalk pro Hektar. Die Eingriffe waren allerdings nicht auf das Erzgebirge beschränkt - auch im Isergebirge, im Riesengebirge und im Adlergebirge wurden ausgedehnte Waldflächen gekalkt. In den Beskiden wurden 1983 1.061 ha Wald mit einer Dosierung von 3 t/ha gekalkt. Die Kalkung wurde in den Jahren 1985 und 1987 wiederholt, insgesamt wurden also 9 t/ha ausgebracht (RAŠKA 1989, KLIMO, VAVŘÍČEK 1991). Alles in allem wurden von 1975-1991 in der Tschechischen Republik über 80.000 ha Wald gekalkt (Tab. 1.2). Mitte der 1980er Jahre fasste die tschechische Regierung einen Beschluss, mit dem für den 8. Fünfjahresplan (1986-1990) die staatliche Aufgabe festgelegt wurde, in den Schadgebieten jährlich durchschnittlich 100.000 Tonnen kalkhaltigen bzw. eventuell anderen Dünger auszubringen, was einer jährlichen Fläche von ca. 30.000 ha entsprach (MATERNA und SKOBLÍK 1988). Ein solcher Flächenumfang war, obwohl methodische Verfahren und Anweisungen für die Flächenauswahl existierten, nicht machbar. Darüber hinaus erschienen Studien, die auf die mangelnde Effektivität der Eingriffe, insbesondere der aviotechnischen Kalkung zur Bekämpfung der Bodenversauerung (PEŘINA und PODRÁZSKÝ 1988) sowie auf das Risiko von Stickstoff- und Humusverlusten auf älteren Kahlfleichen hinwiesen (PODRÁZSKÝ 1989, 1990, 1991b). Diesen Studien zufolge war größere Vorsicht bei der Auswahl der für bodenverbessernde Eingriffe geeigneten Standorte geboten. Andere Autoren lieferten indessen Belege für die positiven Auswirkungen von Kalkungsmaßnahmen. Sie machten darauf aufmerksam, dass eine gravierende Veränderung der Bodenreaktion nicht wünschenswert sei und die erwähnten Verluste an organischer Substanz und Stickstoff nur bei hohen Kalkdosierungen einträten (MATERNA und SKOBLÍK 1988, KLIMO und VAVŘÍČEK 1991). Zudem wurde nachgewiesen, welche große Bedeutung die Bodenvegetation hat, die zwar die unmittelbare Wirkung einer Kalkung abschwächt, die positiven Effekte jedoch auf mehrere Jahrzehnte ausdehnen kann (LETTL 1992). Die Zeit intensiver Waldkalkungen endete jedenfalls gleich zu Beginn der 1990er Jahre, als die Luftverschmutzung deutlich zurückging (s. Abb. 1.3) und sich die Ersatz- und Zielbaumarten in den Immissionsschadgebieten allmählich zu erholen begannen.

Tab. 1.2: Umfang der in den Jahren 1975-1991 in der Tschechischen Republik gekalkten Flächen

Krušné hory (Erzgebirge)	62 080
Jizerské hory (Isergebirge)	8 000
Krkonoše (Riesengebirge)	7 409
Orlické hory (Adlergebirge)	2 800
Beskydy (Beskiden)	1 061

Ein ähnlicher Rückgang war auch im benachbarten Sachsen zu beobachten, wo 1993 mit etwa 3 000 ha ein Tiefstand in puncto Waldkalkung erreicht wurde. Nach den enormen Immissionsschäden im Jahr 1996 (s. Abb. 1.2) wuchs die Fläche der gekalkten Bestände wieder rasant an. 1996 wurden in Sachsen

an die 25 000 ha Wald gekalkt, in den Jahren 1997 und 1998 waren es über 30 000 ha. In Summe wurden in Sachsen in den Jahren 1991-2001 ca. 183 000 ha Wald gekalkt. In Tschechien begann man erst Ende der 1990er Jahre wieder, Kalk in größerem Maße zu applizieren (BADALÍK 2006). 1999 traten im Westerzgebirge Vergilbungen ausgedehnter Fichtenbestände auf. Als Hauptursache wurde starker Magnesiummangel auf armen, langfristig unter der Einwirkung anthropogener Säureeinträge stehenden Böden ausgemacht (BALEK et al. 2001, LOMSKÝ und ŠRÁMEK 2004) (Abb. 1.13). Ein ähnlicher Schadenstyp wurde auch im Adlergebirge diagnostiziert (ŠRÁMEK et al. 2000). Die Regierung der Tschechischen Republik reagierte im Mai 2000 auf den sich verschlechternden Gesundheitszustand dieser Gebiete, indem sie dem Landwirtschaftsministerium mit ihrem Beschluss 532/2000 die Aufgabe erteilte, in den Jahren 2000-2004 die Kalkung und Düngung der Wälder des Erzgebirges und des Adlergebirges sicherzustellen. Die am stärksten geschädigten Standorte wurden in den Jahren 1999-2001 mit Magnesium- und Flüssigdünger gedüngt, um eine schnelle Versorgung mit basischen Nährelementen zu gewährleisten (ŠEBKOVÁ et al. 2001, LOMSKÝ et al. 2006). Die wichtigste Abhilfemaßnahme bestand jedoch in der Kalkung der Waldbestände. Im Januar 2004 wurde der Folgebeschluss 22 verabschiedet, mit dem die tschechische Regierung den „Plan für eine



Abb. 1.13: Vergilbung von Fichtenbeständen im Westerzgebirge, 1999

In den Jahren 1998 und 1999 trat im Westerzgebirge eine sehr intensive Vergilbung von Fichtenbeständen auf. Betroffen waren sowohl ausgewachsene Bestände als auch Jungwüchse. Ähnliche Schäden waren in diesem Gebiet seit den 1970er Jahren vorübergehend immer wieder aufgetreten. Die Gelbfärbung war vor dem Knospenaustrieb im Frühjahr jeweils am stärksten, im Laufe der Vegetationsperiode kam es dann für gewöhnlich zu einer Regenerierung. Ende der 1990er Jahre nahm das Schadensausmaß jedoch zu. Ältere Nadeljahrgänge verbräunten und vertrockneten und es kam zu großen Nadelverlusten. Sowohl in jungen als auch in ausgewachsenen Beständen starben einzelne Bäume ab. Auf den am stärksten geschädigten Standorten bestand sogar das Risiko einer Auflösung ganzer Waldbestände. (Foto: V. Šrámek, B. Lomský, Forstbezirk Horní Blatná, Milíře).

umfassende und systematische Lösung zur Bekämpfung der immissionsbedingten Verschlechterung des Waldbodenzustandes“ genehmigte. Zu diesem Plan gehörte auch die Fortführung unerlässlicher chemischer Bodenverbesserungsmaßnahmen in den am meisten exponierten Gebieten. Insgesamt wurden in Tschechischen von 1999 bis 2012 nahezu 50.000 ha Wald gekalkt. Diese Fläche ist eher klein im Vergleich zu den fast 160.000 ha Wald, die im selben Zeitraum im Bundesland Sachsen gekalkt wurden (Abb. 1.14). In Tschechien beschränken sich die Kalkungen zudem nicht auf das Erzgebirge, sondern werden auch in anderen Regionen, in denen der Nährstoffhaushalt der Waldbestände gestört ist, durchgeführt (Tab. 1.3).

Heute besteht das Hauptziel der Waldkalkung nicht nur darin, der Versauerung der Waldböden entgegenzuwirken und fehlendes Calcium bereitzustellen, sondern auch darin, die Magnesiumversorgung zu verbessern, die an versauerten Standorten oft äußerst mangelhaft ist. Deshalb wird seit dem Jahr 2000 ausschließlich Dolomitkalk mit erhöhtem Magnesiumgehalt (mindestens 17 % MgO) appliziert. Es wird eine Korngröße von bis 2 mm verwendet, die eine gezielte mechanische Ausbringung (relativ geringe Staubentwicklung) ermöglicht und gleichzeitig

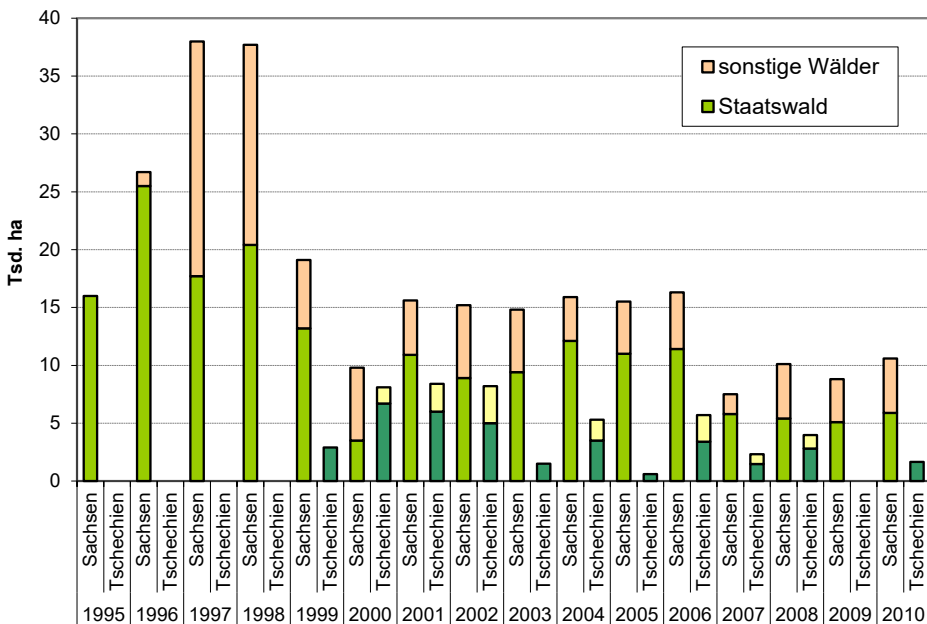


Abb. 1.14: Entwicklung der Kalkungsflächen in Tschechien und Sachsen, 1995-2010

Im Bundesland Sachsen wurde der Waldkalkung insbesondere in der zweiten Hälfte der 1990er Jahre große Aufmerksamkeit gewidmet, was mit einer Serie von Immissionsschäden in den Jahren 1994 und 1996 zu tun hatte. Von 1991-2012 wurden in Sachsen über 320.000 Hektar Wald gekalkt. In Summe wurden 1.243.000 t Dolomitkalk ausgebracht. Die Kalkung war in niedrigeren Lagen mit 3,5 t/ha und in Kammgebieten mit 4,5 t/ha dosiert. Seit 2012 werden geringere Dosierungen von 3 t/ha angewendet. Die meisten Flächen in den Erzgebirgskammlagen wurden dreimal, mitunter sogar fünfmal gekalkt. Ziel der Waldkalkungen im Erzgebirge ist es, die immer noch hohen Einträge versauernder Stoffe zu kompensieren, die Basensättigung des Sorptionskomplexes zu verbessern und die Revitalisierung der Böden zu erleichtern, die wiederum eine Veränderung des Baumartengefüges und die Einbringung wertvoller Laubbölder ermöglicht.

einen hohen Anteil an wirksamen Komponenten enthält, da mindestens 65 % des Materials eine Korngröße von bis 1 mm haben (MUSIL und PAVLÍČEK 2002, SCHÜLLER 1991). Im Rahmen der seit dem Jahr 2000 durchgeführten Projekte wird eine Dosierung von 3 Tonnen pro Hektar angewendet.

Tab. 1.3: Kalkungsflächen in der Tschechischen Republik, 2000-2010

	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2010
Forstbezirk Kraslice	1 743	1 821	1 281		1 279		148			
Forstbezirk Horní Blatná	1 577	1 073	1 262		1 298	233				
Forstbezirk Klášterec nad Ohří	949	1 868	1 807			55	666			
Forstbezirk Červený Hrádek	1 109									
Forstbezirk Litvínov	1 411	619	449				1 075	1 471	727	
Forstbezirk Děčín		613	200		434					
Tschechischer Staatsforst insgesamt	6 789	5 995	4 998	0	3 011	288	1 889	1 471	727	
Stadtforst Kraslice	400	194								
Gemeindeforst Boží dar	105									
Stadtforst Jáchymov		428	544		807					
Stadtforst Chomutov							94	99		
Gemeindeforst Kryštofovy Hamry	440									
Stadtforst Jirkov	393	554	286				137			
Gemeindeforst Hora sv. Kateřiny			197							
Kommanditgesellschaft Jezeří	134	276	601				144		413	
Stadtforst Most			1 020				712			
Gemeindeforst Krupka		74			44					
Gemeindeforst Mikulov		6								
Honik		3								
Polesí Střekov a.s.			136							
sonstige Eigentümer insgesamt	1 472	1 535	2 783	0	851	0	1 088	99	413	
Erzgebirge insgesamt	8 260	7 530	7 782	0	3 862	288	2 977	1 570	1 140	
Adlergebirge	1 413	881	419	1 006	1 410		1 179	640	251	
Forstbezirk Lanškroun										413
Isergebirge				501		262	539		241	
Forstbezirk Jablunkov							495			
Forstbezirk Plasy									1 335	928
Forstbezirk Český Rudolec									103	
Forstbezirk Ruda nad Moravou									134	197
Forstbezirk Hanušovice									267	
Böhmisch-Mährisches Hochland								135		
Böhmerwald						53	569		501	116
behandelte Gesamtfläche	9 673	8 411	8 201	1 507	5 272	603	5 758	2 345	3 973	1 654

Diese gewährleistet bei Verwendung der erwähnten Korngröße und chemischen Zusammensetzung eine annehmbare Initialwirkung und ruft gleichzeitig keine sprunghaften oder übermäßigen pH-Wert-Veränderungen hervor, die bestimmte Bodenprozesse negativ beeinflussen könnten. Im sächsischen Teil des Erzgebirges wird für Waldkalkungen im Grunde das gleiche Material verwendet. Die Dosierung war bis 2011 nach Höhenstufen gestaffelt und lag zwischen 3 und 4,5 t/ha. Im festgeschriebenen 10-Jahres-Turnus erfolgt seit 2012 einheitlich die Ausbringung von 3 t/ha. Im Flächendurchschnitt der Jahre 1986-2010 wurde in der Kalkungskulisse 2 Mal mit insgesamt rd. sieben Tonnen gekalkt (Änderung des Staatsbetriebes Sachsenforst, 2016).

Die Auswahl der Kalkungsflächen erfolgt anhand eines Leitfadens, der für aus dem Staatshaushalt finanzierte Waldkalkungen verbindlich ist (ŠRÁMEK 2005). Bei der Flächenauswahl werden neben dem Gesundheitszustand der Bestände auch die Standortbedingungen, der mithilfe chemischer Analysen des Bodens und der Assimilationsorgane ermittelte Ernährungszustand der Bäume sowie das Vorhandensein von Schutzgebieten berücksichtigt. Ziel ist es, den Zustand aller Faktoren zu erfassen, die die Wirksamkeit der Kalkung beeinflussen können (SCHAAF und HÜTTL 2006). An der Vorbereitung und Auswertung der Kalkungsprojekte sind neben den Eigentümern und dem Landwirtschaftsministerium auch das *Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v.v.i.* (Forschungsinstitut für Forstwirtschaft und Jagdwesen, öffentliche Forschungseinrichtung), das *Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský* (Zentrales landwirtschaftliches Kontroll- und Prüfinstitut) und das *Ústav pro hospodářskou úpravu lesů* (Institut für Forsteinrichtung) beteiligt. Sämtliche Behandlungsstandorte müssen von den Naturschutzbehörden genehmigt werden.

Was die verwendete Technik anbelangt, so wird die flächige Kalkung praktisch ausschließlich mit aviotechnischen Ausbringergeräten, d.h. mit Starrflüglern oder Hubschreibern bewerkstelligt. Der Vorteil dieser Variante besteht darin, dass sie eine gleichmäßige Ausbringung auf relativ großen Flächen bei gleichzeitiger minimaler mechanischer Belastung der Waldböden ermöglicht. Eine gewisse Einschränkung stellt die Tatsache dar, dass das Meliorationsmaterial nur auf die Bodenoberfläche bzw. die Oberfläche der Humusaufgabe aufgebracht wird. Bei der terrestrischen Ausbringung mit Streuern oder Verblasegeräten ist neben spezieller Technik auch ein gut befahrbares Gelände erforderlich. Eine Anwendung in Dickungen und Stangenhölzern ist nicht möglich. In Sachsen kommen bodengebundene Ausbringungsverfahren auf nur etwa 5 % der Kalkungsflächen zum Einsatz. Die manuelle Ausbringung wurde 2001 im Forstbezirk Litvínov in größerem Umfang getestet. Sie wurde jedoch weder unter wirtschaftlichen noch unter Qualitätsgesichtspunkten für dienlich befunden. Beim Wiederaufbau oder der Erneuerung von Beständen kann die terrestrische manuelle Ausbringung oder die Ausbringung mit bodengebundenen Streugeräten auf kleineren Flächen jedoch durchaus nutzbringend sein. Mit der geeigneten Technik kann das bodenverbessernde Material dann direkt furchen- oder streifenweise in den Boden eingearbeitet werden (KULHAVÝ et al. 2000, 2001). Auch beim Umbau von auf Erdwällen wachsenden Beständen und der damit verbundenen Abtragung der Erdwälle kann Dolomitkalk mechanisch in die Mineralbodenschichten eingearbeitet werden. An Standorten mit weniger stark geschädigtem Bodenumfeld besteht eine weitere Ausbringungsmöglichkeit darin, den Kalk bei der Aufforstung in die Pflanzgruben zu geben.

1.4 Einfluss von Waldkalkungen auf Waldböden und Mineralstoffversorgung

Wie in Kapitel 1.2 beschrieben hat der durch Luftschadstoffe und weitere Faktoren in den letzten Jahrhunderten hervorgerufene Versauerungsdruck zu einer deutlichen Verschlechterung der Waldbodeneigenschaften geführt (z.B. MATERNA 1986, JONÁŠ et al. 1986, KULHAVÝ und KLIMO 1998, FIALA et al. 2001, LOCHMAN et al. 2001, 2006, 2008). Diese äußert sich in verschiedenen Bereichen, insbesondere durch die:

- steigende Säurebelastung des organischen Auflagehorizonts und der darunter liegenden mineralischen Bodenschichten, in vielen Fällen auch des gesamten Bodenprofils;
- Verarmung der Böden an basischen biogenen Elementen, insbesondere an Calcium, Magnesium und Kalium, durch deren Auswaschung aus dem Boden;
- Freisetzung potentiell toxischer Aluminium- und Manganionen in die Bodenlösung;
- Erhöhung des Stickstoffgehalts des Bodens und anschließend gestörte Nährstoffversorgung der Pflanzen.

Jüngere Untersuchungsergebnisse belegen, dass eine selbständige Regenerierung der Böden gegenwärtig nicht möglich ist (LOCHMAN et al. 2006). Die Deposition versauernder Stoffe, insbesondere von Stickstoff (Abb. 1.6), liegt noch immer über den Critical Loads. Zudem gibt es in den Waldböden keine ausreichenden Ca-Vorräte, die durch Verwitterung nach und nach freigesetzt werden könnten (ŠRÁMEK et al. 2013). Nicht zuletzt tritt vielerorts eine Schädigung von Fichtenbeständen auf, die durch deren unzureichende Versorgung mit Magnesium und anderen basischen Nährelementen induziert wird (NOVOTNÝ et al. 2008, ŠRÁMEK und NOVOTNÝ 2013). Durch aktuelle Tendenzen zur maximalen Nutzung der in Wirtschaftswäldern vorhandenen Holzmasse (einschließlich der Nutzung von Restholz und Biomasse) wächst die Gefahr, dass den Ökosystemen mehr und mehr basische Nährstoffe entzogen werden (NOVOTNÝ et al. 2012). Auch der Waldbau zugunsten naturnaher und ökologisch stabiler Laub- oder Mischwälder gelingt oft nur im Zusammenhang mit einer Anpassung der Bodeneigenschaften, da Laubhölzer im Allgemeinen einen höheren Bedarf an basischen Nährstoffen haben (NĚMEC 1938, ŠRÁMEK et al. 2009).

Die Kalkung stellt nur ein Mittel der chemischen Melioration* von Waldböden dar. Im Gegensatz zur Düngung handelt es sich bei ihr lediglich um eine indirekte Maßnahme (PODRÁZSKÝ 2003), die hauptsächlich auf eine langfristige Beeinflussung des Bodenchemismus abzielt (MATERNA, SKOBLÍK 1988, PODRÁZSKÝ 1991):

- Kompensation versauernd wirkender Einträge - Abschirmung gegen Deposition,
- Verringerung der extremen Versauerung der Waldböden,

* Als forstliche Meliorationsmaßnahmen werden Maßnahmen bezeichnet, die zu einer Verbesserung des Bodenzustands führen, und zwar insbesondere auf Standorten, deren Produktivität infolge des Einwirkens äußerer Faktoren geschwächt ist. Meliorationsmaßnahmen lassen sich grundsätzlich unterteilen in biologische Maßnahmen (Verbesserung der Bodenbedingungen durch Anpflanzen geeigneter Baumarten), chemische Maßnahmen (Kalkung und Düngung des Waldbodens) und forsttechnische Maßnahmen, bei denen der Wasserhaushalt des Bodens korrigiert wird, worunter auch die Wildbachverbauung und die Problematik des Hochwasserschutzes an kleinen Flussläufen im Wald fallen.

- Verhinderung der Nährstoffauswaschung,
- Absenkung der Verfügbarkeit von toxischem Aluminium und Mangan,
- Auffüllen der Ca- und Mg-Vorräte im Waldboden,
- Verbesserung der bodenbiologischen Aktivität.

Man geht davon aus, dass diese günstige Beeinflussung des Waldbodens die Nährstoffversorgung der Waldbestände verbessert, die Walderneuerung erleichtert, Stabilität, Vitalität und Widerstandskraft der Wälder erhöht und sich positiv auf die natürliche Verjüngung sowie die Einbringung und den Erhalt wertvoller Laubhölzer auswirkt (BRESSEM und MÜNDE 1998). Ungeachtet all ihrer möglichen positiven Auswirkungen bleibt die Kalkung ein künstliches, technisches Verfahren, bei dessen Vorbereitung mehrere Einschränkungen zu berücksichtigen sind. Wenngleich die Eingriffe auf die Verbesserung des gesamten Bodenmilieus abzielen, sind wir technisch nur zur oberflächlichen Kalkapplikation in der Lage. Auf der Bodenoberfläche kommt das ausgebrachte Material mit der organischen Auflage, d.h. der Humusschicht in Kontakt, die über ein hohes Puffervermögen verfügt. Aus diesem Grund treten die Veränderungen in tieferen Bodenschichten erst mit recht deutlicher zeitlicher Verzögerung ein (KULHAVÝ 2002, MEIWES 2002). Gleichzeitig verbietet sich eine Überdosierung von Kalkgestein oder schnell wirkendem Brandkalk, da diese einen sprunghaften Anstieg des pH-Wertes und somit eine Störung der biologischen Prozesse in den oberen Bodenschichten nach sich ziehen könnte. Bei der Kalkung sind also gute Kenntnisse der Boden- und Waldbedingungen im Behandlungsgebiet sowie richtige Dosierungen gefragt. Wurde ein hoher Kalkungsbedarf festgestellt, ist es ratsamer, mehrfach zu kalken, wobei zwischen den einzelnen Kalkungen eine ausreichende Zeitspanne von etwa fünf Jahren liegen sollte (MATERNA und SKOBLÍK 1988, MATERNA 1963). Die Wirkung einer Waldkalkung tritt in der Regel innerhalb von zehn Jahren ein (PODRÁZSKÝ und ULBRICHOVÁ 2002), in den mineralischen Bodenhorizonten innerhalb von 10-15 Jahren (KUNEŠ und PODRÁZSKÝ 2003a, PODRÁZSKÝ 2006). Manche Effekte machen sich jedoch auch relativ rasch bemerkbar. Dies trifft insbesondere auf Gebiete zu, in denen ein bedenklicher Mangel an basischen Nährelementen herrscht. ŠRÁMEK et al. (2003) belegen z. B., dass sich die Mg-Ernährung der Fichtenbestände in der Gegend um Horní Blatná bereits zwei Jahre nach der Kalkung aus der Luft erheblich verbesserte.

Die möglichen Negativauswirkungen der oberflächlichen Kalkausbringung entfallen teilweise, wenn das Material direkt in den Boden eingearbeitet wird. So liefert etwa KUNEŠ (2003) Belege dafür, dass positive Wirkungen eintreten, wenn der Kalk bei der Aufforstung in die Pflanzgrube appliziert wird. In solchen Fällen wird keine umfassende Revitalisierung des Bodens bezweckt. Vielmehr geht es primär darum, dass die gepflanzten Bäume rasch über das Unkraut hinauswachsen und der Bestandesschluss schneller erreicht wird (KUNEŠ et al. 2006). Auf ungünstigen Standorten kann es jedoch passieren, dass die Wurzeln nicht aus der Pflanzgrube heraus in das umliegende ungünstige Umfeld hineinwachsen. Dann kann es zu Deformationen der Wurzeln und bei Beständen der mittleren Altersklasse zu Windwurf kommen (TESAŘ 1986). Eine weitere Möglichkeit besteht darin, Kalkgestein unter Zuhilfenahme von Spezialtechnik streifenweise oder flächig in den Boden einzuarbeiten (KULHAVÝ et al. 2000, 2001). Beide Verfahren lassen sich verständlicherweise nur im Rahmen der Walderneuerung anwenden.

Abbau der Säuremengen im Boden

Der Abbau der Säuremengen im Boden ist eine Folge der Reaktion von Kalkstein (CaCO_3) bzw. Dolomit ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$) und freien Protonen (H^+). KREUTZER (1995) zufolge wäre es nötig, durchschnittlich 20 Tonnen Kalk pro Hektar auszubringen, wollte man die Versauerung neutralisieren, die in Westdeutschland seit 1850 entstanden ist. Gleichzeitig ging Kreutzer in seinem Buch davon aus, dass die übliche Dosis von 4 Tonnen pro Hektar - bei dem damaligen Säuregehalt der Niederschläge - etwa sechs Jahre brauchte, um sich „aufzulösen“. Die tatsächliche Wirkung des Eingriffs ist von dem verwendeten Material und seiner Korngröße abhängig (CZERNEY und MAI 1970, ERSTAD et al. 1993, MUSIL und PAVLÍČEK 2002). Wird auf stark sauren Böden Dolomitmalk in Dosierungen von 2-5 t/ha ausgebracht, steigt der pH-Wert* in der Humusschicht für gewöhnlich innerhalb kurzer Zeit - etwa zwei Jahre nach dem Eingriff - um 0,3 bis 0,7 Punkte (PODRÁZSKÝ 1991, KLIMO und VAVŘÍČEK 1991, WANNER et al. 1994, ŠRÁMEK et al. 2003, 2006). Die Wirkungen einer Kalkung sind zunächst auf die Humusaufgabe beschränkt. Bereits nach Ablauf von zwei bis fünf Jahren sind die pH-Wert-Änderungen in der Humusschicht weniger deutlich erkennbar, dafür machen sie sich allmählich im Mineralboden bemerkbar, jedoch nur in den oberen Bodenschichten bis 10-30 cm Tiefe (SPELLMANN und MEIWES 1995, MEIWES 1995). Inwieweit der Mineralboden beeinflusst wird und der Kalk in tiefer gelegene Bodenhorizonte verlagert werden kann, hängt in erheblichem Maße von den Eigenschaften des organischen Auflagehorizonts ab (LOCHMAN und ŠEBKOVÁ 1998). In manchen Fällen konnte gar keine kurzfristige Beeinflussung des Mineralboden-pH-Werts nachgewiesen werden (PEŘINA und PODRÁZSKÝ 1988, KLIMO und VAVŘÍČEK 1991, PODRÁZSKÝ 1993b). Oftmals lässt sich jedoch innerhalb von zehn oder mehr Jahren feststellen, dass die Kalkung einen positiven Beitrag zum Abbau der Säuremengen in den oberen Bodenschichten geleistet hat (BORŮVKA et al. 2005, SLODIČÁK 2005, LOMSKÝ et al. 2012).

Steigerung des Gehalts an basischen Nährelementen

Heutzutage wird für Waldkalkungen Dolomitmalk mit relativ hohem Magnesiumgehalt verwendet (ŠRÁMEK 2005), da auch Magnesiummangel den Gesundheitszustand der Waldbestände erheblich beeinträchtigen kann (ZÖTTL 1985, HÜTTL und SCHAAF 1997). Mit Calcium und Magnesium werden dem Ökosystem zwei lebenswichtige basische Nährelemente zugeführt. Der Dolomit gibt diese nach und nach ab, wodurch sich die Versorgung des Sorptionskomplexes mit basischen Kationen verbessert (MATZNER 1985). Ähnlich wie beim pH-Wert tritt der Kalkungseffekt auch bei diesen beiden Elementen zunächst in der Humusaufgabe ein und wird nur langsam in die tieferen Bodenschichten transportiert. Das verfügbare Magnesium wird schneller freigesetzt und beeinflusst die tieferen Bodenhorizonte in stärkerem Maße als Calcium (KREUTZER 1995, FIALA et al. 2011, ŠRÁMEK et al. 2012). In älteren Publikationen zur Pflanzenernährung wird darauf aufmerksam gemacht, dass die Versorgung mit anderen Nährelementen, insbesondere mit Kalium, nachteilig beeinflusst werden kann, wenn dem Acker- oder Waldboden hohe Ca-Gehalte zugeführt werden (NĚMEC 1938, 1956). Bei der Kalkung versauerter Böden mit den gängigen Dosierungen (3-5 t/ha) wurde den uns zugänglichen Informationen zufolge kein Kalium-Calcium-Antagonismus festgestellt (FIALA et al. 2011). In den ersten Jahren nach einer Kalkung verbessert sich vielmehr die Verfügbarkeit von Kalium, da dieses besser aus der Humusschicht freigesetzt wird (MENŠÍK und KULA 2011, ŠRÁMEK et al. 2012). Ein weiterer bedeutender Nährstoff ist Phosphor. In stark sauren Böden ist Phosphor fest in Eisen- und Aluminiumverbindungen gebunden und für Pflanzen schlecht verfügbar. Bei hohen

* Mit dem pH-Wert wird der saure oder basische Charakter von Stoffen zum Ausdruck gebracht. Er ist definiert als negativer Logarithmus der Wasserstoffionen-Konzentration. Die Tatsache, dass es sich um ein logarithmisches Maß handelt, macht einen einfachen Vergleich von pH-Wert-Verschiebungen unmöglich. Für die Bestimmung des Boden-pH-Werts werden zudem unterschiedliche Messlösungen verwendet ($\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$, $\text{pH}(\text{KCl})$, $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$), die zu unterschiedlichen Ergebnissen führen. Die genannten pH-Wert-Änderungen sind also nur als grobe Orientierungswerte zu verstehen und betreffen nur den stark sauren Bereich (pH-Wert 3-4).

pH-Werten (>6) kann es wiederum in Carbonatverbindungen blockiert sein (BINKLEY 1986, HISINGER 2001, LOMSKÝ et al. 2011). Man geht deshalb davon aus, dass sich die Phosphor-Ernährung auf versauerten Standorten bei einem Rückgang der Säuremengen im Waldboden verbessert. In einigen Fällen konnte eine verbesserte Phosphor-Versorgung nach der Ausbringung von Kalk nachgewiesen werden (PAMPE et al. 2004). Andere Autoren belegen jedoch, dass sich die Verfügbarkeit dieses Nährelements verringerte (HUBER et al. 2006). Untersuchungen des ÚKZÚZ (SAMEK et al. 2011) zufolge erreichte das Bodenwasser auf einem gekalkten Standort pH-Werte von 5 bis 6, bei denen die Pflanzenverfügbarkeit von Phosphor eingeschränkt sein könnte. Die durchschnittlichen Werte für Phosphatanionen in der Bodenlösung waren jedoch in Wirklichkeit auf gekalkten Flächen viermal höher ($\text{PO}_4^{-3} = 0,40 \text{ mg/l}$) als auf den Kontrollflächen ($\text{PO}_4^{-3} = 0,10 \text{ mg/l}$).

Bei wiederholten Kalkungen empfiehlt es sich also, regelmäßig zu überprüfen, ob die Versorgung mit anderen Nährelementen negativ beeinflusst wird. In Risikofällen kann die Kalkung durch eine Düngung mit langsam wirkendem Spezialdünger ergänzt oder ersetzt werden, oder es kann Dolomitmalk verwendet werden, der mit den nötigen Nährstoffen angereichert wurde. Die positiven Wirkungen der Ausbringung von mit Nährstoffen angereichertem Dolomitmalk auf den Ernährungszustand der Waldbestände belegt z.B. eine Studie des Forstbezirks Kraslice aus dem Jahr 2003 (ŠRÁMEK et al. 2004).

Verringerung toxischer Aluminium-Konzentrationen

In stark sauren Waldböden werden basische Kationen im Sorptionskomplex durch Aluminiumionen ersetzt, die für Pflanzenwurzeln potentiell toxisch sind (HUTTERMAN und ULRICH 1984, BOUDOT et al. 1994). Daher lässt sich das in der Bodenlösung oder den Feinwurzeln von Bäumen vorhandene Ca/Al-Verhältnis als Indikator für die Nachteiligkeit eines Bodens heranziehen (CRONAN und GRIGAL 1995, VANGUELOVA et al. 2005). Durch die bei einer Kalkung erfolgende Zufuhr von Calcium und Magnesium wird Aluminium aus dem Sorptionskomplex verdrängt und die Toxizität des Bodens nimmt ab. Neben dem Gehalt an Aluminiumionen sinkt auch der Gehalt an verfügbarem Mangan, welches ebenfalls toxische Wirkung entfalten kann. Ähnlich wie bei den bereits behandelten Parametern werden auch in diesem Fall zunächst die oberen Bodenschichten beeinflusst. Der Effekt im Mineralboden stellt sich jedoch schneller ein als wenn es allein um die Verringerung des Säuregehalts geht, und die Qualität der Bodenlösung wird bis in tiefere Schichten hinein beeinflusst als der Mineralboden selbst (SCHREFFLER und SHARPE 2003).

Mineralisierung der Humusschicht und Stickstoffdynamik

Wenngleich die letztendliche Wirkung der Kalkung saurer Böden von vielen weiteren Faktoren abhängt (LORENZ et al. 2000), so verstärkt sich doch mit ihr in der Regel die bodenbiologische Aktivität (SMOLANDER und MÄLKÖNEN 1994, BÄCKMAN und KLEMEDTSSON 2003, ROSENBERG et al. 2003). Die Tätigkeit der in der Humusschicht lebenden Bakterien wird angeregt, der Nährstoffkreislauf im Ökosystem wird aktiviert und Stickstoff und weitere Elemente können in gut pflanzenverfügbarer Form leichter in die Bodenlösung gelangen (DE KEERSMAEKER et al. 2000, KULHAVÝ 2000, KULHAVÝ und FORMÁNEK 2001). Werden jedoch zu hohe Dosierungen angewendet oder ungeeignete Standorte gedüngt, so kann es passieren, dass in der Humusschicht plötzliche pH-Wertverschiebungen eintreten, die Humusaufgabe schneller abgebaut wird und Nährstoffe aus dem Boden ausgewaschen werden (McKIE et al. 2006). Einige Beispiele aus den Beskiden mit Dosierungen

von 26 t/ha werden z.B. von VAVŘÍČEK (2001) genannt. Das Risiko eines beschleunigten Humusabbaus und der Freisetzung von Stickstoff ist auf entwaldeten Flächen und noch nicht geschlossenen Beständen besonders hoch (PODRÁZSKÝ und ULBRICOVÁ 2002, SAARI et al. 2004, BÄCKMAN et al. 2003). Ein verstärkter Abbau der Humusschicht ist unter anderem vom Stickstoffgehalt bzw. vom C/N-Verhältnis abhängig (BÄCKMAN und KLEMEDTSSON 2003). Bei einem C/N-Verhältnis von unter 25 erhöht sich das Risiko einer beschleunigten Humusmineralisierung und der Freisetzung von Nitrat, das bis ins Grundwasser eingetragen werden kann. Wie z.B. BAUHUS et al. (2004), NILSSON et al. (2001) oder - mit Bezug auf das Isergebirge - BORŮVKA et al. (2005) belegen, treten bei Kalkungen mit den „üblichen“ Dosierungen von 2-4 t/ha und unter geschlossenen Beständen eher qualitative als quantitative Veränderungen der Humusaufgabe ein. Die Trinkwasserqualität in den Wasserläufen wird in der Regel nur kurzfristig beeinflusst (ARMBRUSTER et al. 2000). Für das Erzgebirge liegen Ergebnisse von Messungen der Trinkwasserqualität im Staubecken, im Zufluss und in den Quellen im Einzugsgebiet der Großen Pyra vor, die belegen, dass der Nitratgehalt in den letzten fünfzehn Jahren deutlich zurückgegangen ist, und das obwohl das Einzugsgebiet wiederholt mit Dosierungen von 2,5-4,5 t/ha gekalkt wurde (FRANZ 2004). Auch die Ergebnisse von VORTELOVÁ et al. (2007) lassen auf den gekalkten Standorten im Erzgebirge keinen starken Nitrataustrag erkennen.

Wirkung auf die Bodenfauna

Mit dem Einfluss unterschiedlicher Kalkdosierungen auf die Bodenlebewesen im Erzgebirge hat sich KULA (2009) eingehend befasst. Seine Ergebnisse haben gezeigt, dass selbst von einer Verdoppelung der Dosierung gegenüber der heute gängigen Praxis (6 Tonnen pro Hektar) keine Gefahr für die Bodenfauna und die epigäische Fauna ausgeht. Positive Reaktionen im Hinblick auf Anzahl und Artenvielfalt waren bei Regenwürmern zu beobachten, was auch EHRMAN et al. (2006) und POTTTHOFF et al. (2008) bestätigen. Ein schwacher Rückgang zeigte sich hingegen bei Drahtwürmern, die das Wurzelsystem anfressen, und bei Hornmilben. Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass sich Waldkalkungen zwar auf die Bodenfauna auswirken, jedoch eher Verschiebungen in den einzelnen Gruppen verursachen als eine wesentliche Beeinflussung der Gesamtzahlen oder der Biodiversität der Bodenlebewesen (JUDAS 2002).

Ernährungs- und Gesundheitszustand sowie Produktivität der Waldbestände

Die durch die Kalkung hervorgerufene Veränderung der chemischen Bodeneigenschaften - insbesondere Minderung des Säuregehalts, Steigerung des Vorrats an basischen Nährelementen und Erhöhung des Ca/Al-Verhältnisses - wirkt sich in der Regel positiv auf das Wurzelsystem aus (HAHN und MARSCHNER 1998, KAKEI und CLIFFORD 2002). Bei Mykorrhizen kann es zu einer Verschiebung der Artenzusammensetzung kommen, da säureliebende Arten nach und nach ersetzt werden (RINEAU et al. 2010). Auf stark sauren Böden kann die oberflächliche Kalkausbringung insbesondere bei Fichtenbeständen eine extrem oberflächennahe Zersetzung der Feinwurzeln zur Folge haben. Diese Wurzeln sind dann in Trockenperioden anfälliger für Schädigungen. Andererseits stellt sich ebendieser Effekt auch durch die Versauerung selbst ein, da die Feinwurzeln bei niedrigem Ca/Al-Verhältnis praktisch nur am Übergang von der Humusschicht zum Mineralboden anzutreffen sind. Auf lange Sicht kann die Kalkung oder Düngung der Bestände eher zur Lösung dieses Problems beitragen.

Die Waldkalkung mit dolomitischem Kalk wirkt sich sehr günstig auf die Mg-Ernährung der Waldbestände aus. Zudem wird aufgrund des verbesserten Bodenmilieus meist auch die Versorgung

mit weiteren basischen Nährelementen und zuweilen auch mit Phosphor verbessert (LJUNGSTRÖM und NIHLGÅRD 1995, INGERSLEV und HALLBÄCKEN 1999, HUBER et al. 2004, KULHAVÝ et al. 2009). In Beständen, die nicht unter Nährstoffmangel leiden, muss sich diese Verbesserung jedoch nicht unbedingt bemerkbar machen (VEJRE et al. 2001). Ähnlich verhält es sich mit dem Gesundheitszustand, der sich hauptsächlich bei denjenigen Beständen deutlich verbessert, die zuvor grundlegende Mangelerscheinungen bei der Aufnahme basischer Nährstoffe aufwiesen. Sehr deutlich ist dies insbesondere bei Fichtenbeständen erkennbar, die von Vergilbung betroffen waren. Im Allgemeinen verbessert sich mit einer optimaleren Nährstoffversorgung auch die Widerstandskraft der Bäume gegenüber anderen Stressfaktoren.

Anders als beim Gesundheitszustand stellt sich beim Bestandswachstum und bei der Biomasseproduktion in der Regel keine positive Wirkung ein (INGERSLEV und HALLBÄCKEN 1999, SIKSTRÖM 2002, HUBER et al. 2004). An stark degradierten Standorten kann es zu einer Steigerung oder eher Regeneration des Holzzuwachses kommen (VEJRE et al. 2001, JONRAD et al. 2010). In anderen Studien wurde nach der Kalkung jedoch auch ein Rückgang des Holzzuwachses festgestellt (BINKLEY und HÖGGERG 1977). Diese Ergebnisse bestätigen, was am Anfang dieses Kapitels vorausgeschickt wurde: Bodenschutzkalkungen sind eine indirekte Art der Bodenverbesserung, deren Hauptziel in der Wiederherstellung eines günstigen Bodenmilieus besteht, nicht jedoch in einer Steigerung der Produktivität der Waldbestände.

2 Methodik

2.1 Kontrolle der Kalkausbringung und des Kalkungserfolgs

Für die vom Landwirtschaftsministerium durchgeführten Waldkalkungen wurde ein mehrstufiges Kontrollsystem erarbeitet. Bereits die Auswahl der Kalkungsflächen unterliegt der Kontrolle. Im gegenwärtig verwendeten Leitfaden für die Flächenauswahl (ŠRÁMEK 2005) werden nicht nur der Gesundheitszustand der Bestände und der Zustand der Waldböden berücksichtigt, sondern auch Naturschutzinteressen, wasserwirtschaftliche Waldfunktionen und Meliorationsmaßnahmen der Vergangenheit. Die Typisierung der Standorte bildet eine wichtige Grundlage, wenn es darum geht, Behandlungsstandorte auszuwählen und deren Eignung einzuschätzen. Von der Kalkung ausgeschlossen sind Torfböden und von innerer Erosion bedrohte Böden. Auch die Kalkung vernässter oder nährhafter Standorte ist nur eingeschränkt erlaubt. Als weitere Entscheidungsgrundlagen für die Durchführung von Waldkalkungen dienen chemische Bodenanalysen und Untersuchungen der Assimilationsorgane der Bäume. Beim Boden werden pH-Wert, Basensättigung des Sorptionskomplexes, verfügbare Ca- und Mg-Gehalte und C-/N-Verhältnis in der Humusschicht beurteilt. Bei den Assimilationsorganen sind die Ca- und Mg-Gehalte das ausschlaggebende Kriterium. Außerdem werden Bestandesdichte und Alter der Bestände beurteilt.

Bei den einzelnen Kalkungen werden die chemischen Eigenschaften des Dolomitkalks, die Einhaltung der Gesamtdosis, die Gleichmäßigkeit und die Vollflächigkeit der Ausbringung auf der Behandlungsfläche kontrolliert. Die Kontrollprinzipien sind in der Kontrollordnung festgehalten. Diese ist Bestandteil sämtlicher Verträge, die mit den Auftragnehmern, die die Kalkungen ausführen, abgeschlossen werden. Um die Eigenschaften des verwendeten Dolomitkalks beurteilen zu können, werden von den Vertretern des VÚLHM oder des Ministeriums für Landwirtschaft im Beisein des Auftragnehmers regelmäßig Proben von dem an den Flugplätzen gelagerten Schüttgut entnommen. Eine Probe repräsentiert in der Regel 300 Tonnen Material. Jede Probe wird in zwei Teile aufgeteilt, von denen ein Teil beim Auftragnehmer in einer versiegelten Tüte gelagert wird (Abb. 2.1). In den Prüflabors des VÚLHM wird anschließend die Korngrößenzusammensetzung der Dolomitkalkproben sowie ihr Gehalt an Mg, Ca und Schwermetallen bestimmt. Die bei Dolomit normalerweise verlangten Eigenschaften sind in den Tabellen 2.1 und 2.2 aufgeführt.

Die Gleichmäßigkeit der Ausbringung wird durch das Auffangen von Dolomitkalk in Probenahmebehältern beurteilt. Die Behälter mit einer Fläche von ca. 0,2 m² werden innerhalb der Kalkungsflächen an offenen Stellen aufgestellt, an denen der Fall des Kalkmaterials nicht durch Baumkronen behindert wird. Für gewöhnlich werden neun Auffangschalen in Form eines Kreuzes im Abstand von je ca. 5 m zueinander aufgestellt. Der Auftragnehmer wird im Voraus nicht über die Aufstellung der Schalen informiert. Unmittelbar nach dem Eingriff werden die Kalkmengen aus

Tab. 2.1: Für die Ausbringung in Waldbeständen vorgeschriebene Korngrößenzusammensetzung von getrocknetem Dolomitmalk

Maximaler Anteil der Fraktion [% der Trockenmasse]			
>3.15 mm	> 2.0 mm	>1.0 mm	<0.09 mm
1%	5%	35%	35%

Tab. 2.2: CaCO_3 - und MgCO_3 -Mindestgehalte und maximale Schwermetallgehalte in für die Ausbringung in Waldbeständen bestimmtem Dolomitmalk

Mindestgehalt an Nährstoffen [%]		Maximal zulässiger Schwermetallgehalt [mg/kg]			
MgCO_3	$\text{CaCO}_3 + \text{MgCO}_3$	As	Cd	Cr/tot	Pb
35%	87%	10	1,5	50	30



Abb. 2.1: Versiegelte Dolomitmalkprobe für Zweitanalysen der Korngrößenzusammensetzung sowie des Wirkstoff- und Schwermetallgehalts (Foto: R. Novotný)

den Schalen entnommen und in „t/ha“ umgerechnet (Abb. 2.2). Die Vollflächigkeit der Ausbringung wird durch Begehung kontrolliert. Einige Tage nach der Kalkung lassen sich Kalkkörner auf den Straßen, den Blättern der Bodenvegetation, Baumstümpfen und ähnlichem erkennen. Für eine stichprobenartige Kontrolle der Vollständigkeit der Flächenbehandlung können zudem die gleichen Probenahmebehälter benutzt werden wie bei der Kontrolle der Gleichmäßigkeit. Diese werden dann jedoch einzeln, etwa auf kleineren Lichtungen, aufgestellt. Wenn die Begehung mit größerem zeitlichen Abstand durchgeführt wird, lässt sich die Kalkmenge pro Hektar zwar nicht mehr ermitteln, man kann jedoch noch gut erkennen, ob die Fläche gekalkt wurde oder nicht. In besonderen Fällen, z.B. wenn sich die behandelten Flächen in der Nähe eines von der Kalkung ausgeschlossenen Schutzgebietes befinden, kann mithilfe derselben Probenahmebehälter auch überprüft werden, dass das betreffende Gebiet nicht gekalkt wurde.

Sollte es zu Streitigkeiten darüber kommen, ob ein bestimmtes Gebiet gekalkt wurde oder nicht, kann auch auf Analysen des Gesamtgehalts an Calcium und Magnesium im organischen Auflagehorizont des Waldbodens zurückgegriffen werden (ÚKZÚZ 2009). Damit die Analyseergebnisse als gerichtsfest



Abb. 2.2: Kontrolle der Gleichmäßigkeit der Ausbringung

Die Schalen werden in der Regel in Form eines Kreuzes von 20 x 20 m Größe aufgestellt. Um die Kalkmenge in den einzelnen Schalen zu bestimmen, muss die Entnahme unmittelbar nach dem Eingriff erfolgen, damit nicht ein Teil des Kalks durch Regen ausgewaschen wird. Um die Vollständigkeit der Behandlung zu überprüfen, kann hingegen auch mehrere Wochen nach dem Eingriff eine visuelle Kontrolle durchgeführt werden, da ein Teil des aufgefangenen Dolomitkalks auch länger in den Schalen verbleibt. (Foto: R. Novotný, V. Šrámek)

gelten können, muss jedoch gleichzeitig die chemische Zusammensetzung von Vergleichsproben analysiert worden sein, die vor dem Eingriff entnommen wurden. Ist dies nicht der Fall, können die Ergebnisse lediglich als Orientierung dienen.

Die mittelfristige Wirksamkeit einer Kalkung wird mithilfe mehrmaliger Analysen des Bodens und der Assimilationsorgane bewertet. Die entsprechenden Proben werden im Abstand von zwei, fünf und zehn Jahren nach der erfolgten Behandlung an denselben Stellen entnommen, von denen Daten aus der Zeit unmittelbar vor der Kalkung vorliegen. Darauf, welche Ergebnisse diese Kontrollen im Erzgebirge lieferten, wird in den Kapiteln 3 und 4 eingegangen.

2.2 Entnahme von Bodenproben und Proben der Assimilationsorgane

An der Entnahme und Analyse von Proben für die Kalkungsplanung und mittelfristige Kontrolle des Kalkungserfolgs sind das *Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v.v.i.* (öffentliches Forschungsinstitut für Forstwirtschaft und Jagdwesen, VÚLHM), das *Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský* (Zentrales landwirtschaftliches Kontroll- und Prüfinstitut, ÚKZÚZ) und das *Ústav pro hospodářskou úpravu lesů* (Institut für Forsteinrichtung, ÚHÚL) beteiligt. Was die Beprobung des Waldbodens anbetrifft, liegt die übliche Untersuchungsdichte bei einer Entnahmestelle pro ca. 100 ha der für chemische Meliorationsmaßnahmen in Betracht kommenden Fläche. Bei den Assimilationsorganen beträgt die Zahl der Entnahmestellen etwa nur ein Drittel dessen, da Nadelentnahmen von stehenden Bäumen mit großem Aufwand verbunden sind. Doch nicht nur die geplanten Kalkungsflächen werden wiederholt beprobt, sondern auch die Kontrollflächen. Sie wurden in den meisten Forstbezirken, in denen Kalkungen durchgeführt werden, in einer Größe von einer bis mehreren Abteilungen (≈ 70 ha) ausgewiesen. Die Kontrollflächen sind von jeglicher Form der chemischen Bodenverbesserung ausgeschlossen.

Innerhalb eines Bestandes werden an drei Entnahmestellen jeweils Oberflächenhumus- und Mineralbodenproben entnommen. Aus den Einzelproben der jeweiligen Horizonte werden anschließend Mischproben hergestellt. Folgende Horizonte werden beprobt (Abb. 2.3):

- organischer Auflagehorizont FH ohne frische Streu* (fermentierte und humifizierte organische Auflage);
- organisch-mineralischer Horizont A - mineralischer Oberbodenhorizont mit Akkumulation von Substanz aus dem organischen Auflagehorizont (Humusschicht). Der Horizont unterscheidet sich durch seine dunkle Farbe und ist unter den Rohhumusschichten normalerweise 1-5 cm stark;

* Der organische Auflagehorizont (Humushorizont) wird in drei eigenständige Schichten unterteilt. Der Unterhorizont L besteht aus pflanzlicher Streu (Blätter, Nadeln, Zweige), die keine deutlichen Zeichen der Zersetzung aufweisen. Der Fermentationshorizont F enthält mehr oder weniger zersetzte organische Reste, deren ursprüngliche Struktur bis zu einem gewissen Grad erhalten geblieben ist. Der Unterhorizont H, bei dem die Humusbildung überwiegt, setzt sich aus Pflanzenresten zusammen, die bereits stark zersetzt sind und deren Struktur bereits völlig umgewandelt wurde (Abb. 2.4).

- mineralischer Horizont B - bei den Probenahmen geht es nicht um den im Laufe der Bodengenese entstandenen Bodenhorizont, sondern um die unter dem Horizont A liegende, bis in ca. 30 cm Tiefe reichende mineralische Schicht.

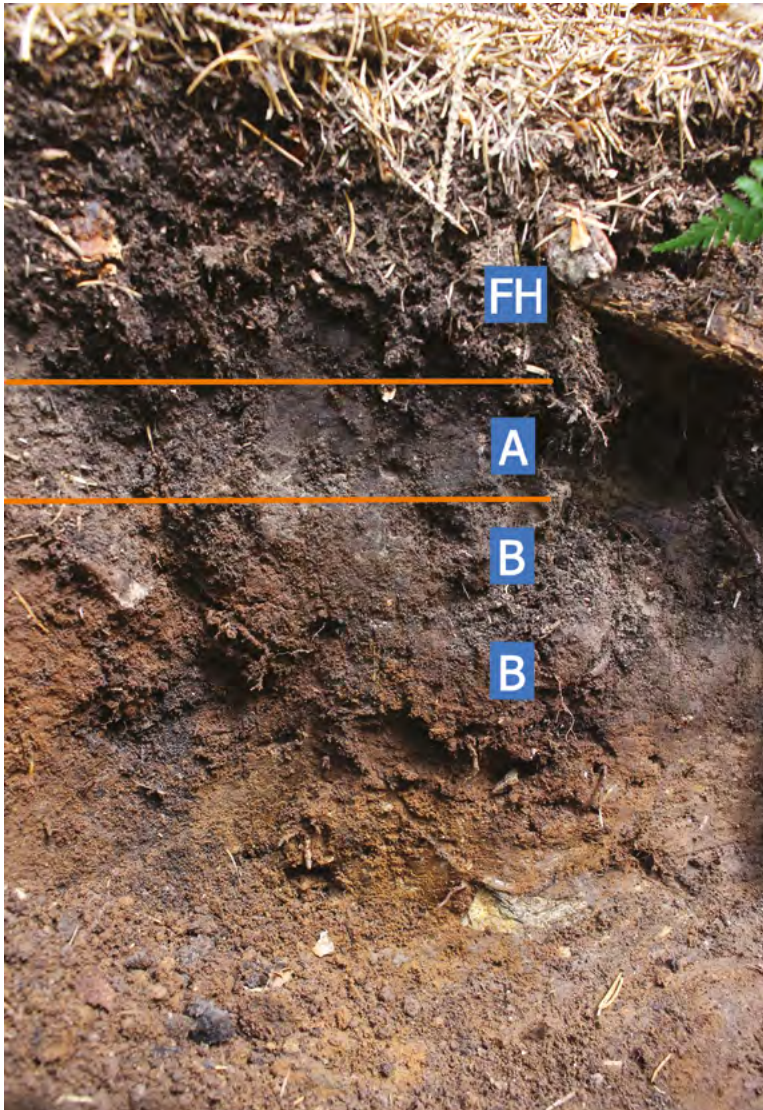


Abb. 2.3: Zur Kontrolle des mittelfristigen Kalkungserfolgs beprobte Bodenhorizonte

Die Proben der Assimilationsorgane werden meist in Fichtenbeständen entnommen. Hierfür gibt es mehrere Gründe:

- in den Gebieten, die unter einem Mangel an basischen Nährstoffen leiden, wird die Baumartenzusammensetzung in der Regel voll und ganz von Fichten dominiert;
- bei der Fichte sind die Grenzwerte der Nährstoffgehalte in den Nadeln gut bekannt und wurden hinreichend überprüft;
- von den immergrünen Nadelbäumen können Nadeln auch im Spätherbst entnommen werden, während die für die Blattentnahme geeignete Zeit bei den Bäumen, die ihre Blätter verlieren, relativ kurz ist.

Die Entnahme der Nadelproben erfolgt üblicherweise an denselben Stellen wie die Bodenprobennahme, oder aber in deren Nähe. Bevorzugt werden dabei Bestände der mittleren Altersklasse und Jungwüchse, da die Baumkronen hier leichter zu erreichen sind als in ausgewachsenen Beständen. Die Zweige werden aus dem oberen, besonnten Teil der Krone, möglichst aus dem vierten bis sechsten Wirtel, entnommen. Für die chemische Analyse werden Mischproben erstellt, und zwar vom ersten (jüngsten) und vom zweiten Nadeljahrgang. Für jede Probe müssen Zweige von mindestens fünf Bäumen aus Beständen der mittleren Altersklasse oder von zehn Bäumen aus Jungwüchsen entnommen werden.

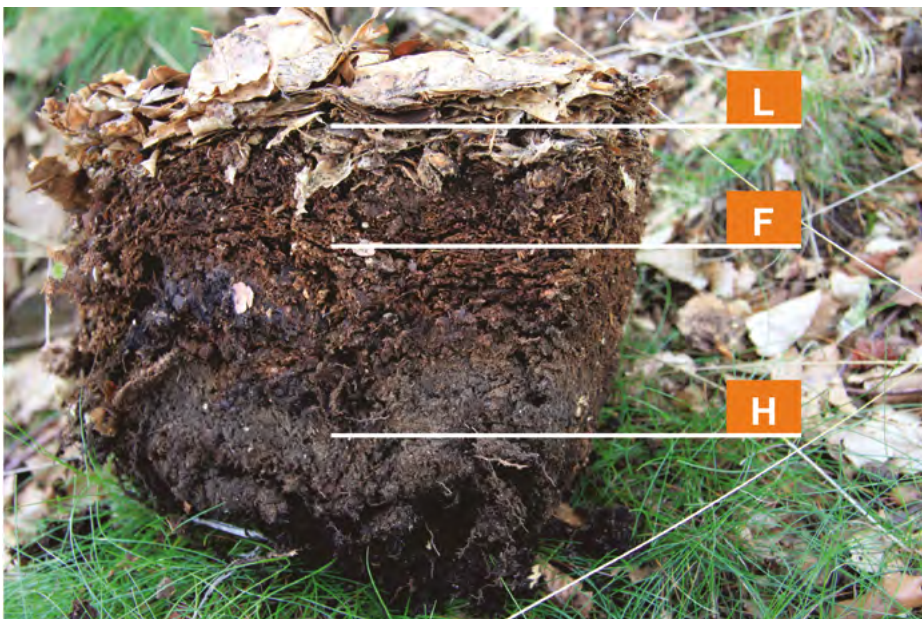


Abb. 2.4: Unterhorizonte der organischen Auflageschicht des Bodens: L - Streu, F - fermentierte organische Auflage, H - humifizierte organische Auflage

2.3 Laboranalysen

Die entnommenen Bodenproben werden in den Labors des VÚLHM und des ÚKZÚZ analysiert. In den Bodenproben werden die Bodenreaktion (pH-Wert in Wasser oder in 1 molarer KCl-Lösung) sowie mittels Elementaranalyse die Gesamtgehalte an Kohlenstoff, Stickstoff und Schwefel bestimmt. Bis 2005 wurden die Stickstoffgehalte mithilfe der Kjeldahlschen Stickstoffbestimmung spektrometrisch und die Gehalte an oxidierbarem Kohlenstoff mittels Iodometrie nach Oxidation mit Chromschwefelsäure bestimmt. Beide Bestimmungsmethoden dürften - von Karbonatböden einmal abgesehen - miteinander vergleichbar sein. Die Gehalte der verfügbaren Elemente werden beim VÚLHM in Ammoniumchlorid-Auszügen und die Gesamtgehalte der Elemente in Königswasser-Auszügen mit anschließender spektralphotometrischer Bestimmung in einem ICP-OES-Gerät festgestellt. Beim ÚKZÚZ wird zur Ermittlung des verfügbaren Nährstoffgehalts die Mehlich-3-Extraktion verwendet und der Gesamtnährstoffgehalt wird in einer Salpetersäure-Extraktionslösung bestimmt. Die Wirksamkeit dieser Extraktionen wurde in der Vergangenheit von ZÁHORNADSKÁ (2000) verglichen. Sie gelangte zu dem Fazit, dass die Ergebnisse beider Methoden in Bezug auf basische Kationen als vergleichbar erachtet werden können.

Die in den Nadeln enthaltenen Nährstoffe werden analysiert, indem die Nadeln in einem Mikrowellenofen mineralisiert und die Nährstoffgehalte anschließend mittels ICP-OES spektralphotometrisch bestimmt werden.

2.4 Statistische Auswertung

Die in die Auswertung einbezogenen Daten wurden in der ersten Phase einer statistischen Analyse unterzogen. Wichtige Schritte waren die Überprüfung der Normalverteilung und die Suche nach Extremwerten. Bei letzteren wurde überprüft, ob es sich um reale Werte handelt. Da die Normalverteilungshypothese in den meisten Fällen mittels Kolmogorov-Smirnov-Test abgelehnt wurde, wurden für die weitere Arbeit mit den Daten nichtparametrische Tests angewandt. Aus diesem Grund werden für die grundlegende Beschreibung der Daten auch robuste Lagemaße (Median, Quartile) verwendet, die die unsymmetrische Verteilung der Daten berücksichtigen und genauere Auskunft über den Mittelwert und weitere Eigenschaften der Datensätze geben.

Für die Auswertung der Unterschiede zwischen dem westlichen und dem östlichen Teil des Erzgebirges wurde als parameterfreier statistischer Test der Mann-Whitney-U-Test herangezogen. Um die Unterschiede zwischen den Probenahmen vor der Kalkung und zwei, fünf und zehn Jahre danach zu überprüfen, wurden der Kruskal-Wallis-Test und der Median-Test einschließlich eines mehrfachen beidseitigen Vergleichs der p - und z -Werte angewendet. Grafisch werden die Daten anhand von Boxplots dargestellt.

3 Waldkalkung im Westerzgebirge

Das Erzgebirge bildet ein zusammenhängendes natürliches Waldgebiet (*Anm. d. Übers.:* In Tschechien wurden für die Zwecke der Waldzustandserhebung 41 natürliche Waldgebiete („přírodní lesní oblasti“, abgekürzt PLO) festgelegt. Das Erzgebirge ist das natürliche Waldgebiet PLO 01). Mit seiner charakteristischen länglichen Form und mit einer Längenausdehnung von 180 km und einer Breite von 6 bis 20 km erstreckt es sich vom Südwesten bis in den Nordosten. Aufgrund unterschiedlicher natürlicher Gegebenheiten, insbesondere geologischer Unterschiede, der unterschiedlichen Luftschadstoffbelastung in der Vergangenheit und des unterschiedlichen Zustands der Waldbestände wird das Gebirge traditionell in einen westlichen und einen östlichen Teil untergliedert. Die natürliche Grenze zwischen diesen beiden Gebieten markiert der höchste Berg des Erzgebirges - der Klínovec (Keilberg) mit einer Höhe von 1.243 m ü. NN. Der Westteil des Erzgebirges ist wesentlich stärker gegliedert als sein Ostteil. Die meisten Erhebungen erreichen Höhen von 600 bis 700 m ü. NN. Häufig sind auch Höhen über 900 m ü. NN anzutreffen (29 %). Höhen unter 700 m ü. NN nehmen 48 % der Fläche ein.

Geologisch wird der Westteil des Erzgebirges als Erzgebirgspluton bezeichnet. Der Pluton durchzieht im Untergrund das gesamte Gebirge, tritt jedoch gerade in dessen Westteil als sog. Nejdk- oder Plattenbergmassiv sichtbar an die Oberfläche. Dieses besteht hauptsächlich aus Granit, wobei Biotit- und Zweiglimmergranit am weitesten verbreitet sind. Eine weitere wichtige Gesteinsgruppe des Westerzgebirges ist die Phyllitgruppe. Dabei handelt es sich um Phyllite mit unterschiedlicher mineralogischer Zusammensetzung in unterschiedlichen Metamorphosestadien, bei denen Albit- und Graphitphyllite überwiegen. In der Umgebung von Kraslice (Graslitz) und Horní Blatná (Platten) treten stellenweise vererzte Gangporphyre auf. Die Gegend um Rýžovna (Seifen) und Rotava (Rothau) ist durch Reste tertiärer Beckensedimente gekennzeichnet. Den Übergang zwischen Ost- und Westerzgebirge bildet die Klínovec-Gruppe. Typische Gesteinsarten sind Zweiglimmer- und Muskovitschiefer, die an einigen Stellen in Quarzitschiefer bis Quarzit übergehen. In der Joachimsthaler Serie kommen auch stark vererzte Gangporphyre und weitere daran anschließende Gesteinsarten und Minerale vor.

Auf dem von Natur aus basenarmen Gesteinsuntergrund haben sich im Westerzgebirge saure und arme Böden entwickelt. In den Gipfellagen zwischen Kraslice und Klínovec überwiegen Semipodsole und Podsole, in den niedrigeren Lagen wiederum dystrophe, oligotrophe und podsolierte Waldbraunerden (KOZÁK 2009). In der Nähe von Boží Dar (Gottesgab), Rýžovna (*Anm. d. Übers.:* Ortsteil von Boží Dar) und Přebuz (Frühbuß) gibt es bedeutende Torfstandorte. Diese gehören zu den Naturschutzgebieten NPR Božidarské rašeliníště, PR Rýžovna und NPR Rolavská vrchoviště. Was die Versauerung und den Nährstoffgehalt anbelangt, sind die Böden im Westerzgebirge ungünstiger als die Böden im östlichen Erzgebirgstteil. Dies ist einerseits auf den geologischen Untergrund zurückzuführen, andererseits jedoch auch darauf, dass zur Zeit der größten Luftverschmutzung in den meisten Teilen des Westerzgebirges ausgewachsene Fichtenbestände erhalten blieben. Unter ihnen war die Deposition versauernder Stoffe wesentlich höher als auf den durch Immissionschäden entstandenen Kahlflecken oder in den neu gepflanzten Ersatzbeständen (s. Kapitel 1.1, Abb. 1.4). In forsttypologischer Hinsicht überwiegt in höheren Waldvegetationsstufen die saure ökologische Reihe* (*Anm. d. Übers.:* In der

* In einer ökologischen Reihe werden Standorte zusammengefasst, die durch ähnliche Bodenbedingungen gekennzeichnet sind. In der Forsttypologie definiert sind die Reihen nährhaft, sauer, extrem, humusreich, wasserreich, vergleitet, sumpfig und torfig. In einer weiteren Untergliederung werden die Standorte in einzelne edaphische Kategorien unterteilt, die ähnliche Bodeneigenschaften in Bezug auf die Pflanzenernährung aufweisen.

tschechischen Forsttypologie werden zehn Waldvegetationsstufen unterschieden. Außerdem gibt es sog. ökologische Reihen, die die Bodeneigenschaften beschreiben.) Die auf den Hochebenen vorherrschende Waldvegetationsstufe ist die Buchten-Fichten-Stufe (7. Waldvegetationsstufe). Auf den Hängen überwiegt die Fichten-Buchen-Stufe (6. Waldvegetationsstufe) und in niedrigeren Lagen die Tannen-Buchen-Stufe (5. Waldvegetationsstufe). In engeren, geschlossenen Tälern findet eine Umkehrung der Vegetationsstufen statt (PLÍVA und ŽLÁBEK 1986). Das Baumartengefüge wird eindeutig von der Gemeinen Fichte dominiert. Stärker vertretene Laubbaumarten sind Birke und Erle. Ein wesentlicher Teil des Westerzgebirges mit der Bezeichnung „Krušnohorské plató“ (11 780 ha) ist Teil des europäischen Schutzgebietsnetzes NATURA 2000.

3.1 Geschichte der Waldkalkung im Westerzgebirge

Der westliche Teil des Erzgebirges war in der Vergangenheit keiner ganz so starken Immissionsbelastung ausgesetzt wie die Kammlagen nordöstlich des Klínovec. Deshalb zeigten sich in den Waldbeständen auch keine ganz so schweren Schwefeldioxidsschäden. In den 1970er und 1980er Jahren mussten infolge schadstoffbedingter Waldschäden nur manche Standorte flächig gerodet werden und es entstanden nur wenige Kahlfelder. Chemische Maßnahmen der Bodenverbesserung wurden ebenfalls nur in begrenztem Maße eingesetzt. In den 1980er Jahren wurde ein Teil der Bestände in den Gipfellagen der Forstbezirke Kraslice und Horní Blatná mit einer Dosierung von ca. 2,5 t/ha gekalkt.

Ende der 1990er Jahre trat wiederholt eine deutliche Gelbfärbung der Fichtenbestände auf (Abb. 3.1). Derartige Waldschäden waren hier bereits aus der Vergangenheit bekannt. 1999 konnte jedoch im Gegensatz zu früheren Jahren während der Vegetationsperiode keine Regeneration der betroffenen Bestände beobachtet werden. Vielmehr vertrockneten die älteren Nadeljahrgänge allmählich und fielen ab. An den am stärksten betroffenen Standorten im Revier Milíř u Přebuzi und in der Nähe von Jelení (Forstbezirk Horní Blatná) starben einzelne Bäume, mitunter auch ganze Baumgruppen und Bestandsränder ab. Eine Untersuchung des Ernährungszustands der Bestände ergab bei 80 % der entnommenen Proben eine extrem niedrige Mg-Ernährung. In manchen Fällen wurden bei älteren Nadeln Mg-Gehalte an der Grenze des physiologischen Minimums festgestellt (≈ 350 mg/kg). Die ernste Lage im Westerzgebirge und im Adlergebirge gab Anlass zum Regierungsbeschluss 532/2000, mit dem u.a. dem Landwirtschaftsministerium auferlegt wurde, Finanzmittel für die Kalkung und Düngung dieser Gebiete bereitzustellen. Noch 1999 begann der staatliche Forstbetrieb Lesy České republiky s.p. unter Ausnutzung von Fördermitteln aus dem Programm Phare (1999-2000), erste Kalkungen durchzuführen. Ab dem Jahr 2000 wurden dann auch vom Landwirtschaftsministerium finanzierte Kalkungsmaßnahmen realisiert (BALEK et al. 2001). Die Auswahl der Kalkungsflächen erfolgte anhand eines neuen Leitfadens, der auf chemischen Analysen des Bodens und der Assimilationsorgane (d.h. der Nadeln) sowie auf dem System der Forsttypologie beruhte. Verwendet wurde ausschließlich Dolomitkalk mit hohem Magnesiumgehalt, welcher in einer Dosierung von 3

Tonnen pro Hektar ausgebracht wurde. Die Ausbringung erfolgte aus der Luft mithilfe von Starrflüglern und Helikoptern. In den Jahren 2000-2002 wurden in den am stärksten betroffenen Beständen auch flüssige Düngemittel ausgebracht, um den Bäumen die Nährstoffe schnell über die Nadeln zuführen zu können (Tab. 3.1, Abb. 3.2). Da die Nährstoffvorräte in den Nadeln auf diese Weise viel rascher aufgefüllt werden können als durch Kalkung, wurden die Düngungen hauptsächlich in Beständen der jüngeren und mittleren Altersklasse durchgeführt, und zwar an Stellen, an denen eine allmähliche Auflösung der Bestände drohte (ŠEBKOVÁ et al. 2001, LOMSKÝ et al. 2006). Die Flüssigdüngung an sich ist allerdings technisch anspruchsvoll und recht kostenintensiv. Die entsprechende Dosis muss zwei- bis dreimal hintereinander im Abstand von mehreren Wochen bei günstigem Wetter auf noch nicht austreibende oder aber bereits zum Teil ausgereifte Jahrestriebe ausgebracht werden. Die Gesamtmenge der zugeführten basischen Nährstoffe ist dabei um ein Vielfaches geringer als bei der Kalkung. Bei den Behandlungen wurden die Flüssigdünger MgNsol, MgSsol, LamagMo, MgFol-Quick und MgFol-Retard von unterschiedlichen Herstellern verwendet. In den Folgejahren wurde die flächenhafte Ausbringung von Düngemitteln der Marke Silvamix® getestet. Hierbei handelte es sich um rieselfähige Langzeitdünger ohne Stickstoff und mit unterschiedlichen Gehalten an basischen Nährstoffen und Phosphor. Die Dosierung betrug 300 kg/ha. Auch auf kleineren Versuchsflächen wurden dieselben Düngemittel erfolgreich getestet (PODRÁZSKÝ et al. 2002). Nachdem das unmittelbare Risiko eines schnellen Waldsterbens gebannt war, wurde seit 2003 nur noch gekalkt (Tab. 3.2). Lediglich im Forstbezirk Kraslice wurde 2003 noch Dolomitkalk ausgebracht, der mit weiteren Nährstoffen angereichert war (ŠRÁMEK et al. 2004).



Abb. 3.1: Vergilbung junger und ausgewachsener Fichtenbestände im Westerzgebirge, 1999 (Foto: V. Šrámek)

Tab. 3.1: Düngungsflächen im Westerzgebirge, 2000-2002 [ha]

	2000	2001	2002
Fläche	523	446	725

Gedüngt wurden lediglich vom staatlichen Forstbetrieb LČR bewirtschaftete Wälder.

Tab. 3.2: Kalkungsflächen im Westerzgebirge ab 2000 [ha]

	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2010
Forstbezirk Kraslice	1 743	1 821	1 281	-	1 279	-	148			
Forstbezirk H. Blatná	1 577	1 073	1 262	-	1 298	233				
Lesy České republiky (Tschechischer Staatsforst) insgesamt	3 320	2 894	2 543	-	2 577	233	148	-	-	-
Stadtforst Kraslice	400	194	-	-	-	-				
Gemeindeforst Boží dar	105	-	-	-	-	-				
Stadtforst Jáchymov	-	428	544	-	807	-				
sonstige Eigentümer insgesamt	505	623	544	-	807	-	-	-	-	-
Westerzgebirge insgesamt	3 825	3 517	3 086	-	3 384	233	148	-	-	-



Abb. 3.2: Düngung geschädigter Bestände mit dem Flüssigdünger LamagMo - Horní Blatná, Bučinská cesta, 12.7.2001
(Foto: R. Novotný)

3.2 Erfolg der Kalkungen im Westerzgebirge

Im Rahmen der Vorbereitung von Maßnahmen zur chemischen Bodenverbesserung und deren Kontrolle wurden Bodenproben aus 497 Waldbeständen entnommen (Abb. 3.4). Wiederholte Probenahmen erfolgten nicht nur auf den gekalkten Flächen, sondern auch auf den ungekalkten Kontrollstandorten, die in den Forstbezirken Kraslice und Horní Blatná (Abb. 3.3) eingerichtet worden waren. Die im Westerzgebirge nach Ablauf von zwei, fünf und zehn Jahren nach der Waldkalkung eingetretenen Veränderungen im Chemismus der Waldböden wurden in mehreren Publikationen aufbereitet (FIALA et al. 2005, ŠRÁMEK et al. 2003, 2006a, 2006b, 2012).

Die Waldböden im Westerzgebirge sind stark versauert. Vor der Kalkung lag der pH-Wert (H_2O) der meisten Kalkungs- und Kontrollflächen zwischen 3,6 und 4,3 - also im Bereich stark sauer (einen pH-Wert von 3,5 hat z.B. Orangensaft). Der höchste Säuregehalt wurde im A-Horizont, am Übergang vom organischen in den mineralischen Teil des Bodens festgestellt (3,6-3,8). Bei der Kalkung aus der Luft werden die Wirkstoffe über die Oberfläche des Waldbodens zugeführt, weshalb die deutlichsten Veränderungen im organischen Auflagehorizont eintreten. Die mit Kalkungen und chemischen Maßnahmen der Bodenverbesserung einhergehenden Risiken bestehen im Allgemeinen darin, dass bei Verwendung von ungeeignetem, stark reaktivem Material wie etwa reinem Kalk oder bei einer Überdosierung (>9 t/ha) sprunghafte Veränderungen in Form einer deutlichen Beeinflussung der bodenbiologischen Aktivität, eines schnellen Abbaus des organischen Auflagematerials, einer Freisetzung von Stickstoff und weiteren Nährstoffen sowie einer Auswaschung dieser Nährstoffe aus dem Bodenprofil eintreten können. Auf armen und versauerten Standorten ist im organischen

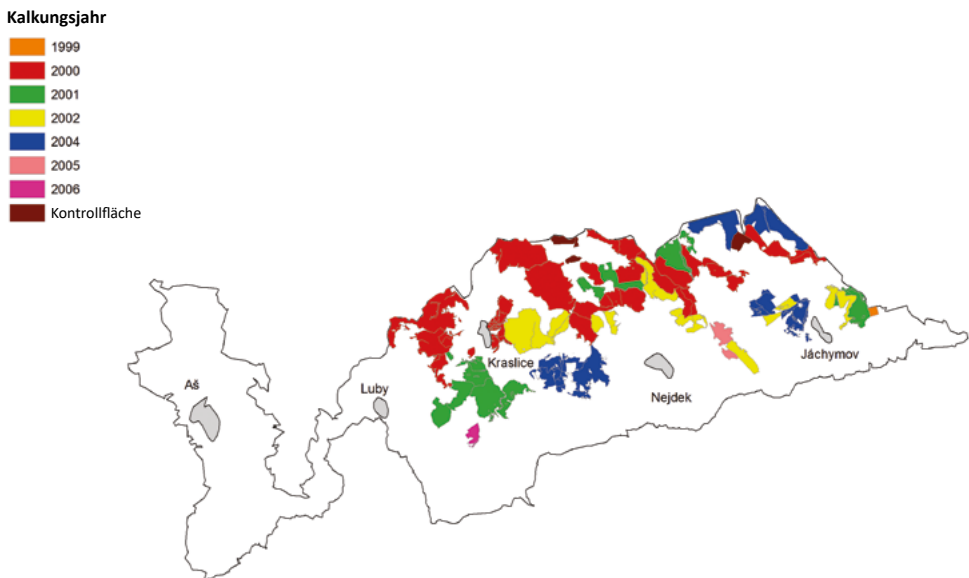


Abb. 3.3: Kalkungsflächen im Westerzgebirge in der Übersicht

Auflagehorizont jedoch das Gros an Nährstoffen für die Bäume gespeichert, weshalb schnelle Veränderungen der Bodenreaktion nicht wünschenswert sind. Wie aus Abb. 3.5 ersichtlich ist, hatte sich der Mittelwert des pH (H₂O)-Werts des organischen Auflagehorizonts (FH) zwei Jahre nach der Kalkung von 3,8 auf knapp 4,5 verschoben, also an die Grenze zwischen den Bereichen stark sauer und mäßig sauer. Von einer sprunghaften Veränderung kann somit nicht die Rede sein, und auch die Variabilität der Schwankungsbreite des Humus-pH-Werts hat insgesamt nicht zugenommen. Letzterer wird übrigens in erheblichem Maße durch die räumliche und zeitliche Veränderlichkeit dieser Größe bestimmt, d.h. die Säurestärke des Bodens kann bis zu einem gewissen Grad davon abhängen, wo genau und in welcher Jahreszeit die Bodenprobe genommen wurde. Nach Ablauf von etwa fünf Jahren nach einer Kalkung steigt der Säuregehalt wieder leicht an und der mittlere pH-Wert liegt bei 4,3. Der organische Auflagehorizont hat fünf Jahre nach der Kalkung noch immer einen signifikant höheren pH-Wert als zuvor. Nach weiteren fünf Jahren sinkt der pH-Wert weiter auf einen mittleren Wert von etwa 4,0. Dieser Wert ist zwar immer noch höher als der Wert vor der Kalkung, statistisch ist der Unterschied jedoch nicht mehr signifikant ($p = 0,0998$). Im organisch-mineralischen A-Horizont sind die Veränderungen im Säuregehalt weniger deutlich. Zwei Jahre nach der Kalkung steigt der pH-Wert von durchschnittlich 3,75 auf 3,8. Diese Veränderung ist statistisch nicht signifikant. Fünf Jahre nach der Kalkung ist der Mittelwert immer noch unverändert, doch wenn man die Veränderungen in der Variabilität der entnommenen Proben betrachtet, lässt sich die Verschiebung als bedeutend einstufen. Ein weiterer Rückgang der Bodenversauerung mit einem Anstieg des mittleren pH-Werts auf 3,9 lässt sich zehn Jahre nach der Kalkung beobachten. Es ist somit offensichtlich, dass die Wirkung des Eingriffs mit der Zeit auch im Mineralboden ankommt. Im tieferen B-Horizont, der bis in ca. 30 cm Bodentiefe reicht, ist eine statistisch nachweisbare Senkung der Bodenacidität erst zehn Jahre nach der Kalkung feststellbar. Die Veränderung ist jedoch keinesfalls bedeutend, es handelt sich um einen pH-Wert-Anstieg von lediglich 0,2 Punkten von 4,0 auf 4,2.

Calcium und Magnesium sind Nährelemente, die dem Boden bei einer Kalkung zugeführt werden. Es kann also davon ausgegangen werden, dass ihre Konzentration zumindest in den oberen

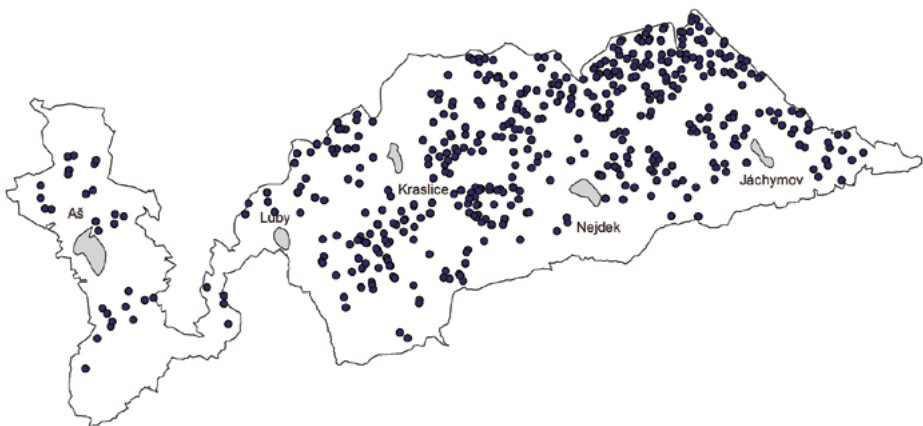


Abb. 3.4: Bodenproben-Entnahmestellen im Westerzgebirge

Bodenschichten zunimmt. Bei den derzeitigen Anforderungen, die an den verwendeten Dolomitmalk gestellt werden, und einer Gesamtdosierung von 3 t/ha gelangen durchschnittlich 30 g Magnesium und 75 g Calcium auf jeden Quadratmeter gekalkte Fläche. Die tatsächlichen Werte sind natürlich variabel, da der Fall des Kalkmaterials nicht nur von der verwendeten Streutechnik abhängt, sondern bei aviotechnischer Ausbringung auch davon, wie gut das Material die Kronenschicht der Bestände und die Bodenvegetation durchdringen kann. Die erwähnten Nährelemente werden darüber hinaus langsam in das Bodenmilieu abgegeben. Wie schnell sie in pflanzenverfügbarer Form vorliegen, hängt maßgeblich von der Korngrößenzusammensetzung und den mechanischen Eigenschaften des Dolomitmalks ab (MUSIL und PAVLÍČEK 2002). Die verfügbaren Mg-Gehalte und ihre Entwicklung über einen Zeitraum von zwei, fünf und zehn Jahren nach der Kalkung werden in Abbildung 3.6 veranschaulicht.

Anfangs sei erwähnt, dass in der Humussubstanz des organischen Auflagehorizonts FH viel mehr Nährstoffe enthalten sind als im Mineralboden. Dies rührt daher, dass die Nährstoffe aus Pflanzenmaterial freigesetzt werden, d.h. aus Blättern, Nadeln und sonstigen, in unterschiedlichen Umwandlungsstufen vorliegenden Pflanzenresten. Aus dem Abbau dieses Materials resultieren

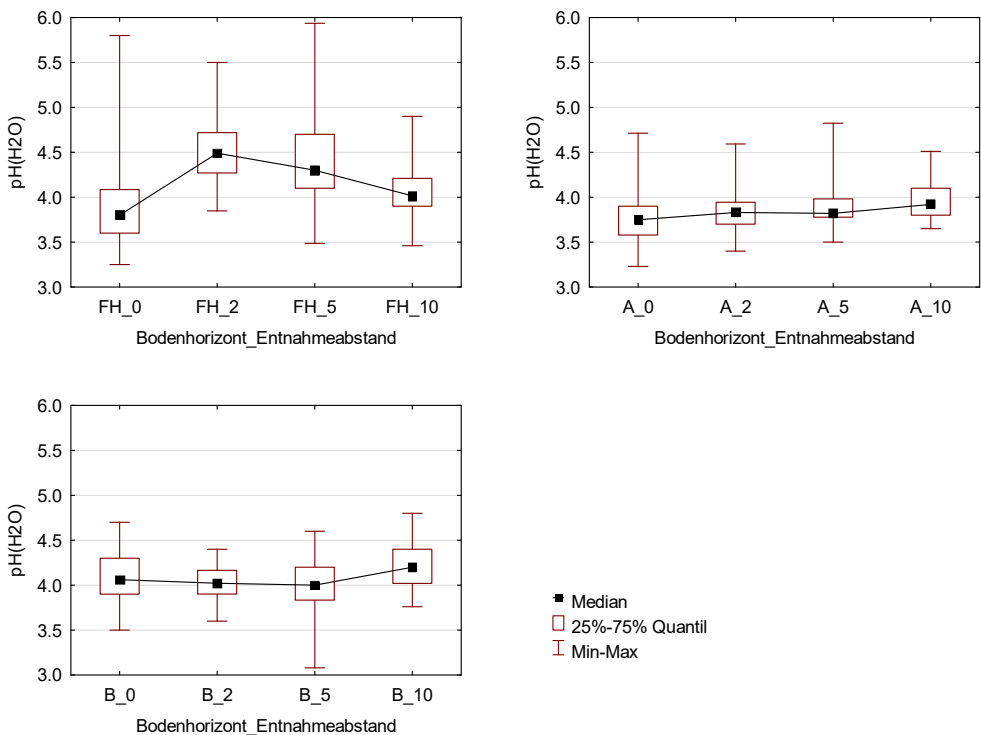


Abb. 3.5: pH-Wert (H₂O) in der Humusschicht (FH), im mit organischer Substanz angereicherten mineralischen Horizont (A) und in der mineralischen Bodenschicht bis ca. 30 cm Tiefe (B) vor der Kalkung (_0) und zwei (_02), fünf (_05) und zehn (_10) Jahre danach

also die hohen Nährstoffgehalte in diesem Bodenhorizont und auch deren ausgeprägte Variabilität. In Bezug auf das verfügbare Calcium lässt sich feststellen, dass im Humus vor der Kalkung im Mittel etwa 700 mg/kg Calcium vorhanden waren. Bei einem Viertel der Proben lag dieser Wert jedoch bei über 2000 mg/kg. Zwei Jahre nach der Kalkung waren die Calciumgehalte deutlich gestiegen, der Mittelwert hatte sich nahezu verdreifacht. Bei den darauffolgenden Probenahmen, die im Abstand von fünf und zehn Jahren nach der Behandlung durchgeführt wurden, sank der Wert wieder allmählich. Zehn Jahre nach der Kalkung lag der Median des in der Humusschicht verfügbaren Ca-Gehalts bei 2000 mg/kg, wobei dieser Wert immer noch signifikant höher ist als vor der Ausbringung. Auch der mineralische Oberboden (A-Horizont) wird in gewissem Umfang durch die organische Substanz aus dem organischen Auflagehorizont beeinflusst. Dennoch sind in ihm weitaus weniger verfügbare Nährstoffe enthalten. Der Ca-Gehalt lag in den meisten vor der Kalkung genommenen Proben unterhalb der Mangelgrenze (140 mg/kg). Zwei Jahre und auch noch fünf Jahre nach der Kalkung war die Situation erheblich besser - die Mittelwerte des Ca-Gehalts näherten sich 200 mg/kg (was immer noch einem niedrigen Ca-Gehalt entspricht). Nach Ablauf von zehn Jahren ähnelte die Situation bereits wieder dem Zustand vor der Kalkung. In der tiefer liegenden Mineralbodenschicht B wurden nach der Kalkung keine Veränderungen im Hinblick auf den verfügbaren Ca-Gehalt festgestellt.

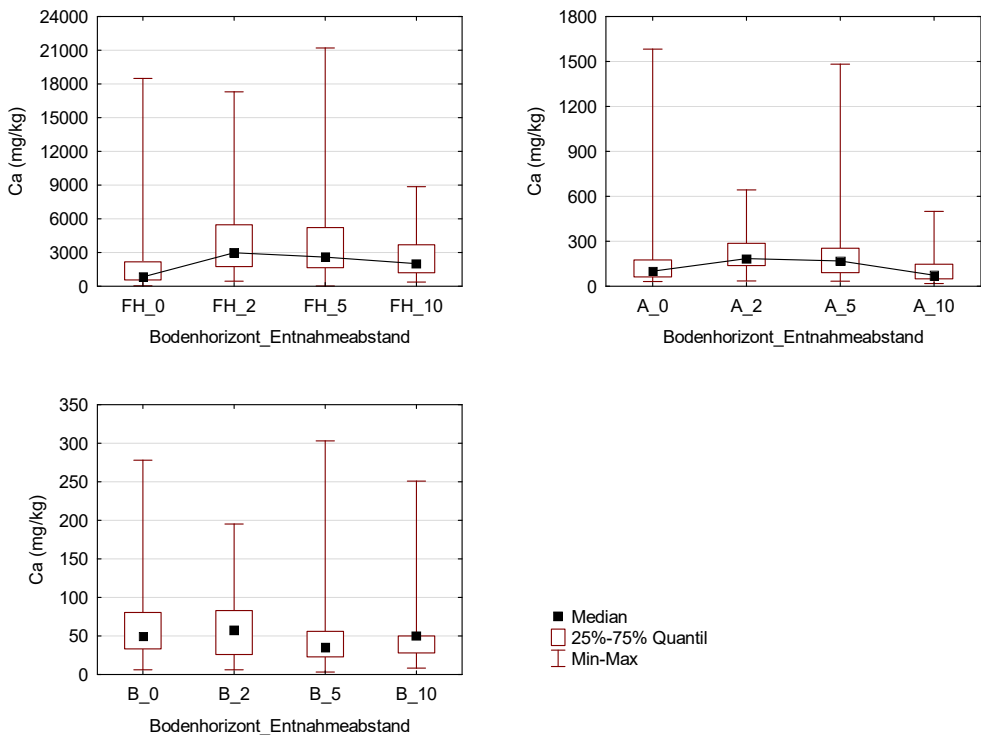


Abb. 3.6: Verfügbarer Ca-Gehalt in der Humusschicht (FH), im mit organischer Substanz angereicherten mineralischen Horizont (A) und in der mineralischen Bodenschicht bis ca. 30 cm Tiefe (B) vor der Kalkung (_0) und zwei (_02), fünf (_05) und zehn (_10) Jahre danach

Magnesium ist ein Nährelement, dessen Beeinflussung durch die Kalkung für uns von großem Interesse ist, da die Vergilbung der Bestände insbesondere auf einen kritischen Mg-Mangel in den Nadeln zurückzuführen war. Magnesium bildet das Zentralatom des Chlorophylls, des grünen Farbstoffs in den Pflanzen. Magnesium ist im Pflanzengewebe und im Ökosystem in der Regel wesentlich besser beweglich als Calcium. Es kann in Pflanzen bis zu einem gewissen Grad zwischen Vegetationsorganen verschiedenen Alters verlagert werden. Andererseits kann es jedoch auch durch saure Niederschläge direkt aus den Blättern ausgewaschen werden. Die Veränderungen im verfügbaren Mg-Gehalt der Humusauflage (Abb. 3.7) sind der bei Calcium zu beobachtenden Entwicklung sehr ähnlich. Eine deutliche Zunahme des Mg-Gehalts ist sowohl zwei als auch fünf Jahre nach der Kalkung feststellbar. Nach zehn Jahren gingen die Gehalte langsam zurück, waren jedoch immer noch wesentlich höher als vor dem Eingriff. Im organisch-mineralischen A-Horizont lag der Mg-Gehalt der meisten Proben vor der Kalkung unterhalb der Mangelgrenze (20 mg/kg). Zwei Jahre nach der Kalkung hatte sich bei den verfügbaren Mg-Gehalten bereits eine deutliche Verbesserung eingestellt, und die meisten Proben lagen im Bereich mittlerer Mg-Versorgung (40-90 mg/kg). Zehn Jahre nach der Kalkung waren die Mg-Gehalte rückläufig, jedoch immer noch deutlich höher als zuvor.

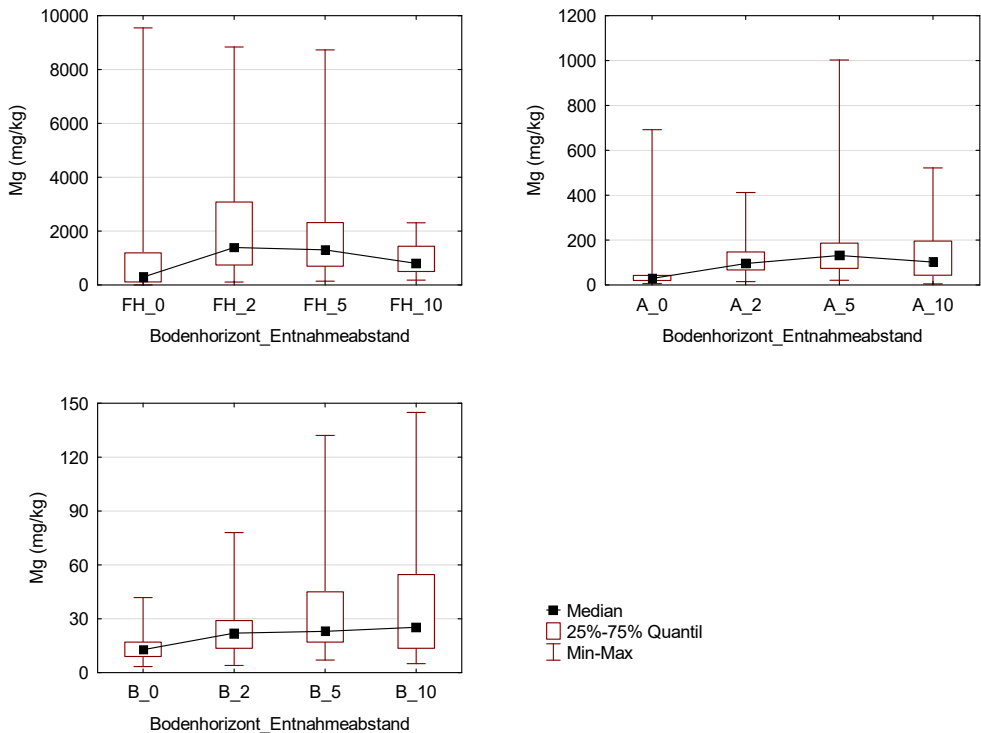


Abb. 3.7: Verfügbare Mg-Gehalt in der Humusschicht (FH), im mit organischer Substanz angereicherten mineralischen Horizont (A) und in der mineralischen Bodenschicht bis ca. 30 cm Tiefe (B) vor der Kalkung (_0) und zwei (_02), fünf (_05) und zehn (_10) Jahre danach

Anders als bei Calcium ist bei Magnesium auch in der tieferen Mineralbodenschicht B eine statistisch signifikante Verbesserung der verfügbaren Vorräte zu beobachten. Zwar sind die absoluten Werte immer noch relativ niedrig, doch liegt mehr als die Hälfte der entnommenen Proben nach Ablauf von zwei, fünf und zehn Jahren nach der Kalkung immerhin noch über der Mangelgrenze.

Die positiven Veränderungen im Gehalt basischer Nährelemente treten im Vergleich zu den Kontrollflächen, auf denen nicht in den Bodenchemismus eingegriffen wurde, deutlich hervor. Im organischen Auflagehorizont lässt sich hier für den Zeitraum 2000-2010 keine Veränderung im Gehalt verfügbarer Nährelemente feststellen. Die im Mineralboden verfügbaren Ca- und Mg-Gehalte sind in Abb. 3.8 dargestellt. Hier setzt sich die negative Tendenz bei beiden Nährstoffen fort. Die bei Probenahmen in den Jahren 2005 und 2010 festgestellten verfügbaren Ca- und Mg-Gehalte im Mineralboden liegen unter denen der Jahre 2000 und 2002, wobei die Differenz statistisch signifikant ist. Im tiefer liegenden mineralischen B-Horizont wiesen im Jahr 2005 zudem alle Proben einen akuten Ca- und Mg-Mangel auf. Auch 2010 war dies bei der absoluten Mehrheit der analysierten Proben der Fall.

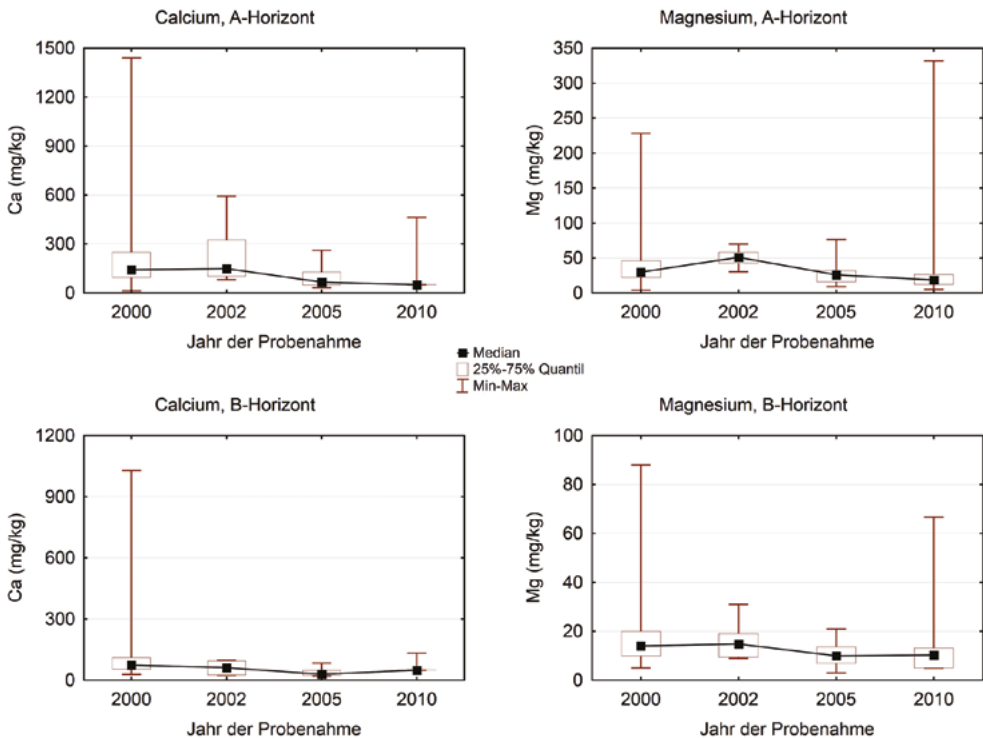


Abb. 3.8: Verfügbarer Ca- und Mg-Gehalt auf den ungekalkten Kontrollflächen, im mit organischer Substanz angereicherten mineralischen Horizont (A) und in der mineralischen Bodenschicht bis ca. 30 cm Tiefe (B), Jahre 2000-2010

Neben der Entwicklung des Nährstoffhaushalts der Waldböden interessiert uns natürlich auch, wie sich die Baumernährung auf den gekalkten Standorten entwickelt. Dies lässt sich anhand der Ergebnisse von Nadel- und Blattanalysen herleiten. Bei immergrünen Nadelbäumen werden standardmäßig mindestens zwei Nadeljahrgänge untersucht. Im jüngsten ersten Nadeljahrgang sind in der Regel die höchsten Gehalte mobiler Nährelemente wie etwa Stickstoff, Kalium und Magnesium festzustellen. In älteren Nadeln sind hingegen die Magnesiumgehalte höher. Darüber, wie es um die Versorgung mit den meisten Nährstoffen und Mikroelementen bestellt ist, gibt die Analyse des ersten Nadeljahrgangs Aufschluss. Ein Magnesiummangel kann jedoch oft erst anhand von Untersuchungen des zweiten Jahrgangs festgestellt werden. Da Magnesium im Pflanzengewebe leicht beweglich und darüber hinaus sehr wichtig ist, werden vorrangig die jüngsten Nadeln mit diesem Nährelement versorgt. Ein ausgeprägter Mg-Mangel ist daran erkennbar, dass der erste Nadeljahrgang zwar grün ist, die älteren Jahrgänge jedoch nach und nach gelb werden und abfallen (Abb. 3.9).



Abb. 3.9: Typisches Zeichen von Mg-Mangel - die jüngsten Triebe bleiben grün, die älteren Nadeln werden gelb und fallen nach und nach ab

Bei der Untersuchung des ersten Nadeljahrgangs werden auch in solchen Fällen Mg-Werte im Übergangsbereich zwischen niedrigem Mg-Gehalt und Mg-Mangel (700 mg/kg) festgestellt. Erst die Untersuchungsergebnisse des zweiten Jahrgangs sind maßgeblich. Sie können auch nahe am physiologischen Minimum, also an der Grenze der Lebensfähigkeit der Nadeln liegen (≈ 350 mg/kg). (Foto: R. Novotný)

Die Mittelwerte des Ca- und Mg-Gehalts in den Nadeln waren in den Proben, die zwei und fünf Jahre nach der Kalkung entnommen wurden, stark angestiegen. Zehn Jahre nach der Ausbringung war der Ca-Gehalt wieder gesunken und sein Median unterschied sich nicht mehr signifikant vom Ausgangszustand. Die Mg-Gehalte in den Nadeln waren hingegen auch nach zehn Jahren noch auf hohem Niveau (höher als zwei Jahre nach der Kalkung) und unterschieden sich statistisch signifikant von dem Zustand vor der Behandlung. Um die Wirkung der durchgeführten Maßnahmen beurteilen zu können, sind jedoch nicht nur Verschiebungen der Durchschnittswerte von Interesse, sondern auch der Ernährungszustand der Bäume in den einzelnen Beständen. Abb. 3.10 zeigt - nach erstem und zweitem Nadeljahrgang getrennt - die Entwicklung der Ca- und Mg-Ernährung der entnommenen Proben. Am Ca-Gehalt im ersten Nadeljahrgang ist ersichtlich, dass zwei Drittel der bewerteten Waldbestände vor der Kalkung eine unzureichende Versorgung mit diesem Nährelement aufwiesen. Zwei Jahre nach der Kalkung waren es nur noch 20 % und fünf Jahre danach sank der Anteil der unter Ca-Mangel leidenden Bestände auf lediglich 5 %. Zehn Jahre nach der Meliorationsmaßnahme war der Anteil der unzureichend ernährten Waldbestände immer noch um ein Drittel geringer als zuvor, wenngleich sich die Mittelwerte des Ca-Gehalts in den Nadeln nicht mehr statistisch signifikant unterschieden. Im zweiten Nadeljahrgang lässt sich ein zunehmender Anteil von Beständen mit gutem Ernährungszustand beobachten, der auch noch zehn Jahre nach der Kalkung stabil bleibt.

Vor der Behandlung waren 40 % der aus Fichtenbeständen entnommenen Proben auch im ersten, normalerweise gut versorgten Nadeljahrgang unzureichend mit Magnesium ernährt. Dieser Zustand änderte sich grundlegend. Fünf und zehn Jahre nach der Kalkung wurde bereits kein Mg-Mangel mehr festgestellt. Zehn Jahre nach der Kalkung wies die absolute Mehrheit der Proben sogar eine

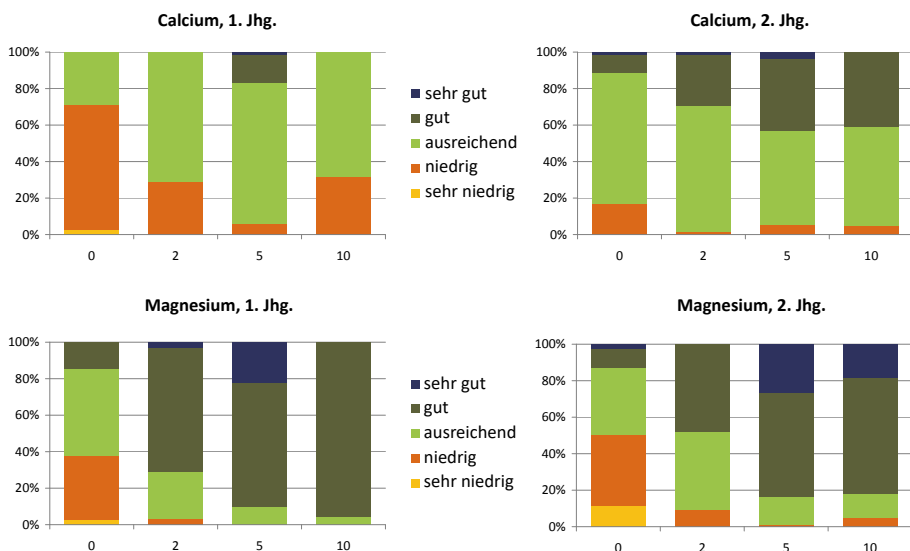


Abb. 3.10: Ca- und Mg-Ernährung der Waldbestände nach einzelnen Ernährungsklassen bei Probenahmen vor der Kalkung (0) und zwei (2), fünf (5) und zehn Jahre (10) später, gemessen im ersten (1. Jhg.) und zweiten (2. Jhg.) Nadeljahrgang

gute Mg-Ernährung auf. Eine ähnlich positive Entwicklung ließ sich auch im zweiten Nadeljahrgang beobachten. Hier war die Hälfte der Proben vor der Kalkung von Mg-Mangel betroffen, wobei der Mg-Gehalt in 10 % der Fälle unter 400 mg/kg und somit unterhalb der Grenze für eine kritische Mangelerscheinung lag. Zehn Jahre nach der Maßnahme hingegen überwog eindeutig die Zahl der Bestände mit guter Mg-Ernährung.

In Kapitel 1 wurde das Risiko einer möglichen Verschlechterung der Stickstoffernährung infolge von Kalkungsmaßnahmen erwähnt. Wenn ungeeignetes Material verwendet wird oder die Dosierung zu hoch ist, wird Stickstoff zu schnell aus der Humusschicht abgegeben und in tiefere Bodenschichten ausgewaschen, was zu einem N-Mangel bei den Bäumen führt. Die im Westerzgebirge durchgeführten Nadelanalysen haben jedoch ergeben, dass sich die N-Ernährung zehn Jahre nach der Kalkung wesentlich verbessert hatte (Abb. 3.11). Besonders deutlich erkennbar ist diese Verbesserung am zweiten Nadeljahrgang, wo drei Viertel der Proben ursprünglich eine unzureichende N-Ernährung aufwiesen. Innerhalb von zehn Jahren nach der Kalkung hatte sich die Situation in beiden Nadeljahrgängen verbessert. Gegenwärtig ist die N-Ernährung in den allermeisten Proben des ersten Nadeljahrgangs gut. Im zweiten Jahrgang ist dieser Zustand am stärksten ausgeprägt, lediglich in annähernd 10 % der älteren Nadeln sind die Stickstoffgehalte nach wie vor gering. Stickstoff ist in Dolomitkalk nicht enthalten. Die bei der Versorgung mit diesem Nährelement zu beobachtenden positiven Veränderungen sind also auf eine verbesserte biologische Aktivität in den oberen Bodenschichten, eine bessere Verfügbarkeit von Stickstoff aus der organischen Substanz der Humusschicht und nicht zuletzt auf die Verbesserung des physiologischen Zustands der Bäume zurückzuführen.

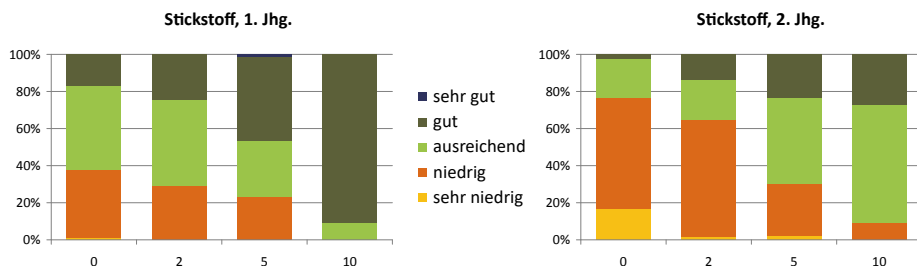


Abb. 3.11: N-Ernährung der Waldbestände nach einzelnen Ernährungskategorien bei Probenahmen vor der Kalkung (0) und zwei (2), fünf (5) und zehn Jahre (10) später, gemessen im ersten (1. Jhg.) und zweiten (2. Jhg.) Nadeljahrgang

4 Waldkalkung im Osterzgebirge

Im Osterzgebirge überwiegen Höhenlagen zwischen 700 und 900 m ü. NN. Niedrigere Lagen treten lediglich auf 39 % des Gebietes, höhere nur auf 5 % des Gebietes auf. Dies liegt darin begründet, dass die durch die Verwerfung verursachte Abdachung im Ostteil viel kürzer und steiler ist als im Westen, und dass das Gelände mit Ausnahme kurzer, tief eingeschnittener Täler wesentlich weniger stark gegliedert ist als im westlichen Teil. Geologisch gesehen besteht das Osterzgebirge vornehmlich aus „dichten Gneisen“, also homogenen, quarz- und feldspatreichen Paragneisen. Eine weitere bedeutende geologische Einheit im Osterzgebirge ist die sog. Preßnitz-Gruppe, ein geologisch vielfältiges Gebiet, in dem sich feldspat- und quarzreiche Paragneise oft in schmalen Streifen mit Zweiglimmer-Paragneisen oder -Schiefern abwechseln. An manchen Stellen der Kammregion treten Basaltaufschlüsse zu Tage.



Abb. 4.1: Ersatzbestände im Osterzgebirge (Foto: Archiv des VÚLHM, Jan Vondra)

Was den Nährstoffhaushalt betrifft, bieten die geologischen Gegebenheiten im östlichen Teil des Erzgebirges günstigere Ausgangsbedingungen als im westlichen Teil. In der relativ ebenen Kammregion kommen vorwiegend Podsole und Semipodsole vor. In den niedrigeren Lagen sind auch Waldbraunerden häufig vertreten. Eutrophe Waldbraunerden kommen auch im Bereich der Basaltaufschlüsse vor (KOZÁK 2009). Auf den Hochflächen in Kammnähe gibt es eine Reihe von Standorten mit gehemtem Wasserabfluss (oft in sog. Kältelöchern), auf denen vorübergehend oder dauerhaft nasse Böden, d.h. Pseudogleye, Gleye und mitunter auch Torfböden, anzutreffen sind. Bedeutende Moore gibt es in der Umgebung der Orte Hora Svatého Šebestiána (Sankt Sebastiansberg) (z.B. NPR Novodomské rašeliniště) und Cínovec (Böhmisches Zinnwald) (PR Cínovecké rašeliniště) sowie der Talsperre Fláje. Auch im Osterzgebirge überwiegt in forsttypologischer Hinsicht die saure ökologische Reihe. Im Gegensatz zum Westteil sind hier jedoch frische Standorte der edaphischen Übergangskategorie stärker vertreten. Das Baumartengefüge des Osterzgebirges hat sich aufgrund des Waldsterbens in den 1970er und 1980er Jahren komplett verändert (Abb. 4.1). Die Gemeine Fichte ist hier nur mit 29,3 % vertreten. In den Ersatzbeständen auf ehemaligen, durch Immissionschäden entstandenen Kahlflecken kommen die Stech-Fichte und andere exotische Fichten recht häufig vor (14,2 %). Ebenfalls hoch ist der Anteil der Lärche (7,9 %). Von den Laubbäumen ist die Birke am meisten verbreitet (19,1 %), weitere wichtige Laubbäume sind Buche und Eiche (9,7 % und 3,3 %). Was den Zustand der Ersatzbestände betrifft, so macht dieser mitunter dramatische Entwicklungen durch. 1997 etwa kam es zu einer weitreichenden Schädigung der bis dahin relativ vitalen Birkenbestände.



Abb. 4.2: Von *Gonyoderma piceae* befallene Stech-Fichten-Bestände (Foto: V. Pešková)

In den letzten vier Jahren werden die Knospen der bislang widerstandsfähigen Stech-Fichte von dem Schadpilz *Gemmamyces piceae* befallen (Abb. 4.2). Gegenwärtig werden diese Bestände umgebaut, wodurch sich auch die Baumartenzusammensetzung der Wälder in diesem Gebiet grundlegend verändert.

Im Osterzgebirge wurden zwei Gebiete zu NATURA-2000-Vogelschutzgebieten erklärt, und zwar die Gebiete „Východní Krušnohoří“ (16.368 ha) und „Novodomécké rašeliniště - Kovářská“ (15.963 ha). An den Hängen des Erzgebirges befindet sich das FFH-Gebiet „Východní Krušnohoří“ (14.635 ha). In der Kammregion gibt es zudem weitere kleinere Schutzgebiete dieser Art, von den bedeutenderen seien z.B. „Novodomécké a Polské rašeliniště“ (2.510 ha) und „Klínovecké Krušnohoří“ (1.195 ha) erwähnt.

4.1 Geschichte der Waldkalkung im Osterzgebirge

Wie bereits mehrfach erwähnt nahmen die in den 1970er und 1980er Jahren durch Immissionen verursachten Waldschäden im Osterzgebirge ein weitaus verheerenderes Ausmaß an als in anderen Regionen der Tschechischen Republik. Dies war einerseits auf die unmittelbare Nähe großer Verschmutzungsquellen in den Becken im Erzgebirgsvorland zurückzuführen, andererseits auf das Gebirgsrelief, welches in bedeutendem Maße für die Anhäufung der Schadstoffe im Kammbereich mitverantwortlich war. Auf fast 40.000 ha Waldboden kam es damals zu einem raschen Absterben der Waldbestände. Die beschädigten Bestände wurden vom Anfang der 1970er bis über die Hälfte der 1980er Jahre hinaus in mehreren Stufen flächenhaft gerodet. Auf einem Teil der Flächen wurde der Boden vor dem Anlegen neuer Bestände mechanisch vorbereitet. Auf vernässten Standorten bestand diese Vorbereitung in der Entwässerung, andernorts wurde der Schlagabraum zu Wällen zusammengeschoben, zwischen denen Bäume angepflanzt wurden (Abb. 1.1). Auf manchen Flächen wurde auch die obere Humusschicht zu Wällen zusammengeschoben, da man davon ausging, dass sie am stärksten von Schadstoffen kontaminiert war. Hierdurch kam es jedoch zu einer Verarmung der bewaldeten Standorte an organischen Stoffen und den meisten Nährelementen, insbesondere an Stickstoff und Phosphor (PODRÁZSKÝ et al. 2003, KULHAVÝ et al. 2008). Später wurden Bulldozer mit Rodungspflug eingesetzt, die den Großteil des organischen Materials an Ort und Stelle beließen. Des Weiteren wurden im Erzgebirge für die Bodenvorbereitung auch Bagger verwendet, die Furchen oder Gräben für die Pflanzung anlegten. Im gesamten Gebiet fanden in den Jahren 1978-1991 verhältnismäßig umfangreiche Kalkungen statt, die in Kapitel 1.3 näher beschrieben sind. Der größere Teil dieses Abschnitts des Erzgebirgskamms wurde ein- bis zweimal gekalkt. Zusätzlich zur bodengebundenen oder aviotechnischen Ausbringung von Kalkung wurden die Anpflanzungen mit unterschiedlichen Düngern behandelt, welche entweder flächenhaft oder als Beigabe in die Pflanzgrube und später auch in Form von Düngetabletten appliziert wurden. In einigen Fällen wurden überdies spezielle Düngeverfahren lokal getestet, wie etwa die Anwendung von Alginaten oder die Einarbeitung von Düngern und organischer Substanz durch Einfräsen (KULHAVÝ et al. 2001).

Ende der 1990er Jahre zeigten sich im Osterzgebirge keine so markanten Gelbfärbungen und Schädigungen der Waldbestände wie im westlichen Teil. Entsprechende Anzeichen waren vereinzelt

im Forstbezirk Klášterec nad Ohří in der Nähe des Klínovec sowie in den noch vorhandenen Resten ausgewachsener Fichtenbestände zu beobachten. Die sich über weite Teile des Gebiets erstreckenden Ersatzbestände befanden sich jedoch in relativ jungen Entwicklungsstadien, in denen sich eine unzureichende Nährstoffversorgung meist noch nicht bemerkbar macht. 2002 wurden lediglich 295 ha des Forstbezirks Klášterec aus der Luft gedüngt (ausgebracht wurde der pulverförmige Langzeitdünger Silvamix® F4). Kalkungen hingegen wurden in den nächsten Jahren häufiger angewendet (Tab. 4.1, Abb. 4.3). Die Kalkungsparameter waren dieselben wie im Westerzgebirge. 2003 wurde im Forstbezirk Litvínov die terrestrische Ausbringung von Kalk getestet. Aufgrund der schlechten Zugänglichkeit der jungen Bestände erwies sich dieses Verfahren jedoch nicht als praktikabel, sodass der größte Teil des Auftrags letztendlich mithilfe von Luftfahrzeugen ausgeführt wurde.

Tab. 4.1: Kalkungsflächen im Osterzgebirge seit 2000 [ha]

	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2010
Forstbezirk Klášterec n.O	949	1 868	1 807	-	-	55	666	-	-	-
Forstbezirk Č. Hrádek	1 109	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Forstbezirk Litvínov	1 411	619	449	-	-	-	1 075	1 471	727	-
Forstbezirk Děčín	-	613	200	-	434	-	-	-	-	-
Lesy České republiky (Tschechischer Staatsforst) insgesamt	3 469	3 101	2 456	-	434	55	1 741	1 471	727	-
Stadtforst Chomutov	-	-	-	-	-	-	94	99	-	-
Gemeindeforst Kryštofovy Hamry	440	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Stadtforst Jirkov	393	554	286	-	-	-	137	-	-	-
Gemeindeforst Hora sv. Kateřiny	-	-	197	-	-	-	-	-	-	-
Kommanditgesellschaft Jezeří	134	276	601	-	-	-	144	-	413	-
Stadtforst Most	-	-	1 020	-	-	-	712	-	-	-
Gemeindeforst Krupka	-	74	-	-	44	-	-	-	-	-
Gemeindeforst Mikulov	-	6	-	-	-	-	-	-	-	-
Honík	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-
Polesí Střekov a.s.	-	-	136	-	-	-	-	-	-	-
sonstige Eigentümer insgesamt	967	912	2 240	-	44	-	1 088	99	413	-
Westerzgebirge insgesamt	4 436	4 013	4 695	-	478	55	2 829	1 570	1 140	-

4.2 Erfolg der Kalkungen im Osterzgebirge

Im östlichen Teil des Erzgebirges wurden sowohl bei der Vorbereitung von Kalkungsmaßnahmen als auch bei der anschließenden Kontrolle ihrer mittelfristigen Wirksamkeit Waldbodenproben genommen. Insgesamt wurden 609 Bestände beprobt (Abb. 4.4). Auch im Osterzgebirge wurden zu Vergleichszwecken sog. Kontrollstandorte festgelegt, in denen keine Behandlung stattfand (Abb. 4.3). Die Ergebnisse der Kalkungen und Düngungen im Osterzgebirge sind sowohl im Rahmen großflächig durchgeführter Kalkungen wie auch spezieller Versuche von etlichen Autoren untersucht worden (z.B. FIALA et al. 2005, KOUBA und KLÁN 2006, KULHAVÝ et al. 2001, PODRÁZSKÝ 2001, PODRÁZSKÝ et al. 2002, PODRÁZSKÝ und REMEŠ 2006, ŠRÁMEK et al. 2006b, 2012 u.a.).

Die im Osten des Erzgebirges vorherrschenden Bodenbedingungen sind besser als im Westen. Bedingt ist dies einerseits durch die günstigeren Eigenschaften der Gesteine, auf denen sich die Waldböden entwickelt haben. Andererseits liegt es aber auch daran, dass ein größerer Teil des Erzgebirgskamms in der Zeit des schlimmsten Waldsterbens in den 1980er Jahren bereits keine ausgewachsenen Bestände mehr vorzuweisen hatte, die saure Stoffe aus der Atmosphäre hätten „auskämmen“ können. Die Waldböden mussten also vielerorts weitaus weniger Säureeinträge aufnehmen als im westlichen Teil des Erzgebirges. Als weiterer Einflussfaktor sind die intensiveren Kalkungen der 1970er und 1980er Jahre anzusehen. Sie führten zu besseren Ausgangsbedingungen für die Kalkungen in den Jahren 2000-2008. Die Tatsache, dass im Osterzgebirge in der Vergangenheit unterschiedliche Kalkmengen ausgebracht, unterschiedliche Düngungsarten kombiniert und mehrere Arten der mechanischen Bodenvorbereitung verwendet wurden, führt zu einer hohen Variabilität der

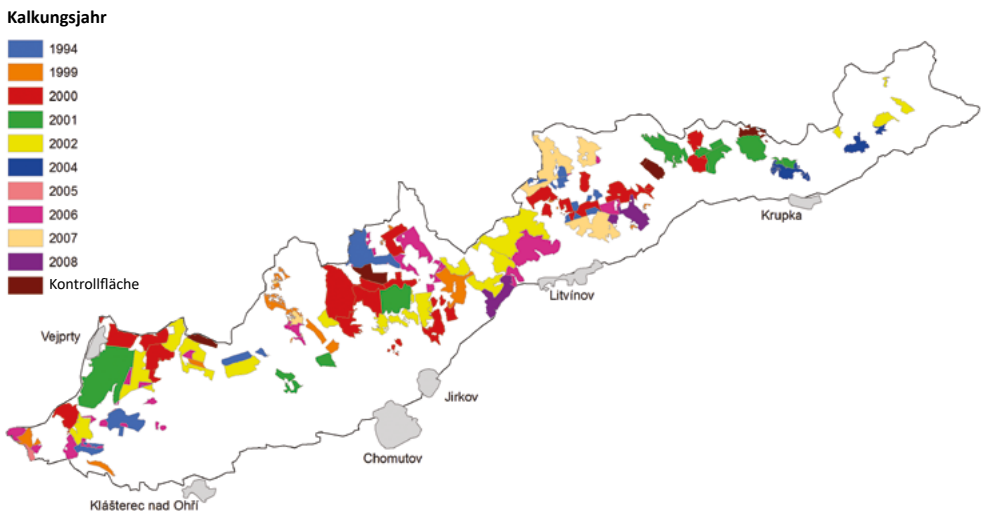


Abb. 4.3: Kalkungsflächen im Osterzgebirge seit dem Jahr 2000

vorhandenen Daten, welche die statistische Auswertung der Bodenerhebungen sowie die Abbildung der Bodeneigenschaften in gewisser Weise erschwert (KULHAVÝ et al. 2008).

Abbildung 4.5 lässt erkennen, dass der Versauerungsgrad vor der Kalkung niedriger war als im Westerzgebirge. Der Median des pH-Werts (H_2O) im organischen Auflagehorizont erreichte vor der Ausbringung einen Wert von 4,5. Eine Hälfte der entnommenen Proben fiel also in den Bereich stark sauer und eine Hälfte in den Bereich mäßig sauer. Zwei Jahre nach der Kalkung war der mittlere pH-Wert auf 4,8 gestiegen, somit war eine statistisch signifikante Veränderung eingetreten. Die meisten Proben fielen jetzt in den Bereich mäßig sauer. Fünf und zehn Jahre nach der Kalkung konnte bereits keine Veränderung gegenüber dem Ausgangszustand mehr festgestellt werden. Dem gegenüber wurden weder im organisch-mineralischen A-Horizont noch im mineralischen B-Horizont Veränderungen in der Säurestärke beobachtet.

Ähnlich verhält es sich auch in Bezug auf basische Kationen. Der Median des verfügbaren Ca-Gehalts im organischen Auflagehorizont lag vor der Kalkung bei 2000 mg/kg, wobei die Werte extrem weit auseinander lagen (Abb. 4.6). Man muss sich jedoch die besonderen Eigenschaften der organischen Auflage in Ersatzbeständen und insbesondere auf mechanisch vorbereiteten Flächen vor Augen halten. In aufgelockerten und verunkrauteten Beständen geraten Teile der Grasnarbe in die Proben, und auf vertikutierten Standorten zwischen Wällen gibt es oftmals praktisch gar keine Humusauflage. Zwei Jahre nach der Kalkung war es zu einem signifikanten Anstieg des Ca-Gehalts gekommen. Fünf und zehn Jahre danach wurden keine statistisch signifikanten Abweichungen vom Zustand vor der Kalkung mehr festgestellt. In den mineralischen Bodenschichten sind die Ca-Gehalte natürlich wesentlich niedriger, wengleich sie auch dort von einer sehr hohen Variabilität gekennzeichnet sind. Beim B-Horizont überwiegen Proben mit sehr niedrigem und niedrigem Ca-Gehalt. Gravierende Veränderungen im verfügbaren Ca-Gehalt konnten hier in den nach der Behandlung entnommenen Proben nicht festgestellt werden.

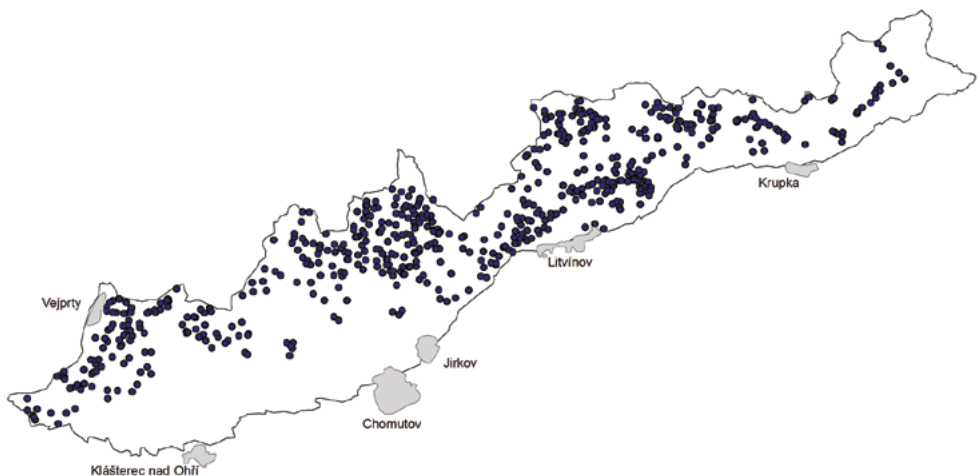


Abb. 4.4: Bodenproben-Entnahmestellen im Osterzgebirge

Auch die in der organischen Auflage­schicht ermittelten Gehalte verfügbaren Magnesiums sind im Osten des Erzgebirges sehr variabel (Abb. 4.7). Signifikant erhöht hatten sich diese lediglich in den Proben, die zwei Jahre nach der Kalkung genommen wurden. Im organisch-mineralischen A-Horizont am Übergang zwischen Humusschicht und Mineralboden stieg der Mg-Gehalt zwei Jahre nach der Kalkung deutlich an. Auch in den fünf und zehn Jahre nach der Kalkung genommenen Proben waren die Mittelwerte des verfügbaren Magnesiums höher als vor der Behandlung, die Unterschiede sind jedoch nicht mehr beweiskräftig. Gleiches gilt für die Situation im mineralischen B-Horizont. In dieser Bodenschicht weisen die meisten Standorte einen Mg-Mangel auf. Die Mittelwerte des Mg-Gehalts stiegen in den zwei und fünf Jahre nach der Kalkung genommenen Proben an. Zehn Jahre nach der Kalkung kam es zwar zu einem leichten Rückgang, der Median des verfügbaren Mg-Gehalts ist jedoch immer noch höher als vorher. Aufgrund der hohen Variabilität der Daten war jedoch keine dieser Veränderungen von statistischer Bedeutung.

Auf den beprobten Kontrollflächen im Osterzgebirge blieb der Gehalt verfügbaren Magnesiums in den mineralischen Horizonten in Jahren 2000-2010 gleich. Bei Calcium gab es im mineralischen B-Horizont und zwischen 2002 und 2010 im A-Horizont einen leichten Rückgang. Wie auch bei den gekalkten Flächen ist diese Tendenz statistisch nicht signifikant (Abb. 4.8).

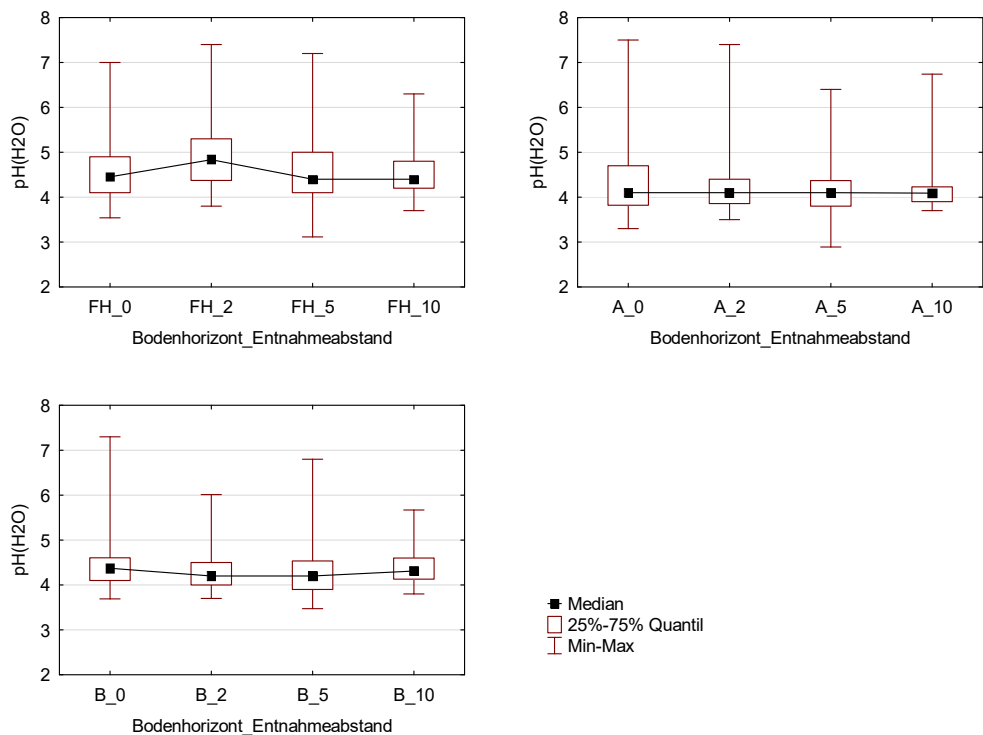


Abb. 4.5: pH (H₂O)-Wert in der Humusschicht (FH), im mit organischer Substanz angereicherten mineralischen Horizont (A) und in der mineralischen Bodenschicht bis ca. 30 cm Tiefe (B) vor der Kalkung (_0) und zwei (_02), fünf (_05) und zehn (_10) Jahre danach im Ostteil des Erzgebirges

Die Bodenchemie wird angesichts der hohen Variabilität der Bodenbedingungen im Osterzgebirge durch Kalkungen nicht so deutlich beeinflusst wie weiter westlich. In Abb. 4.9 und 4.10 sind die Ergebnisse der chemischen Untersuchung von Nadeln dargestellt, die auf den bewerteten Flächen entnommen wurden. Es zeigt sich eindeutig, dass Basenmangel trotz besserer Bodenbedingungen hier ein relativ weit verbreitetes Phänomen ist. Beim ersten Nadeljahrgang wirkten sich die durchgeführten Eingriffe kaum auf den Ca-Gehalt aus. Im fünften Jahr nach der Kalkung sank zwar der Anteil der im Mangelbereich liegenden Proben, zehn Jahre nach der Kalkung gab es jedoch mehr Bestände mit Ca-Mangel als vor der Behandlung. Eine deutlichere Wirkung zeigt sich beim zweiten Nadeljahrgang, wo sich das Defizit allmählich reduziert. Zehn Jahre nach der Kalkung wiesen alle entnommenen Nadelproben zumindest einen ausreichenden Ca-Gehalt auf.

Ähnlich wie im Westteil ist die Kalkungswirkung an den Mg-Gehalten deutlicher erkennbar. In den jüngsten Nadeln nimmt der Anteil der Proben mit Mangelerscheinungen allmählich ab und zehn Jahre nach der Kalkung ist bereits in keiner Probe mehr ein Mg-Mangel feststellbar. Im älteren Nadeljahrgang wies ursprünglich mehr als die Hälfte der Proben eine mangelhafte Mg-Ernährung auf.

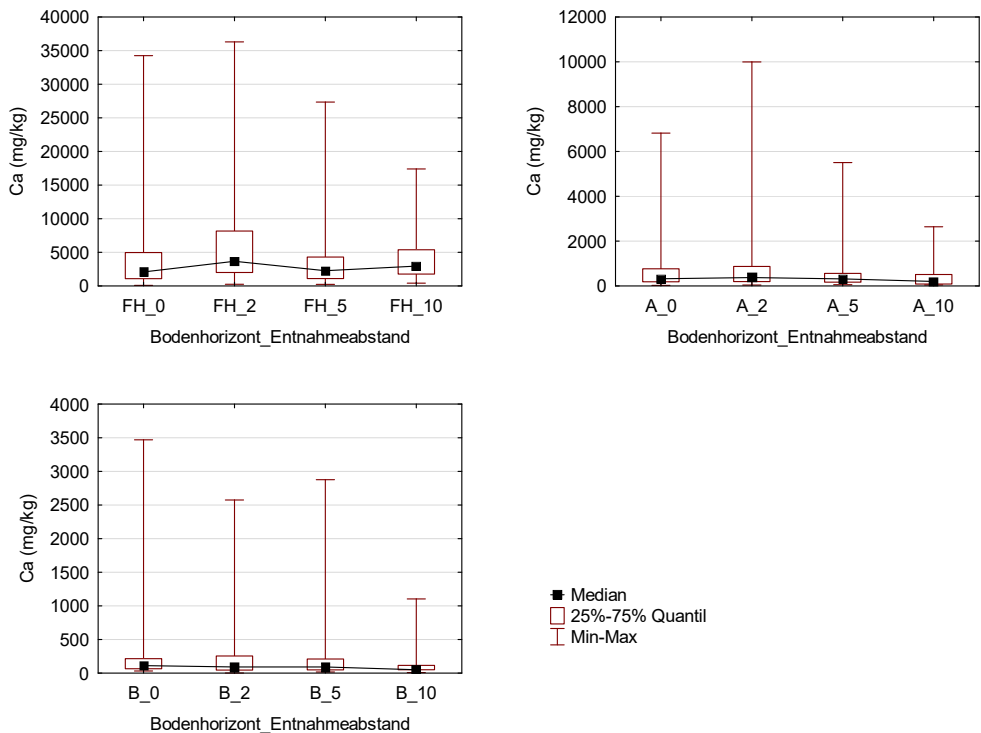


Abb. 4.6: Verfügbarer Ca-Gehalt in der Humusschicht (FH), im mit organischer Substanz angereicherten mineralischen Horizont (A) und in der mineralischen Bodenschicht bis ca. 30 cm Tiefe (B) vor der Kalkung (_0) und zwei (_02), fünf (_05) und zehn (_10) Jahre danach im Ostteil des Erzgebirges

Die Zahl der Proben mit unzureichender Mg-Versorgung sank mit der Zeit auf ein Drittel. Bestände, in denen ein kritischer Mangel an diesem Nährelement herrscht, kamen überhaupt nicht mehr vor.

Abgesehen von den Nährstoffen, die mit der Kalkung direkt zugeführt werden, lässt sich zudem in beiden Nadeljahrgängen eine verbesserte Stickstoffernährung (Abb. 4.10) und im zweiten Nadeljahrgang auch eine verbesserte Kaliumernährung beobachten. Diese positiven Effekte sind auf die erhöhte bodenbiologische Aktivität im organischen Auflagehorizont zurückzuführen.

Die Ergebnisse sind ein Indiz dafür, dass es sich beim Osten des Erzgebirges um ein besonderes Gebiet handelt. Der Nährstoffhaushalt kann hier auch in Zukunft mithilfe von Kalkungen positiv beeinflusst werden, und zwar insbesondere auf Böden, die in der Vergangenheit ihrer organischen Auflageschicht beraubt wurden. Speziell auf diesen Standorten ist jedoch darauf zu achten, dass auf den gekalkten Flächen funktionsfähige Waldbestände vorhanden sind, die die zugeführten Nährstoffe mit der Zeit in die sich neu bildende organische Auflage weiterleiten. Sowohl der Zustand der einzelnen Standorte als auch des gesamten Gebiets müssen weiterhin genauestens beobachtet werden, da die Nährstoffansprüche der neu aufwachsenden Waldbestände in den kommenden Jahrzehnten noch steigen werden.

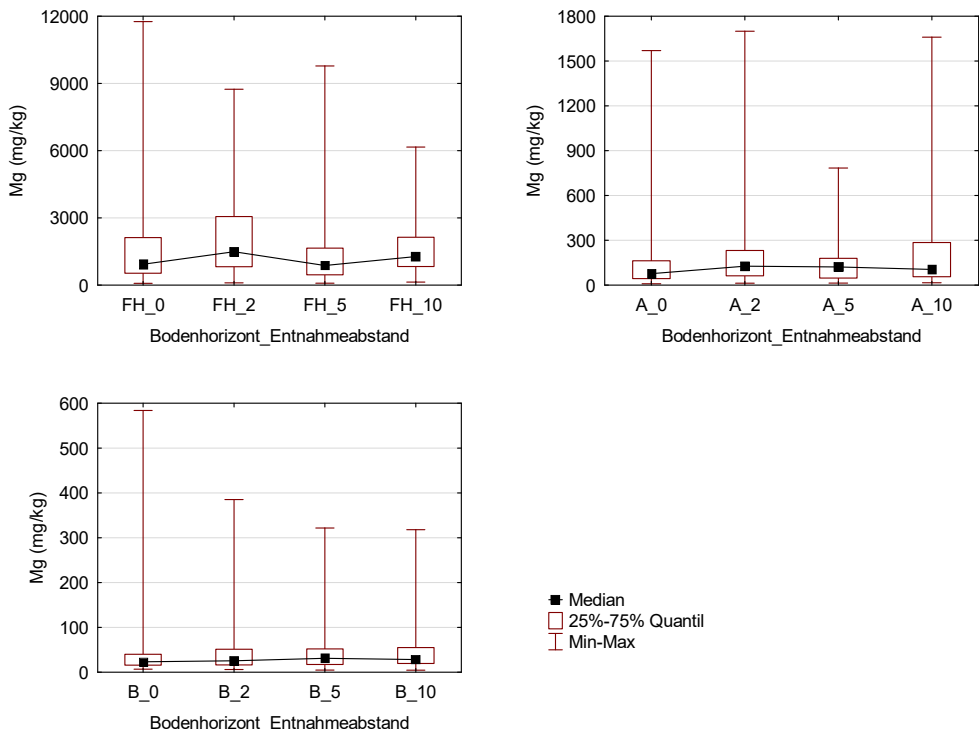


Abb. 4.7: Verfügbarer Mg-Gehalt in der Humusschicht (FH), im mit organischer Substanz angereicherten mineralischen Horizont (A) und in der mineralischen Bodenschicht bis ca. 30 cm Tiefe (B) vor der Kalkung (_0) und zwei (_02), fünf (_05) und zehn (_10) Jahre danach im Ostteil des Erzgebirges

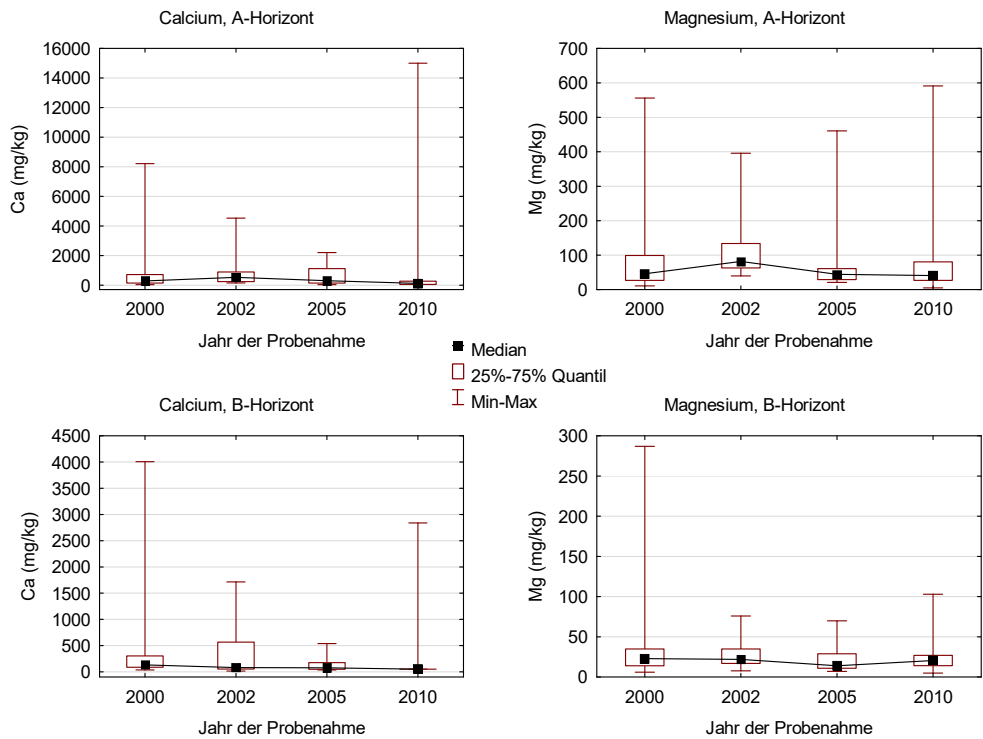


Abb. 4.8: Verfügbarer Ca- und Mg-Gehalt auf den Kontrollflächen, im mit organischer Substanz angereicherten mineralischen Horizont (A) und in der mineralischen Bodenschicht bis ca. 30 cm Tiefe (B), Jahre 2000-2010, Osterzgebirge

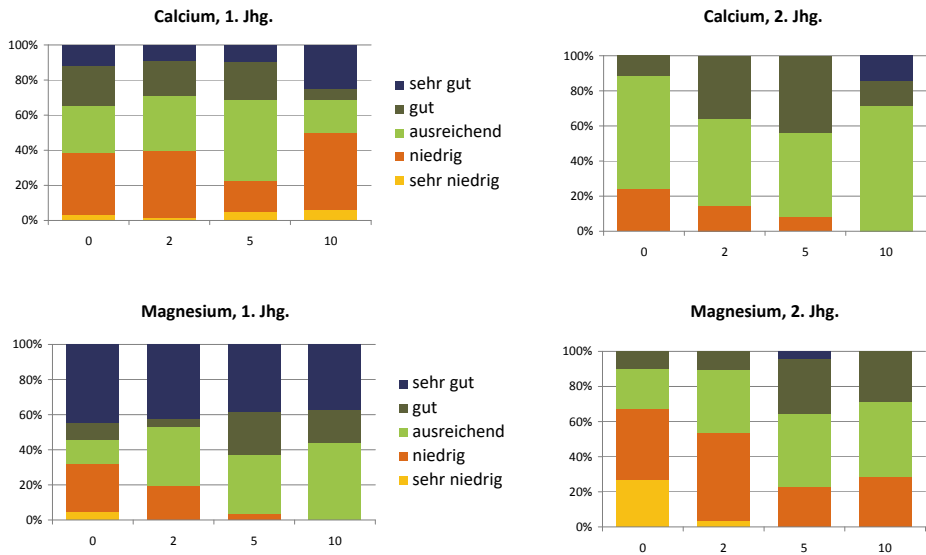


Abb. 4.9: Ca- und Mg-Ernährung der Waldbestände bei Probenahmen vor der Kalkung (0) und zwei (2), fünf (5) und zehn Jahre (10) später, gemessen im ersten (1. Jhg.) und zweiten (2. Jhg.) Nadeljahrgang, Osterzgebirge

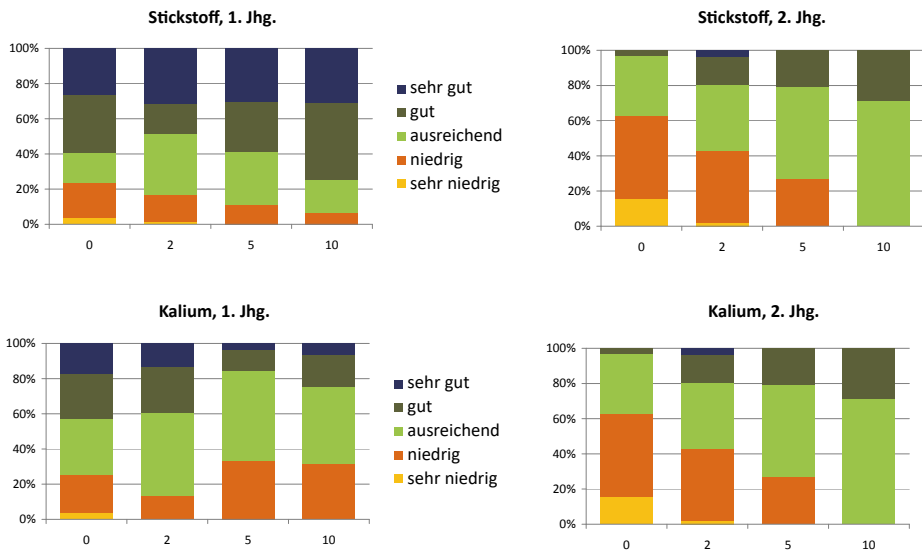


Abb. 4.10: N- und K-Ernährung der Waldbestände bei Probenahmen vor der Kalkung (0) und zwei (2), fünf (5) und zehn Jahre (10) später, gemessen im ersten (1. Jhg.) und zweiten (2. Jhg.) Nadeljahrgang, Osterzgebirge

5 Weitere seit dem Jahr 2000 gekalkte Waldgebiete

Neben dem Erzgebirge, wo in den Jahren 2000-2010 33408 ha Waldbestände gekalkt wurden, erfolgten kleinere Eingriffe auch in anderen Gebieten (Tab. 5.1). Im Adlergebirge wurden mehr als 7000 ha Wald gekalkt, im Forstbezirk Plasy waren es über 2000 ha und im Isergebirge über 1500 ha. In geringerem Umfang wurde Kalk auch im Ostteil des Böhmerwaldes, im Forstbezirk Jablunkov in den Schlesischen Beskiden, in Nordostböhmen, in Nordmähren (Forstbezirke Lanškroun, Ruda na Moravě, Hanušovice) und in der Böhmisches-Mährischen Höhe (Forstbezirk Český Rudolec, Stadtforst Polička) ausgebracht.

Tab. 5.1: Weitere in den Jahren 2000-2010 gekalkte Waldgebiete in der Übersicht

	insgesamt	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2010
Adlergebirge	7 200	1 413	881	419	1 006	1 410	-	1 179	640	251	-
Forstbezirk Plasy	2 263	-	-	-	-	-	-	-	-	1 335	928
Isergebirge	1 542	-	-	-	501	-	262	539	-	241	-
Böhmerwald	1 239	-	-	-	-	-	53	569	-	501	116
Forstbezirk Jablunkov	495	-	-	-	-	-	-	495	-	-	-
Forstbezirk Lanškroun	413	-	-	-	-	-	-	-	-	-	413
Forstbezirk Ruda n. Moravou	331	-	-	-	-	-	-	-	-	134	197
Forstbezirk Hanušovice	267	-	-	-	-	-	-	-	-	267	-
Stadtforst Polička	135	-	-	-	-	-	-	-	135	-	-
Forstbezirk Č. Rudolec	103	-	-	-	-	-	-	-	-	103	-

5.1 Adlergebirge

Das Adlergebirge ist ein Teil der Mittelsudeten. Es besteht überwiegend aus kristallinem Gestein. Aus geomorphologischer Sicht wird es unterteilt in die Untereinheiten Deštenská hornatina, Mladkovská vrchovina und Bukovohorská hornatina. Die flächenmäßig größte Untereinheit ist das Hochland Deštenská hornatina, welches vom Gebirgskamm Orličský hřbet mit Erhebungen zwischen 990 und 1.100 m ü. NN gebildet wird. Neben dem höchsten Gipfel Velká Deštná (Deschneyer Großkoppe) (1.115 m ü. NN) gehören zu diesem Hochland auch noch andere ähnlich hohe Berge wie bspw. der Anenský vrch (Ernestinenberg) (992 m ü. NN) und Vrchmezí (Hohe Mense) (1.084 m ü. NN).

Der geologische Untergrund der Kammregion des Adlergebirges wird bestimmt von Migmatiten und Orthogneisen aus dem Proterozoikum. Der zusammenhängende Saum des Hauptkamms besteht aus Glimmerschiefern, Glimmergneisen und Paragneisen. Am Übergang zum Vorgebirge kommen Phyllite, Amphibolite und Grünschiefer vor. Vereinzelt sind auch vermutlich im Karbon entstandene Intrusivgesteine anzutreffen, und zwar entweder basische wie am Berg Špičák oder saure und neutrale wie in der Umgebung der Stadt Olešnice.

Die Zusammensetzung der häufigsten Bodentypen entspricht dem verhältnismäßig sauren Grundgebirge. In der Kammregion überwiegen Semipodssole und Podsole, an den Gebirgshängen und in den mittleren und niedrigeren Lagen dystrophe, oligotrophe und modale Waldbraunerden (KOZÁK 2009).

Die Kammregion liegt in der 7. Waldvegetationsstufe, während der Großteil des natürlichen Waldgebiets Adlergebirge der 6. Waldvegetationsstufe zuzuordnen ist. Die saure ökologische Reihe ist viel weiter verbreitet als die nährhafte Reihe, welche insbesondere mit der edaphischen Übergangskategorie S vertreten ist (PLÍVA und ŽLÁBEK 1986). Das Baumartengefüge wird von der Fichte (82,9 %) dominiert. Als weiterer Nadelbaum ist lediglich die Lärche (1,4 %) stärker vertreten. Der am häufigsten vorkommende Laubbaum ist die Buche (4,9 %), gefolgt von Schwarz-Erle (2,4 %), Birke (1,7 %) und Vogelbeere (1 %).

Vereinzelte Standorte in den Gipfelpartien wurden während des großen Waldsterbens der 1970er und 1980er Jahre stark in Mitleidenschaft gezogen. Hinsichtlich ihres Ausmaßes lassen sich die Schäden zwar nicht mit denen im Erzgebirge oder im Isergebirge vergleichen, doch auch hier - z.B. in der Gegend um den Berg Velká Deštná - entstanden infolge von Immissionschäden Kahlflecken. Standortfremde Nadelbäume wie etwa die Stech-Fichte wurden bei der Wiederaufforstung nur minimal eingesetzt, an einigen Standorten wurde stattdessen die Bergkiefer gepflanzt. In den 1980er Jahren wurden knapp dreitausend Hektar im Kammbereich des Adlergebirges gekalkt. Das Adlergebirge ist auch heute noch einer recht hohen Immissionsbelastung ausgesetzt. Die Luftschadstoffkonzentration erreichte hier zwar nie so hohe Werte wie im Erzgebirge, doch die Säure- und insbesondere die Stickstoffdeposition ist eine der höchsten innerhalb der Tschechischen Republik (LOCHMANN 2006, BOHÁČOVÁ et al. 2009).

Ende der 1990er Jahre kam es im Adlergebirge zu einem Absterben von Fichtenbeständen. Betroffen waren insbesondere Bestände der mittleren Altersklasse und Jungwüchse. Im Kammbereich wurden Schäden beobachtet, die durch den direkten Einfluss von Immissionen in Kombination mit ungünstigen meteorologischen Bedingungen induziert wurden. In den mittleren Lagen wiederum traten deutliche Vergilbungen auf, die auf die unzureichende Versorgung mit basischen Nährstoffen zurückzuführen

waren. Die Situation im Adlergebirge war einer der Gründe, warum die Waldkalkungen im Jahr 2000 wieder aufgenommen wurden. Zuerst konzentrierte man sich auf den zentralen Teil des Hochlands Deštenská hornatina (Forstbezirk Opočno, Forstbezirk Rychnov n. Kněžnou, Jan Kolowrat Krakowský, Lesy Janeček). Doch es wurde nicht nur gekalkt, 2001 wurden die hiesigen Waldbestände auch mit Flüssigdünger gedüngt. Später wurden auch im südöstlichen Teil des Adlergebirges, im Forstbezirk Lanškroun, Kalkungen durchgeführt. 2003 wurden im Bereich des Berges Suchý vrch im Forstbezirk Lanškroun die pulverförmigen Düngemittel von Silvamix® getestet. In Abb. 5.1 sind die gekalkten Flächen in der Übersicht dargestellt.

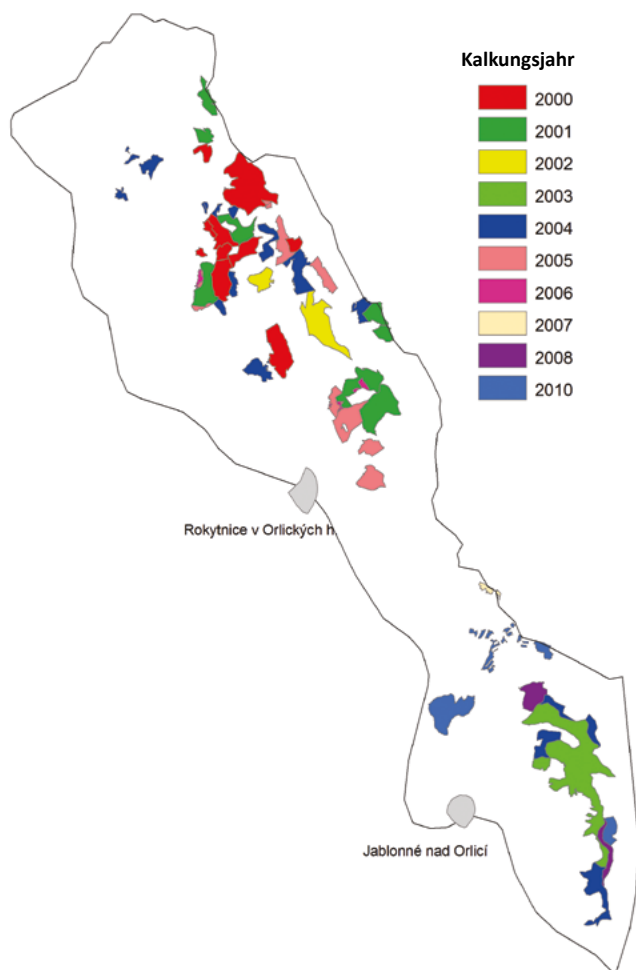


Abb. 5.1: Kalkungsflächen im Adlergebirge in der Übersicht

5.2 Forstbezirk Plasy

Im Forstbezirk Plasy wurden erst in den Jahren 2008 und 2010 Kalkungen durchgeführt, und zwar im Gebiet Manětínská vrchovina, dem westlichsten Ausläufer des Berglands Rakovnická pahorkatina. Höchste Erhebung ist der Berg Lišák mit 677 m ü. NN. Das Hügelland Manětínská vrchovina erstreckt sich über eine Gesamtfläche von ungefähr 120 km² und setzt sich überwiegend aus armen, stark sauren Sedimenten wie Schluffsteinen, Sandsteinen, Arkosen und Konglomeraten aus dem Oberen Perm und dem Karbon zusammen. Insbesondere im südlichen Teil sind vereinzelt vulkanische, aus alkalischen Basalten bestehende Härtlinge anzutreffen. Der am häufigsten vorkommende Bodentyp ist dystropher Pseudogley. Außerdem ausgeprägt sind dystrophe Waldbraunerden und Gley-Podsole. In dem Gebiet überwiegen gemischte Kiefern- und Fichtenbestände. Diese werden ergänzt durch weitere Nadelbäume (Lärche und Tanne) und Laubbäume (meist Eiche und Birke, weniger oft Buche). Von den Nadelbäumen sind Kiefer (46 %) und Fichte (39 %) am stärksten vertreten, weniger zahlreich sind Lärche (3 %) und Tanne (1 %). Zu nennenswerten Anteilen vertretene Laubbäume sind Eiche (8 %) und Birke (2 %).

Das Gebiet Manětínská vrchovina war in der Vergangenheit keiner wesentlichen Belastung durch Immissionen ausgesetzt. Auch eine mäßige Belastung durch sauren Regen führt jedoch auf den hier vorhandenen sauren Böden zu einer deutlichen Überschreitung der Critical Loads und zu einer Störung des Nährstoffhaushalts der Waldbestände, die sich in einem allmählichen Absterben und Mangelercheinungen äußern. Die im Forstbezirk Plasy gekalkten Flächen sind in Abb. 5.2 dargestellt.

5.3 Isergebirge

Ähnlich wie das Erzgebirge ist auch das Isergebirge ein Schollengebirge. An der Nordseite wird das Isergebirge durch einen markanten, bis 500 m hohen, infolge einer Verwerfung entstandenen Hang begrenzt. Gekennzeichnet ist das Isergebirge durch Plateaus, die oft durch Talsenken voneinander getrennt sind. Typisch für den westlichen Gebirgsteil sind gewölbte Bergkuppen. In südöstlicher Richtung verlaufen die Isergebirgskämme (Vlašský hřeben, Vysoký Jizerský hřeben und Střední Jizerský hřeben). Die südliche Fortsetzung des Isergebirges bildet der Kamm Černostudniční hřeben, dessen höchste Erhebung der Berg Černá Studnice (Schwarzbrunnberg) ist. Vom Hauptgebirge ist dieser durch die zwischen Jablonec nad Nisou und Tanvald verlaufende Senke getrennt. Geologisch wird das Gebiet in den Gneis-Komplex des Isergebirges und das flächenmäßig bedeutendere Granitmassiv des Riesen- und Isergebirges unterteilt. Das typische Gestein des Isergebirges ist porphyrischer, mittelkörniger Granit. Manche Gipfel wie etwa der Smrk (Tafelfichte) und der Kančí vrch bestehen aus wabenartigem Zweiglimmergneis (*Anm. d. Übers.:* tsch. Bezeichnung für Zweiglimmergneis, in dem die einzelnen Glimmerindividuen wabenförmig angeordnet sind). Der Gebirgskamm um den Berg Černá Studnice wird von einer anderen Art von mittelkörnigem Zweiglimmergneis gebildet, dem sog. „Tanvald-Gneis“. Beispielhaft für die Vulkantätigkeit im Tertiär ist der aus Olivin-Nephelinen bestehende kegelförmige Bukovec (Buchberg).

Der geologische Untergrund und das kühle Klima sind bestimmend für die in dem Gebiet vorkommenden Bodentypen. Bei den Waldböden am häufigsten zu finden sind Semipodsole, die 41,5 % der Gesamtfläche des natürlichen Waldgebietes einnehmen. Waldbraunerden liegen, was die Häufigkeit des Vorkommens anbelangt, mit 33,1 % an zweiter Stelle. Podsole erreichen einen Flächenanteil von fast 10 %. Ein relativ bedeutender Teil des Gebiets (8,2 %) besteht aus Gleyen und Torfböden. Aus forsttypologischer Sicht überwiegen im Isergebirge saure Standorte. Die nährhafte Reihe ist lediglich mit der Übergangskategorie S vertreten. Der Nadelbaumanteil beträgt 80 %. Dabei dominiert die Fichte mit 67,9 %. An zweiter Stelle liegen andere Fichten mit 7,3 %. Bei den Laubbäumen überwiegt die Buche mit 10,3 %. Andere Laubbäume kommen lediglich als Beimischung vor. Der größte Teil des natürlichen Waldgebietes gehört zum Landschaftsschutzgebiet Isergebirge und ist Teil eines europäischen Vogelschutzgebietes. FFH-Gebiete wurden an den Nordhängen des Isergebirges (Buchenbestand „Jizerskohorské bučiny“ mit 3 563 ha) sowie an einigen Standorten auf dem Kamplateau (z.B. Moor „Rašeliniště Jizery“ mit 397 ha und Fichtenwald „Jizerské smrčiny“ mit 285 ha) eingerichtet.

Das Isergebirge war von den katastrophalen Waldschäden der 1970er und 1980er Jahre stark betroffen. Ein Teil des Hochplateaus wurde bereits Ende der 1960er Jahre durch Stürme und anschließenden Borkenkäferbefall entwaldet. Durch die Immissionen der 1970er Jahre verschlimmerte sich die Lage unter diesen klimatisch anspruchsvollen Bedingungen noch weiter. Große Teile der durch Immissionschäden entstandenen Kahlfelder wurden mit der Stech-Fichte aufgeforstet. Die Auswirkungen der Luftverschmutzung machten sich auch an der Qualität der Böden im Isergebirge deutlich bemerkbar. In der zweiten Hälfte der 1950er Jahre bewegte sich der pH-Wert der oberen

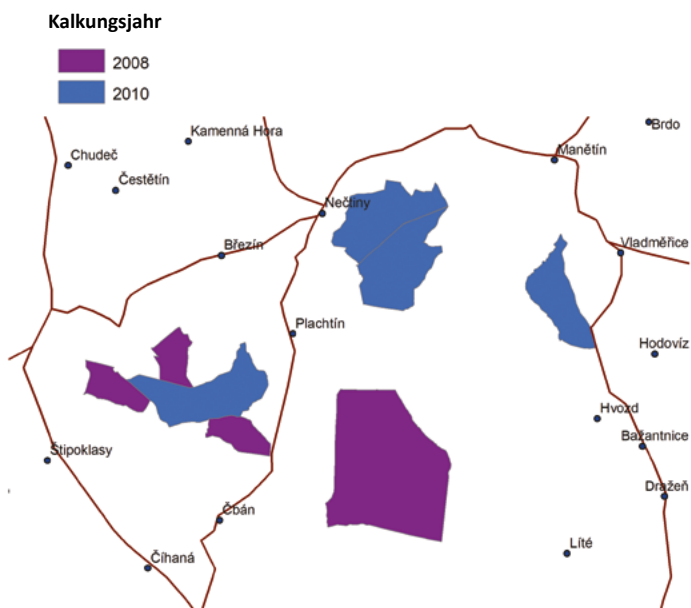


Abb. 5.2: Kalkungsflächen im Forstbezirk Plasy in der Übersicht

Mineralbodenschichten zwischen 5 und 6, während er in den 1980er Jahren auf unter 4 gesunken war und gegenwärtig zwischen 4 und 5 liegt (SLODIČÁK 2005). Ein wesentlicher Teil der Hochebene des Isergebirges (mit Ausnahme der Moore) wurde in den 1980er Jahren gekalkt. Die Gesamtfläche betrug etwa 8 000 ha. Wenngleich die Wirksamkeit der Kalkung von Kammlagen später in Zweifel gezogen wurde, weisen doch einige nach dem Jahr 2000 entstandene wissenschaftliche Arbeiten darauf hin, dass sich die damals gekalkten Flächen auch heute noch durch höhere Gehalte an basischen Kationen im Sorptionskomplex (SLODIČÁK 2005), niedrigere Gehalte an toxischem Aluminium (BORŮVKA et al. 2005) sowie einen besseren Ernährungs- und Gesundheitszustand der Waldbestände (LOMSKÝ et al. 2011) auszeichnen.

Eine ursprünglich geplante Kalkung der Waldbestände in den Kammgebieten des Isergebirges (Vlašský hřeben, Smědavská hora, Klínový vrch) konnte aufgrund entgegenstehender Naturschutzinteressen nicht durchgeführt werden. 2003 und 2004 wurden lediglich ca. 500 ha stark von Vergilbung und Nadelverlust betroffener Fichtenbestände im Bereich der Berge Klínový vrch und Paličnick im Forstbezirk Frýdlant aus der Luft gedüngt (Abb. 5.3). Kalkungsmaßnahmen fanden von 2003 bis 2008 im Bereich des Kančí vrch im Forstbezirk Frýdlant und des Černá studnice im Forstbezirk Jablonec n. Nisou statt (Abb. 5.4).



Abb. 5.3: Düngung der Waldbestände im Isergebirge, Forstbezirk Frýdlant, Francouzská cesta (Franzosenstraße), 2003
(Foto: R. Novotný)

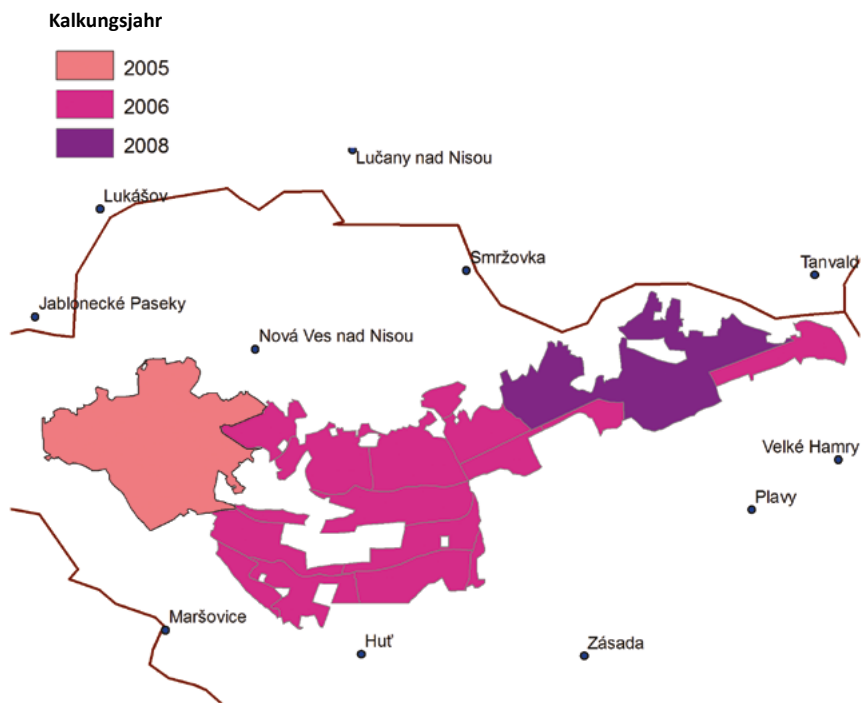


Abb. 5.4: Seit dem Jahr 2000 im Isergebirge gekalkte Flächen in der Übersicht

6 Perspektiven der Waldkalkung in Tschechien

Die Ergebnisse der Bodenzustandserhebungen zeigen, dass die Nährstoffsituation der Waldböden in Tschechien nicht zufriedenstellend ist. In den mineralischen Bodenschichten ist der Gehalt basischer Kationen oftmals sehr gering. Bei Calcium liegen in vielen Fällen auch die nach Extraktion mit Königswasser bestimmten Gesamtgehalte im kritischen Bereich. Das bedeutet, dass der Ca-Vorrat im Sorptionskomplex des Bodens nicht durch natürliche Verwitterungsprozesse aufgefüllt werden kann. Derart ungünstige Bodeneigenschaften machen sich in nicht unerheblichem Maße etwa auch in den edaphischen Kategorien B und S bemerkbar, also auf Standorten, die aus forsttypologischer Sicht als hinsichtlich ihrer Produktivität günstig gelten. In den Nadelanalysen zeigt sich mancherorts auch ein Mangel an Phosphor, dessen Verfügbarkeit u.a. durch die Säurestärke des Bodenmilieus beeinflusst wird. Die Stickstoffgehalte nehmen hingegen zu und insbesondere das Verhältnis von Stickstoff zu basischen Nährelementen in den Nadeln und Blättern steigt über die erwarteten Werte. Dieser Zustand ist vor allem auf die langfristige, durch Immissionen verursachte Versauerung der Waldökosysteme zurückzuführen. Besonders ausgeprägt ist er auf von Natur aus sauren Waldböden, die auf basenarmem Gesteinsuntergrund entstanden sind. Auf einigen Standorten wird die Situation auch maßgeblich durch intensive Bewirtschaftungsweisen verschlechtert, die den Waldbeständen zu viele basische Nährstoffe entziehen. In der Vergangenheit waren dies die Streunutzung und später die Ganzbaumnutzung, bei der ganze Bäume samt Ästen und Assimilationsorganen aus den Waldbeständen gezogen wurden. Heute ist es der Abtransport von Waldrestholz, das den Waldbeständen in Form von Hackschnitzeln entnommen wird, oder der Anbau schnellwachsender Gehölze.

Es liegt auf der Hand, dass die Forstwirtschaft in naher Zukunft auf diesen Zustand reagieren muss. Eine einfache Nährstoffbilanz zeigt, dass sich die Forstwirtschaft der Grenze der Nachhaltigkeit nähert bzw. diese in vielen Fällen bereits überschritten hat. Man muss sich daher entscheiden: entweder man nimmt in Kauf, dass sich die Produktivität der Waldbestände in den nächsten Jahrzehnten dramatisch verschlechtert, oder man geht dazu über, den Waldböden die entzogenen Nährstoffe in angemessenem Maße wieder zuzuführen, wie dies in der Landwirtschaft schon jetzt der Fall ist.

Als direkte Maßnahme bietet sich die Düngung an, die in einigen Gebieten bereits praktiziert wird. Die Düngung kommt hauptsächlich bei der Anpflanzung von Baumsetzlingen in Gebirgsgegenden zur Anwendung. Verwendet werden für die Forstwirtschaft geeignete Langzeitdünger in Tablettenform. Alternativ werden Düngemittel auch mit der Erde in den Pflanzgruben vermischt. Der Effekt des Düngens beim Anpflanzen ist jedoch meistens auf die Zeit des Anwurzeln und der regelmäßigen Kontrolle beschränkt. Der größte Nährstoffbedarf herrscht jedoch in Phasen des schnellen Biomasse-Zuwachses der Waldbestände, d.h. normalerweise zwischen ihrem zwanzigsten und fünfzigsten Lebensjahr.

Die Kalkung versauerter Böden stellt die wichtigste Art der chemischen Bodenmelioration dar. Von der Düngung, bei der Nährstoffe direkt zugeführt werden, unterscheidet sich die Waldkalkung u.a. dadurch, dass sie den Einsatz größerer Materialmengen ermöglicht und langfristiger wirkt als das Düngen. Nicht von der Hand zu weisen ist außerdem die Tatsache, dass sie mit geringeren Kosten

verbunden ist. In den letzten vierzig Jahren wurde der Waldkalkung viel Aufmerksamkeit zugewendet. Mehrere Forschungsprojekte und Anwendungen belegen die sofortigen und langfristigeren Wirkungen, die potentiellen Risiken und den allgemeinen Nutzen, der unter unterschiedlichen Bedingungen mit Waldkalkungen erzielt werden kann:

- Kompensation der aktuellen Säurezufuhr
- Verbesserung der Mg- und Ca-Verfügbarkeit im organischen Auflagehorizont und in den oberen Mineralbodenschichten
- Verbesserung der bodenbiologischen Aktivität und der Verfügbarkeit der im Rohhumus gebundenen Nährstoffe
- anschließende Verbesserung der Ernährungssituation der Waldbestände
- Verbesserung der Belegung des Sorptionskomplexes der Waldböden und Verringerung des Gehalts an verfügbarem (und potentiell toxischem) Aluminium
- allmählicher Abbau der im Bodenmilieu vorhandenen Säuremengen

Die Wirkung der Kalkung ist anfangs zwar nur in den oberen Bodenhorizonten feststellbar, doch mit Wiederholungsmaßnahmen lassen sich über längere Zeit allmählich auch tiefere Bodenschichten beeinflussen.

Gegenwärtig werden Waldkalkungen vor allem in Gebirgsregionen durchgeführt, die in der Vergangenheit stark durch Immissionen geschädigt wurden. In naher Zukunft könnten sie jedoch auch für mit basischen Nährelementen unterversorgte Wirtschaftswälder in mittleren und niederen Lagen interessant werden. Die Einführung eines einheitlichen Systems zum Monitoring der Waldböden in Tschechien würde eine objektive Beurteilung des Bedarfs an chemischen Meliorationsmaßnahmen, eine Priorisierung der einzelnen Maßnahmen und die Auswertung ihrer Auswirkungen wesentlich erleichtern. Bei der Planung der operativen Eingriffe sind einige grundsätzliche Kriterien zu beachten:

- Einhaltung der Dosierung - um eine möglichst hohe Wirkung zu erzielen und Risiken gleichzeitig auszuschließen, ist eine Dosierung von 3 t Kalk pro ha angebracht
- Einhaltung der chemischen Zusammensetzung des Kalkmaterials - in der heutigen Situation sollte lediglich Dolomitkalk mit hohem Mg-Gehalt verwendet werden
- Einhaltung der Korngrößenzusammensetzung des Kalkmaterials - Kalk mit hohem Anteil der Korngrößenfraktion bis 1 mm (>70 %)
- fundierte Flächenauswahl - nicht nur auf Grundlage der typologischen Einteilung, sondern auch unter Berücksichtigung der chemischen Bodeneigenschaften und der Ernährungssituation der Waldbestände
- systematische Kontrolle der Maßnahmen und ihres mittel- und langfristigen Erfolgs

Die Waldkalkung sollte nicht die einzige Maßnahme zur Revitalisierung des Bodenmilieus bleiben. In Gebieten mit gestörter Nährstoffversorgung müssen Kalium, Phosphor, Stickstoff und weitere Nährelemente und ihr Kreislauf in der Humusschicht, im Mineralboden und in den Assimilationsorganen genau beobachtet werden. Gegebenenfalls können ihre Vorräte mit geeigneten Düngemethoden wieder aufgefüllt werden. Es ist jedoch enorm wichtig, chemische Behandlungen mit biologischen Maßnahmen der Bodenverbesserung zu kombinieren. Von größter Bedeutung ist hierbei

der Waldumbau. Eine geeignete Beimischung von Laubbäumen ermöglicht eine bessere Nutzung von Wasser und Nährstoffen auch in tieferen Bodenschichten, fördert die Entstehung günstigerer Humusformen und trägt insgesamt zu einem stabileren und günstigeren Nährstoffkreislauf innerhalb des Ökosystems bei. Bis zu einem gewissen Grad können auch tiefer wurzelnde Nadelbäume wie Lärche, Douglasie oder Tanne ähnliche Funktionen erfüllen. Ein ungünstiges Bodenmilieu kann auf der anderen Seite eine erhebliche Einschränkung für den Anbau von produktiven Laubbaumarten bedeuten, die höhere Ansprüche an die Nährstoffversorgung stellen als Fichte oder Kiefer.

Für die Zukunft der Forstwirtschaft stellen Waldkalkungen und chemische Maßnahmen zur Verbesserung des Zustands der Waldböden ein wichtiges Mittel dar, wenn es darum geht, die Produktivität, die Gesundheit und die Stabilität der Waldbestände langfristig zu erhalten. Die Planung der Maßnahmen erfordert eine differenzierte Herangehensweise, genaue Kenntnisse der an den einzelnen Standorten ablaufenden Prozesse sowie eine entsprechende Kontrolle, was Durchführung und Wirksamkeit der Maßnahmen anbelangt. Parallel dazu sollten die Möglichkeiten der biologischen Melioration von Waldböden genutzt und der Einfluss von Bewirtschaftungsverfahren auf die Nährstoffbilanz von Waldökosystemen weiterhin erforscht werden.

Summary

The book summarizes reasons, history and effects of forest soil liming in the Czech Republic. The first part is focused on forest soil acidification. Forests in the Czech Republic faced the extreme air pollution load, which led to the ecosystem decay (fig. 1.1) in some areas in the 1970s and '80s. The sulphur dioxide concentration in the air (fig 1.3) as well as sulphur bulk and throughfall deposition (fig 1.4) have decreased significantly since 1990; the nitrogen deposition, however, does not show similar positive trend (fig 1.5). This corresponds with the fact that the critical load for nitrogen is still exceeded at the majority of the area of the Czech Republic (fig. 1.6).

The main chemical properties of forest soils in the Czech Republic detected by the European BioSoil project (De Vos and Cools 2011) are presented in table 1.1, geographical distribution of individual parameters in maps, see figs. 1.7-1.11. Forest soils are in general quite acidic (median pH 4.2-4.8) with low to very low content of calcium (140 mg.kg⁻¹) and low base saturation (20%).

The history of liming in the Czech Republic started as early as in 19th century; the applications, however, were quite unique until the 1970s when liming began to be used in the areas damaged by air pollution. The extent of liming in different region during the period 1975-1991 is presented in tab. 1.2. In the beginning of the 1990s liming was abandoned due to clear decrease in air pollution and positive development of forest health in the Krušné hory Mts. (Ore Mts.) as well as in other regions influenced by pollution. Yellowing of Norway spruce stands in the western Ore Mts. and Orlické hory Mts. (Eagle Mts.) (fig. 1.12) pointed out that forest soils influenced by long-term acidic deposition cannot easily self-regenerate. The situation initiates a new period of liming, which is on legal base launched by the government resolutions 532/2000 and 22/2004. The extent of liming is presented in fig. 1.13 and tab. 1.3. The common knowledge about (positive as well as adverse) effects on forest ecosystems are presented in chapter 1.4.

Chapter 2 describes methods of liming and control system that have been used since 2000. Parameters of dolomite lime are presented in tables 1.1 (grain size) and 1.2 (chemical composition). Control samples of lime (fig. 1.2) are analysed on regular basis (ca 1 sample per 300 t); the quality of aerial application is checked by control trays (fig. 1.3). The long-term effectiveness of liming is controlled by repeated analysis of forest soils. Samples of organic layer (FH), upper organic-mineral horizon (A), and lower mineral layer down to ca 30 cm (B) (fig. 2.3) are taken before liming and then two, five, and ten years after application. Results of this control are presented in chapter 3 and 4.

Chapter 3 summarizes information about chemical amelioration in the western Ore Mts. At small areas with strongly damaged forest stands fertilizing was used (tab. 3.1, fig. 3.2);

extent of liming is shown in table 3.2 and in figure 3.3. Figure 3.4 shows the sampling points for soil analyses. Results of pH, exchangeable Ca and exchangeable Mg for soil horizons FH, A and B, and sampling before liming (₀), two years (₂), five years (₅) and ten years (₁₀) after application are presented in figures 3.5-3.7. The development of exchangeable Ca and Mg at control plots without liming is shown in fig. 3.8. In general there is a significant effect of liming in upper soil horizons (FH and A) two and five years after liming. Ten years after liming the effect is decreasing and significant only for magnesium. Deeper soil layer B is not influenced in exchangeable Ca, but there is a significant increase in pH and magnesium ten years after application. Development of calcium and magnesium nutrition in Norway spruce needles could be seen in fig. 3.10. The share of deficiency of these

elements in current year (1 .r) and one year old (2.r) needles displayed in red and orange colours is significantly decreasing. Similar figure for nitrogen needle content can be seen in fig. 3.11.

Chapter 4 deals with the eastern part of the Ore Mts. This part was deforested during the air pollution period 1970-1985, and non-native temporal stand of blue spruce, birch, larch, mountain ash and other species were established as a passive protection against pollution (fig. 4.1). At some sites the “bulldozer preparation” before reforestation was used, which led to removal of nutrient stored in upper humus layer. Liming and fertilizers were used in more ordinary way than in the western Ore Mts. during that time, making the soil patterns much more heterogeneous. Limed areas since 2000 are summarized in table 4.1 and fig. 4.3; sampling sites are shown in fig. 4.4. The development of pH (fig. 4.5), exchangeable Ca (fig. 4.6), and exchangeable Mg (fig. 4.7) is less significant than it was in the western Ore Mts., which could be connected to the extreme variability of soil conditions. The leaf analyses, however, demonstrate improved nutrition of forest trees by calcium, magnesium, and nitrogen (fig. 4.9-4.10).

Chapter 5 in brief presents lime application in other areas of the Czech Republic: Eagle Mts. (5.1), forest administration Plasy (5.2), and the Jizerské hory Mts (Jizera Mts.).

In chapter 6 the perspectives of liming in the Czech Republic are presented. The current properties of forest soils, nutrition state of forests, and still excessive deposition of nitrogen suggest the chemical amelioration, in particular dolomite liming, as an important tool for ensuring the sustainability of forest nutrition, forests production and their environmental and social functions for future generations.

Abkürzungsverzeichnis

- A organisch-mineralischer Horizont von Waldböden - mineralischer Oberboden mit Anreicherung von Substanz aus der organischen Auflage
- B in dem vorliegenden Werk die Bezeichnung für die (nicht durch Humus beeinflusste) Mineralbodenschicht unterhalb des A-Horizonts bis in 30 cm Tiefe
- FH Bezeichnung für den organischen Auflagehorizont von Waldböden, d.h. die fermentierte und humifizierte organische Auflage ohne Streu (genauer definiert auf S. 38)
- MZe *Ministerstvo zemědělství* (Ministerium für Landwirtschaft)
- NPR *národní přírodní rezervace* (nationales Naturschutzgebiet)
- PLO *přírodní lesní oblast* (natürliches Waldgebiet)
- PR *přírodní rezervace* (Naturschutzgebiet)
- ÚHÚL *Ústav pro hospodářskou úpravu lesů* (Institut für Forsteinrichtung)
- ÚKZUZ *Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský* (Zentrales landwirtschaftliches Kontroll- und Prüfinstitut)
- VÚLHM *Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v.v.i.* (Forschungsinstitut für Forstwirtschaft und Jagdwesen, öffentliche Forschungseinrichtung)

Literaturhinweise

- ABER, J., 1992: Nitrogen cycling and nitrogen saturation in temperate forest ecosystems. *Tree*, 7, 220-223
- ARMBRUSTER, M., KÖHLER, H., FEGER, K.-H., 2000: Chemische Zusammensetzung zweier quellnaher Waldbäche im Hochschwarzwald - Abflussabhängige Variabilität und Einfluss einer Bodenkalkung. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 119, 249-262
- AUGUSTO, L., RANGER, J., BINKLEY, D., ROTHE, A., 2002: Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility. *Annals of Forest Science*, 59, 233-253
- ALEWELL, C., ARMBRUSTER, M., BITTERSÖHL, J., EVANS, C., MESSENBURG, H., MORITZ, K., PRECHTEL, A., 2001: Are there signs of acidification reversal in freshwaters of the low mountain ranges in Germany? *Hydrology and Earth system Sciences*, 5, 283-297
- BÄCKMAN, J. S. K., KLEMEDTSSON Å. K., 2003: Increased nitrification in acid coniferous forests soil due to high nitrogen deposition and liming. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 18, 514-524
- BÄCKMAN, J. S. K., KLEMEDTSSON Å. K., KLEMEDTSSON, L., LINDGREN P.-E., 2004: Clear-cutting affects the ammonia-oxidising community differently in limed and non-limed coniferous forest soils. *Biology and Fertility of Soils*, 40, 260-267
- BADALÍK, V., 2006: Zkušenosti s leteckým vápněním dle usnesení vlády ČR č. 532/2000 a č. 22/2004 a informace o předběžných výsledcích výzkumného projektu vyhodnocujícího vliv vápnění na půdní a epigeickou faunu. In: Neuhofarová, P. Využití chemické meliorace v lesním hospodářství - Sborník referátů. Praha, ČZU, 23-26
- BALEK, J., ŠRÁMEK, V., LOMSÝ, B., 2001: Vápnění a hnojení lesních porostů v letech 2000-2001. *Lesnická práce*, 80, 483
- BAUHUS, J., VOR, T., BARTSCH, N., COWLING, A., 2004: The effects of gaps and liming on forest floor decomposition and soil C and N dynamics in a *Fagus sylvatica* forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 34, 509-518
- BERG, B., LASKOWSKI, R., 2006: Litter decomposition: a guide to carbon and nutrient turnover. *Advances in Ecological Research* 38, Academic Press, Elsevier, 428 S.
- BERGER, T. W., UNTERSTEINER, H., SCHUMEL, H., JOST, G., 2008: Throughfall fluxes in a secondary spruce (*Picea abies*), beech (*Fagus sylvatica*) and mixed spruce-beech stand. *Forest Ecology and Management*, 255, 605-618
- BÍBA, M., VÍCHA, Z., OCEÁNSKÁ, Z., 2007: Chemismus vody drobných vodních toků ve vodohospodářsky významných lesních oblastech ČR. *Zprávy lesnického výzkumu*, 2, 132-137
- BINKLEY, D., 1986: Forest nutrition management. John Willey & Sons, 290 S.
- BINKLEY, D., HÖGBERG, P., 1997: Does atmospheric deposition of nitrogen threaten Swedish Forests? *Forest Ecology and Management*, 92, 119-152

- BOHÁČOVÁ, L., LOMSKÝ, B., ŠRÁMEK, V., (eds.), 2009: Monitoring zdravotního stavu lesa v České republice - Ročenka programu ICP Forests/Forest Focus 2006 a 2007. Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, 134 S.
- BORŮVKA, L., MLÁDKOVÁ, L., DRÁBEK, O., VAŠÁT, R., 2005: Factors of spatial distribution of forest floor properties in the Jizerské Mountains. *Plant and Soil Environment*, 51, 447-455
- BOŠTÍK, J., 1988: Zkušenosti s leteckým vápněním na Lesním závodě Klášterec nad Ohří. *Lesnická práce*, 67, 393-396
- BOUDOT, J.P., BECQUER, T., MERLET, D., ROUILLER, J., 1994: Aluminium toxicity in declining forests: a general overview with a seasonal assessment in a silver fir forest in the Vosges mountains (France). *Annales des Sciences Forestieres*, 51, 27-51
- BRESSEM, U., MÜNDEN, H., 1998: Förderung der Buchennaturverjüngung. *AFZ / Der Wald*, 933- 936
- BUBLINEC, E., ILAVSKÝ, J., 1990: Harvesting of aboveground biomass of trees and its effect on site conditions in forests. *Lesnictví*, 36: 887-894
- CRONAN, C.S., GRIGAL, D.F., 1995: Use of calcium/aluminum ratios as indicators of stress in forest ecosystems. *Journal of Environmental Quality*, 24, 209-226
- CZERNEY, P., MAI, H., 1970: Bodenkundlich-chemische und mikrobiologische Untersuchungen an einer Kalkversuchsfläche auf dem Langen Berg in Thüringen. *Tagungsberichte der Deutschen Akademie für landwirtschaftliche Wissenschaften*, 112, 141-152
- DE KEERSMAEKER, L., NEIRYNCK, J., MADELEIN, D., DE SCHRIJVER, A., LUST, N., 2000: Soil water chemistry and revegetation of a limed clearcut in a nitrogen saturated forest. *Water Air and Soil Pollution*, 122, 49-62
- DE VOS, B., COOLS, N., 2011: Second European forest soil condition report. Volume I: Results of the BioSoil soil survey. INBO.R.2011.35. Research Institute for Nature and Forest, Brussels, 359 S.
- DE VRIES, W., REINDS, G.J., KLAP, J.M., VAN LEEUWEN, E.P., ERISMAN, J.W., 2000: Effects of environmental stress on forest crown condition in europe. Part III: Estimation of critical deposition and concentration levels and their exceedances. *Water Air and Soil Pollution*, 119, 363-386
- DEROME, J., 1985: Forest liming as a means of counteracting the effect of soil acidification. In: *Symposium on the effects of air pollution on forest and water ecosystem*. Helsinki, 89-100
- DISE N. B., ROTHWELL J. J., GAUCI V., VAN DER SALM, C., DE VRIES, W., 2009: Predicting dissolved inorganic nitrogen leaching in European forests using two independent databases. *Science of the Total Environment*, 407, 1798-1808
- EHRMANN, O., CREGLINGEN, FEGER, K.-H., 2006: Auswirkungen von Waldkalkungen auf Regenwürmer und Bodenstruktur. *Allgemeine Forstzeitschrift / Der Wald*, 19, 1046-1049
- ERSTAD, J. K., ERSTAD, A., REX, M., LUUKKONEN, E., 1993: Quality of silicate liming materials from Northern Europe assessed by three methods of testing reactivity. *Fureneset Forskingsstasjon Rapport*, 120
- FABIÁNEK, P. (ed.), 2004: Monitoring stavu lesa v České republice 1984-2003. Ministerstvo zemědělství, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, 431 S.

- FABIÁNEK, P., HELLEBRANDOVÁ, K., ČAPEK, M., 2012: Monitoring of defoliation in forest stands of the Czech Republic and its comparison with results of defoliation monitoring in other European countries. *Journal of Forest Science*, 58, 193-202
- FIALA, P., REININGER, D., SAMEK, T., 2003: Výsledky průzkumu stavu výživy lesa v lesní přírodní oblasti č. 16 Českomoravská vrchovina. ÚKZÚZ Brno, 107 S.
- FIALA, P., REININGER, D., SAMEK, T., 2004: Výsledky průzkumu stavu výživy lesa na území lesní správy Vyšší Brod. ÚKZÚZ Brno, 46 S.
- FIALA, P., REININGER, D., SAMEK, T., 2005: Zhodnocení účinků vápnění na lesní ekosystémy Krušných hor z období 1999-2005. ÚKZÚZ Brno, 78 S.
- FIALA, P., REININGER, D., SAMEK, T., NĚMEC, P., SUŠIL, A., 2013: Průzkum výživy lesa na území České republiky 1996-2011. ÚKZÚZ Brno, 148 S.
- FIALA, P., REININGER, D., TRÁVNÍK, K., 2000: Výsledky průzkumu stavu výživy lesa v lesní přírodní oblasti č. 01 Krušné hory. ÚKZÚZ Brno, 67 S.
- FISHER, R., BINKLEY, D., 2000: *Ecology and management of forest soils*. John Wiley & Sons, 489 S.
- FRANZ, B., 2004: Bodenschutzkalkung im Forstamt Klingenthal. Entwicklung einer GIS-gestützten Dokumentation sowie Untersuchungen zu Wirkungen und Risiken. Diplomarbeit. TU Dresden, 65 S.
- GALLOWAY, J. N., 1998: The global nitrogen cycle: changes and consequences. *Environmental Pollution* 102, Suppl. 1, 15-24
- GUNDERSEN, P., CALLESEN, I., DE VRIES, W., 1998: Nitrate leaching in forest ecosystems is related to forest floor C/N ratios. *Environmental Pollution*, 102, 403-407
- GUSSONE, H. A., 1983: Die Praxis der Kalkung im Walde der Bundesrepublik Deutschland. *Forst und Holzwirtschaft*, 38, 63-71
- HAHN, G., MARSCHNER, H., 1998: Effect of acid irrigation and liming on root growth of Norway spruce. *Plant and Soil*, 199: 11-22
- HISINGER, P., 2001: Bioavailability of soil inorganic P in the rhizosphere as affected by root-induced chemical changes: a review. *Plant and Soil*, 237, 173-195
- HOFMEISTER, J., OULEHLE, E., KRÁM, P., HRUŠKA, J., 2008: Loss of nutrients due to litter raking compared to the effect of acidic deposition in two spruce stands, Czech Republic. *Bio-geochemistry*, 88, 139-151
- HRUŠKA, J., CIENCALA, E., 2002: Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd - limitující faktor současného lesnictví. Ministerstvo životního prostředí, 159 S.
- HUBER, CH., KREUTZER, K., RÖHLE, H., ROTHE, A., 2004: Response of artificial acid irrigation, liming, and N-fertilisation on elemental concentration in needles, litter fluxes, volume increment, and crown transparency of a N saturated Norway spruce stand. *Forest Ecology and Management*, 200: 3-21
- HUBER, CH., WEIS, W., GÖTTLEIN, A., 2006: Tree nutrition of Norway spruce as modified by liming and experimental acidification at the Högwald site, Germany from 1982 to 2004. *Annales of Forest Science*, 63: 861-869

- HÚNOVÁ, I., ŠANTROCH, J., OSTATNICKÁ, J., 2004: Ambient air quality and deposition trends at rural stations in the Czech Republic during 1993-2001. *Atmospheric Environment*, 38: 887-898
- HUNTINGTON, T. G., HOOPER, R. P., JOHNSON, C. E., AULENBACH, B. T., CAPPELLATO R., BLUM A. E., 2000: Calcium depletion in a southeastern United States forest ecosystem. *Soil Science Society of America Journal* 64, 1845-1858.
- HUTTERMANN A., ULRICH B., 1984: Solid phase-solution-root interactions in soils subjected to acid deposition. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B - Biological Sciences*, 305, 353-368
- HÜTTL, R., 1985: „Neuartige“ Waldschäden und Nährelementversorgung. Freiburg im Breisgau, Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, 195 S.
- HÜTTL, R., SCHAAF, W., 1997: Magnesium deficiency in Forest ecosystems. Kluwer Academic Publishers, 365 S.
- INGERSLEV, M., HALLBÄCKEN, L., 1999: Above ground biomass and nutrient distribution in a limed and fertilized Norway spruce (*Picea abies*) plantation. Part II. Accumulation of biomass and nutrients. *Forest Ecology and Management*, 119, 21-38
- JONARD, M., ANDRÉ, F., GIOT, P., WEISSEN, F., VAN DER PERRE, R., PONETTE, Q., 2010: Thirteen-year monitoring of liming and PK fertilization effects on tree vitality in Norway spruce and European beech stands. *European Journal of Forest Research*, 129, 1203-1211
- JONÁŠ, F., 1986: Acidifikace lesních půd, její prognóza a úprava reakce půdy. In: Vápnění lesních půd v imisních oblastech. Ústí nad Labem, Dům techniky ČSVTS, 19-26
- JUDAS, M., 2002: Effekte von Meliorations- Kalkungen auf Gruppen der Boden- Makrofauna. *Forstarchiv*, 73, 83-91
- KAKEI, M., CLIFFORD, P. E., 2002: Short-term effects of lime application on soil properties and fine-root characteristics for a 9-year-old Sitka spruce plantation growing on a deep peat soil. *Forestry* 75, 37-50
- KANDLER, O., SENSER, M., MILLER, W., 1990: Vergilbung und Wiedergrünung der Fichte. In: Jositz, J. (ed.): *Neuartige Waldschäden - Erkenntnisse und Folgerungen*. Hanns-Seidel- Stiftung, 113-138
- KAUPENJOHANN, M., 1989: Chemischer Bodenzustand und Nährelementversorgung immissionsbelasteter Fichtenbestände in NO-Bayern. *Bayreuther bodenkundliche Berichte* 11, 202 S.
- KHANNA, P. K., ULRICH, B., 1985: Processes associated with acidification of soils and their influence on the stability of spruce stands in Solling area. In: *Proc. Symp. Air Pollution and Stability of Coniferous Forest Ecosystems*, Ostravice, October 1-5, 1984. Fac. Forestry University of Agriculture Brno, 23-26
- KLIMO, E., VAVŘÍČEK, D., 1991: Acidifikace a vápnění lesních půd v Beskydech. *Lesnictví*, 37, 61-72
- KOUBA, M., KLÁN, R., 2006: Vývoj pedochemických charakteristik v čase u porostů smrku pichlavého a břízy na náhorní plošině Krušných hor na půdách degradovaných buldozerovou přípravou v lokalitě Boleboř. In: SLODIČÁK, M., NOVÁK, J.: *Lesnický výzkum v Krušných horách - recenzovaný sborník z celostátní vědecké konference*, VÚLHM, 79-88

- KOZÁK, J. (ed.) 2009: Atlas půd České republiky. Landwirtschaftsministerium und Tschechische Landwirtschaftliche Universität Prag, 150 S.
- KRAPFENBAUER, A., BUCHLEITNER, E., 1981: Holzernte, Biomassen- und Nährstoffaustrag. Nährstoffbilanz eines Fichtenbestandes. Centralblatt für das gesamte Forstwesen, 98, 193-223
- KREUTZER, K., 1979: Ökologische Fragen zur Vollbaumernte. Forstwissenschaftliches Centralblatt, 98, 298-308
- KREUTZER, K., 1995: Effects of liming on soil processes. Plant and Soil, 168, 447-470
- KRUG, E., C., FRINK, CH., 1986: Acid rain on acid soil: a new perspective. Science, 221, 520- 525
- KUBELKA, L., 1988: Účinnost leteckého vápnění v oblasti Krušných hor. Lesnická práce, 67, 542-546
- KUBELKA, L. (ed.), 1992: Obnova lesa v imisemi poškozené oblasti severovýchodního Krušnohoří. Landwirtschaftsministerium, 133 S.
- KULA, E., 2009: Půdní a epigeická fauna stanovišť ovlivněných vápněním a její dynamika. Tschechischer Staatsforst und Mendel-Universität Brno, 438 S.
- KULHAVÝ, J., 2000: The effect of sulphur addition and liming on soils in Norway spruce stands. In: KLIMO, E., HAGER, H., KULHAVÝ, J. (eds.): Spruce monocultures in Central Europe - problems and prospects. EFI Proceedings No. 33, 93-101
- KULHAVÝ, J., 2002: Hodnocení účinnosti melioračních opatření na lesních půdách. LF MZLU, 44 S.
- KULHAVÝ, J., BETUŠOVÁ, M., GRUNDA, B., 2001: Jak dál v přípravě půdy pro zalesňování v Krušných horách. In: SLODIČÁK, M., NOVÁK, J.: Výsledky lesnického výzkumu v Krušných horách. VÚLHM, 33-39
- KULHAVÝ, J., FORMÁNEK, P., 2001: Nitrogen transformation in the soil of spruce stands in the plateau part of the Krušné hory Mts. (Erzgebirge) and its relation to nitrogen uptake. Journal of Forest Science, 47, 73-77
- KULHAVÝ, J., KLIMO, E., 1998: Soil and nutrition status of forest stands under various site conditions of the Moravian-Silesian Beskids. Chemosphere, 36, 1113-1118
- KULHAVÝ, J., LOMSKÝ, B., SÁŇKA, M., 2000: Posouzení účinnosti vpravování dolomitického vápence do půdy rýhovým rotavátorem. In: SLODIČÁK, M., Novák, J.: Výsledky a postupy výzkumu v imisní oblasti SV Krušnohoří. VÚLHM, 11-20
- KULHAVÝ, J., MARKOVÁ, I., DRÁPELOVÁ, I., TRUPAROVÁ, S., 2009: The effect of liming on the mineral nutrition of the mountain Norway spruce (*Picea abies* L.) forest. Journal of Forest Science, 55, 1-8
- KULHAVÝ, J., ŠRÁMEK, V., LOMSKÝ, B., FIALA, P., BORŮVKA, L., MENŠÍK, L., 2008: Stav lesních půd zájmové oblasti. In: SLODIČÁK, M., et al. (eds.): Lesnické hospodaření v Krušných horách. LČR, VÚLHM, 71-98
- KUNEŠ, I., 2003: Prosperity of spruce plantation after application of dolomitic limestone powder. Journal of Forest Science, 49, 220-228
- KUNEŠ, I., BALCAR, V., VYKYPĚLOVÁ, E., ZADINA, J., 2006: Vliv jamkové aplikace moučky dolomitického vápence na půdní prostředí uvnitř sadebních jamek a mimo jamkový prostor v rámci podmínek kyselého horského stanoviště v Jizerských horách. Zprávy lesnického výzkumu, 51, 84-91

- KUNEŠ, I., PODRÁZSKÝ, V., 2003: Trvalost efektu chemické meliorace na imisních holinách. In: SLODIČÁK, M., NOVÁK J.: Výsledky lesnického výzkumu v Krušných horách v roce 2002. VÚLHM, 25-31
- LAF 2000: Leitfaden Forstliche Bodenschutzkalkung in Sachsen. Sächsische Landesanstalt für Forsten, Schriftenreihe der LAF, Heft 21/2000, 58 S.
- LETTL, A., 1992: Vápnění a hnojení zatravněných lesních porostů. Lesnictví, 38, 35-45
- LJUNGSTRÖM, M., NIHLGÁRD, B., 1995: Effects of lime and phosphate additions on nutrient status and growth of beech (*Fagus sylvatica* L.) seedlings. Forest Ecology and Management, 74, 133-148
- LOCHMAN, V., 2000: Vývoj depozice imisních látek, chemismu půdní vody a půdy na výzkumných plochách Šerlich a složení vody v povrchovém zdroji. In: SLODIČÁK, M., (ed.): Sborník referátů z celostátního semináře Opočno, 31. 8.-1. 9. 2000. VÚLHM, 31-36
- LOCHMAN, V., BÍBA, M., ŠEBKOVÁ, V., 2001: Vývoj zásoby přístupných živin v půdách výzkumných povodí Červíku A, Červíku B a Malé Ráztoky. Beskydy, 14, 43-50
- LOCHMAN, V.; MAXA, M.; BÍBA, M., 2006: Vývoj chemismu půdy na výzkumných plochách VÚLHM v období poklesu spadu imisních látek. Zprávy lesnického výzkumu, 51, 106-120
- LOCHMAN, V., ŠEBKOVÁ, V., 1998: The development of air pollutant depositions and soil chemistry on the research plots in the eastern part of the Ore Mts. Lesnictví-Forestry, 45, 549-560
- LOCHMAN, V., ŠRÁMEK, V., FADRHOŇSOVÁ, V., LACHMANOVÁ, Z., 2008: Změny zásoby sledovaných prvků v lesních půdách na plochách Moldava v Krušných horách. Zprávy lesnického výzkumu, 53, 165-178
- LOMSKÝ, B., NOVOTNÝ, R., ŠRÁMEK, V., 2011: Změny ve výživě fosforem v mladých smrkových porostech. Zprávy lesnického výzkumu, 56, 83-93
- LOMSKÝ, B., PFANZ, H., 2002: S02-pollution and forest decline in the Ore Mts. Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Landwirtschaftsministerium, 342 S.
- LOMSKÝ, B., ŠRÁMEK, V., 2004: Different types of damage in mountain forest stands of the Czech Republic. Journal of Forest Science, 50, 533-537
- LOMSKÝ, B., ŠRÁMEK, V., MAXA, M., 2006: Fertilizing measures to decrease Norway spruce yellowing. Journal of Forest Science, 52, Special issue, 65-72
- LOMSKÝ, B., ŠRÁMEK, V., NOVOTNÝ, R., 2012: Changes in the air pollution load in the Jizera Mts.: effects on the health status and mineral nutrition of the young Norway spruce stands. European Journal of Forest Research, 131, 757-771
- LORENZ, K., FEGER, K.-H., KANDELER, E., 2001: The response of soil microbial biomass and activity of a Norway spruce forest to liming and drought. J. Plant. Nutr. Soil. Sci. 164, 9-19
- MAŘAN, B., KÁŠ, V., 1948: Biologie lesa I. - pedologie a mikrobiologie lesních půd: Melantrich, 596 S.
- MATERNA, J., 1963: Výživa a hnojení lesních porostů. Státní zemědělské nakladatelství. 229 S.
- MATERNA, J., 1986: Změny ve výživě lesních porostů a jejich kompenzace. In: Vápnění lesních půd v imisních oblastech. Ústí nad Labem, Dům techniky ČSVTS, 8-16

- MATERNA, J., SKOBLÍK, J., 1988: Vápnění - nutné opatření pro omezení vlivu imisí na les. Lesnická práce, 67, 387-391
- MATZNER, E., 1985: Auswirkungen von Düngung und Kalkung auf den Elementumsatz und die Elementverteilung in zwei Waldökosystemen im Solling. Allgemeine Forstzeitschrift, 41. 1143-1147.
- MATZNER, E., ULRICH, B., 1983: The turnover of protons by mineralization and ion uptake in a beech (*Fagus sylvatica*) and Norway spruce ecosystem. In: ULRICH, B., PANKRATH, J. (eds.): Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems. Proceedings of a Workshop, Göttingen 1982, 93-103
- MCKIE, B. G., PETRIN, Z., MALMQUIST, B., 2006: Mitigation or disturbance? Effects of liming on macroinvertebrate assemblage structure and leaf litter decomposition in the humic streams of northern Sweden. Journal of Applied Ecology, 43, 780-791
- MEIWES, K. J., 1995: Application of lime and wood ash to decrease acidification of forest soils. Water Air and Soil Pollution, 85, 143-152
- MEIWES, K. J., MINDRUP, M., KHANNA, P. K., 2002: Retention of Ca and Mg in the forest floor of a spruce stand after application of various liming materials. Forest Ecology and Management, 159, 27-36
- MENGEL, K., LUTZ, H., BREININGER, M., 1987: Auswaschung von Nährstoffen durch sauren Nebel aus jungen intakten Fichten (*Picea abies*). Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 150, 61-68
- MENŠÍK, L., KULA, E., 2011: Forest floor and soils in limed stands of substitute species in Klášterec nad Ohří forest district in the Krušné hory Mts. Journal of Forest Science, 57, 96-106
- MINDÁŠ, J., ŠKVARENINA, J. (eds.) 2003: Lesy Slovenska a globálné klimatické zmeny. EFRA Zvolen, Lesnický výskumný ústav Zvolen, 128 S.
- MUSIL, I., PAVLÍČEK, V., 2002: Liming of forest soils: effectiveness of particle-size fractions. Journal of Forest Science, 48, 121-129
- MZe, 2013: Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2012. Landwirtschaftsministerium, 132 s.
- NĚMEC, A., 1938: Vliv vápnění na vzrůst sazenic smrku v lesních školkách. Lesnická práce, 17, 209-231
- NĚMEC, A., 1939: Poruchy výživy smrkových kultur na ortštejnových půdách velkostatku Hrubá Skála. Sborník Československé akademie zemědělské, 18, 26-35
- NĚMEC, A., 1942: Příčiny krnění a zlepšení vzrůstu kultur borovice v polesí Běleč lesního úřadu města Hradec Králové. Sborník Československé akademie zemědělské, 17, 74-84
- NĚMEC, A., 1949: Zkušenosti z pokusů zlepšování vzrůstu krnicích kultur a meliorace degradovaných lesních půd. Československý les, 29, 364-366
- NĚMEC, A., 1956: Meliorace degradovaných lesních půd. Státní zemědělské nakladatelství Praha, 294 s.
- NĚMEC, A., MAŘAN, B., 1939: Výsledky melioračních pokusů na onemocnělých lesních půdách v pánvi plzeňské. Lesnická práce, 18, 507-539

- NĚMEČEK, J. MACKŮ J., VOKOUN J., VAVŘÍČEK D., NOVÁK P., 2001: Taxonomický klasifikační systém půd České republiky. Tschechische Landwirtschaftliche Universtität Prag, 78 S.
- NILSSON, S. V., ANDERSSON, S., VALEUR, I., PERSSON, T., BERGHOLM, J., WIRÉN, A., 2001: Influence of dolomite lime on leaching and storage of C, N and S in a spodosol under Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) *Forest Ecology and Management*, 146, 55-73
- NILSSON, J., GRENNFELT, P., 1998: Critical loads for sulphur and nitrogen. Workshop at Skokloster, Sweden, March 19-24. The Nordic Council of Ministerial Report 15, Copenhagen
- NOVOTNÝ, R., LACHMANOVÁ, Z., ŠRÁMEK, V., VORTELOVÁ, L., 2008: Air pollution load and stand nutrition in the forest district Jablunkov, part Nýdek. *Journal of Forest Science*, 54, 49-54
- NOVOTNÝ, R., ŠRÁMEK, V., MENŠÍK, L., 2012: Drcení těžebních zbytků - vhodný způsob udržení živin v lesním ekosystému. *Lesnická práce*, 91, 637-639
- OLSSON B. A., BENGTTSSON J., LUNDKVIST H., 1996: Effects of different forest harvest intensities on the pools of exchangeable cations in coniferous forest soils. *Forest Ecology and Management*, 84: 135-147.
- OLEHLE F., McDOWELL W. H., AITKENJEAD-PETERSON J. A., 2008: Long-term trends in stream nitrate concentrations and losses across watersheds undergoing recovery from acidification in the Czech Republic. *Ecosystems*, 11, 410-425
- PAMPE, A., MEIWES, K. J., PETERSEN, R., 2004: Effekte plätzeweiser Kalkeinarbeitung auf Sprosswachstum, Wurzelausbreitung und Ernährungszustand gepflanzter Buchen (*Fagus sylvatica* L.). *Forstarchiv*, 75, 131-142
- PEŘINA, V., PODRÁZSKÝ, V., 1988: Účinnost vápnění v Jizerských horách. *Lesnická práce*, 67, 12-17
- PLÍVA, K., ŽLÁBEK, I., 1986: Přírodní lesní oblasti ČR. SZN und Ministerium für Forst- und Wasserwirtschaft, 313 S.
- PODRÁZSKÝ, V., 1989: Vliv vápnění na chemické vlastnosti lesních půd Jizerských hor a Krkonoš. *Práce VÚLHM*, 74, 169-205
- PODRÁZSKÝ, V., 1990: Dosavadní výsledky výzkumu vápnění v imisních oblastech Jizerských hor, Krkonoš a Orlických hor. *Lesnická práce*, 69, 399-404
- PODRÁZSKÝ, V., 1991a: Vliv vápnění na vlastnosti lesních půd a na odolnost lesních dřevin vůči působení imisí. *Lesnictví*, 37, 161-182
- PODRÁZSKÝ, V., 1991b: Krátkodobé účinky vápnění v extrémních imisně ekologických podmínkách Orlických hor. *Lesnictví*, 37, 1009-1023
- PODRÁZSKÝ, V., 2001: Potřeba a možnosti využití vápnění a hnojení v oblasti Krušných hor. In: SLODICÁK, M., NOVÁK, J.: *Výsledky lesnického výzkumu v Krušných horách*. VÚLHM, 41-47
- PODRÁZSKÝ, V., 2003a: Chemická meliorace v komplexu lesnických opatření. In: *Využití chemické meliorace v lesním hospodářství ČR. Sammelband eines Seminars vom 18. Februar 2003*, Kostelec nad Černými lesy. Tschechische Landwirtschaftliche Universität, 6-7
- PODRÁZSKÝ, V., 2003b: Krátkodobé účinky vápnění v extrémních imisně ekologických podmínkách Orlických hor. *Lesnictví-Forestry*, 39, 97-105

- PODRÁZSKÝ, V., 2006: Effect of controlled liming on the soil chemistry on the immission clear-cut. *Journal of Forest Science*, 52, Special issue, 28-34
- PODRÁZSKÝ, V., REMEŠ, J., ULBRICHOVÁ, I., 2003: Biological and chemical amelioration effects on the localities degraded by bulldozer site preparation in the Ore Mts. - Czech Republic. *Journal of Forest Science*, 49, 141-147
- PODRÁZSKÝ, V., REMEŠ, J., ULBRICHOVÁ, I., SVOBODA, M., BURDA, P., KRATOCHVÍL, J., RYŠÁNKOVÁ, H., 2002: Využití opatření chemické meliorace a spontánních procesů v obnově lesů Krušných hor v jejich západní části. *Fakultät Forstwissenschaften der Tschechischen Landwirtschaftlichen Universität*, 65 S.
- PODRÁZSKÝ, V., ULBRICHOVÁ, I., 2002: Dlouhodobé účinky povrchového vápnění na stav kultur smrku a lesní půdy v imisních oblastech. In: SLODIČÁK, M., NOVÁK, J.: *Výsledky lesnického výzkumu v Krušných horách v roce 2001*. VÚLHM, 29-36
- PODRÁZSKÝ, V., ULBRICHOVÁ, I., REMEŠ, J., 2001: Účinnost provozního vápnění v Jizerských horách. *Lesnická práce*, 80, 438-440
- POTTHOFF, M., ASCHE, N., STEIN, B., MUHS, A., BEESE, F., 2008: Earthworm communities in temperate beech wood forest soils affected by liming. *European Journal of Soil Biology*, 44, 247-254
- PRETEL, J. (ed.), 2011: Zpřesnění dosavadních odhadů dopadů klimatické změny v sektorech vodního hospodářství, zemědělství a lesnictví a návrhy adaptačních opatření. *Technické shrnutí výsledků projektu VaV - SP/1a6/108/07*. Tschechisches Hydrometeorologisches Institut, 67 S.
- RAŠKA, L., 1989: Vyhodnocení účinku leteckého vápnění v Beskydech na lesních porostech poškozených imisemi. *Lesnická práce*, 68, 536-540
- RINEAU, F., MAURICE, J.-P., NYS, C., VOIRY, H., GARBAYE, J., 2010: Forest liming durably impact the communities of ectomycorrhizas and fungal epigeous fruiting bodies. *Annals of Forest Science*, 67, 110.1-110.12
- ROSENBERG, W., NIEROP, K. G. J., KNICKER, H., DE JAGER, P. A., KREUTZER, K., WEIB, T., 2003: Liming effects on the chemical composition of the organic surface layer of a mature Norway spruce stand (*Picea abies* [L.] Karst.). *Soil Biology & Biochemistry*, 35, 155-165
- ROTTER, P., ŠRÁMEK, V., VÁCHA, R., BORŮVKA, L., FADRHOŇSOVÁ, V., SAŇKA, M., DRÁBEK, O., VORTELOVÁ, L., 2013: Rizikové prvky v lesních půdách: review. *Zprávy lesnického výzkumu*, 58, 17-27
- SAARI, A., SMOLANDER, A., MARTIKAINEN, P. J., 2004: Methane consumption in a frequently nitrogen-fertilized and limed spruce forest soil after clear-cutting. *Soil Use and Management*, 20, 65-73
- SAMEK, P., VAVŘÍČEK, D., ŠIMKOVÁ, P., PŇÁČEK, J., 2007: Multivariate statistical approach to comparison of the nutrient status of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) and top-soil properties in differently managed forest stands. *Journal of Forest Science*, 53, 101-112
- SAMEK, T., 2007: Evidence meliorací lesních půd. *Lesnická práce*, 86, 802-803
- SAMEK, T., FIALA, P., REININGER, D., MALÝ, S., 2011: Kontrola účinnosti vápnění v lesích. *Lesnická práce*, 90, 664-666

- SCHREFFLER, A., M., SHARPE, W., E., 2003: Effects of lime, fertilizer, and herbicide on forest soil and soil solution chemistry, hardwood regeneration, and hardwood growth following shelterwood harvest. *Forest Ecology and Management*, 177, 471-484
- SCHÜLLER, G., 1991: Initial compensation of acidic deposition in forest ecosystems by different rock meals. *Water Air and Soil Pollution*, 54, 435-444
- SCHULZE, E. D. (ed.), 2000: Carbon and nitrogen cycling in European forest ecosystems. *Ecological Studies* 142. Springer, 500 S.
- SILKSTRÖM, U., 2002: Effects of liming and fertilization (N, PK) on stem growth, crown transparency, and needle element concentrations of *Picea abies* stands in southwestern Sweden. *Canadian Journal of Forest Research*, 32: 1717-1727
- SKOŘEPOVÁ, I., ROUŠAROVÁ, Š., FANTA, M., ŠOLC, P., STRNAD, Z., 1997: Mapování kritických zátěží síry a dusíku na území České republiky. *Ochrana ovzduší*, 3, 2-7
- SLODIČÁK, M. (ed.), 2005: Lesnické hospodaření v Jizerských horách. *Lesy České republiky, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti*, 232 S.
- SMOLANDER, A., MÄLKÖNEN E., 1994: Microbial biomass C and N in limed soil of Norway spruce stands. *Soil. Biol. Biochem.*, 26, 503-509
- SPELLMANN, H., MEIWES, K. J., 1995: Positive Auswirkungen der Kalkung. *Allgemeine Forstzeitschrift*, 71-73
- ŠEBKOVÁ, V., ŠRÁMEK, V., LOMSKÝ, B., 2001: The effect of liquid fertilisers application on the damaged spruce stands in western part of the Ore Mts. *Journal of Forest Science*, 47, Special issue, 132-138
- ŠRÁMEK, V., 2005: Metodika výběru ploch pro plošnou chemickou melioraci půd. *TEI - bulletin technicko-ekonomických informací, VÚLHM*, 8 S.
- ŠRÁMEK, V., FADRHOŇSOVÁ, V., VORTELOVÁ, L., LOMSKÝ, B., 2012: Development of chemical soil properties in the western Ore Mts. (Czech Republic) 10 years after liming. *Journal of Forest Science*, 58, 57-66
- ŠRÁMEK, V., LOMSKÝ, B., FADRHOŇSOVÁ, V., 2003: Vápnění lesních porostů v Krušných horách - výsledky opakovaných analýz na LS Horní Blatná a OL Boží dar. In: SLODIČÁK, M., NOVÁK, J.: *Výsledky lesnického výzkumu v Krušných horách v roce 2002. VÚLHM*, 33-40
- ŠRÁMEK, V., LOMSKÝ, B., NOVOTNÝ, R., 2009: Hodnocení obsahu a zásoby živin v lesních porostech - literární přehled. *Zprávy lesnického výzkumu*, 54, 307-315
- ŠRÁMEK, V., LOMSKÝ, B., ŠEBKOVÁ, V., 2000: Zdravotní stav lesních porostů v Orlických horách z hlediska imisního zatížení a stavu výživy. In: SLODIČÁK, M. (ed): *Lesnické hospodaření v imisní oblasti Orlických hor. Sborník referátů z celostátního semináře. VÚLHM*, 89-93
- ŠRÁMEK, V., MATERNA, J., NOVOTNÝ, R., FADRHOŇSOVÁ, V., 2006a: Effect of forest liming in the Western Krušné hory Mts. *Journal of Forest Science*, 52, Special Issue, 45-51
- ŠRÁMEK, V., VORTELOVÁ, L., NOVOTNÝ, R., MAXA, M., 2006b: Střednědobá účinnost vápnění v Krušných horách - výsledky opakovaných analýz půd a jehličí v období pěti let po zásahu. In: SLODIČÁK, M., NOVÁK, J.: *Lesnický výzkum v Krušných horách - recenzovaný sborník z celostátní vědecké konference. VÚLHM*, 317-333

- ŠRÁMEK, V., NOVOTNÝ, R., 2013: Stav lesních půd a chřadnutí smrku. *Lesnická práce*, 92, 370- 371
- ŠRÁMEK, V., NOVOTNÝ, R., LOMSKÝ, B., FADRHONSOVÁ, V., 2004: Testování nově vyvinutého melioračního materiálu na LS Kraslice. In: NOVÁK, J., SLODIČÁK, M.: Výsledky lesnického výzkumu v Krušných horách v roce 2003. 167-174
- ŠRÁMEK, V., SLODIČÁK, M., LOMSKÝ, B., BALCAR, V., KULHAVÝ, J., HADAŠ, P., PŮLKRÁB, K., ŠIŠÁK, L., PĚNIČKA, L., SLOUP, M., 2008a: The Ore Mountains: Will successive recovery of forests from lethal Disease be successful? *Mountain Research and Development*, 28, 216-221
- ŠRÁMEK, V., VORTELOVÁ, L., LOMSKÝ, B., 2008b: BIOSOIL - Evropský projekt monitoringu lesních půd - průběh v České republice. Půda v moderní informační společnosti - 1. Konference der Tschechischen Pedologischen Gesellschaft und der Societas pedologica slovacica - Sammelband (auf CD), 287-297
- ŠRÁMEK, V., VORTELOVÁ, L., FADRHONSOVÁ, V., HELLEBRANDOVÁ, K., 2011: Výsledky výzkumu lesních půd v rámci programu Biosoil v České republice - zajištění výživy dřevin základními živinami. In: SOBOCKÁ J.: Diagnostika, klasifikácia a mapovanie pôd. Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, Societas pedologica slovacica, Bratislava, 182-190
- ŠRÁMEK, V., JURKOVSKÁ, L., FADRHONSOVÁ, V., HELLEBRANDOVÁ, K., 2013: Chemismus lesních půd ČR podle typologických kategorií - výsledky monitoringu lesních půd v rámci projektu EU „BioSoil“. *Zprávy lesnického výzkumu*, 58, 314-323
- TESAŘ, V., 1986: Reakce smrku zteplého na přihnojení vápencem nebo diabazem při výsadbě do imisní oblasti. In: Vápnění lesních půd v imisních oblastech. Ústí nad Labem, Dům techniky ČSVTS, S. 36-45
- TOMLINSON, G.H., 2003: Acidic deposition, nutrient leaching and forest growth. *Biogeochemistry*, 65, 51-81
- ÚHÚL, 2007: Národní inventarizace lesů v České republice, 2001-2004. Úvod, metody, výsledky. Ústav pro hospodářskou úpravu lesů, Brandýs nad Labem. 224 S.
- ÚKZÚZ, 2009: Metodický pokyn č. 22/OBKP: Kontrola kvality leteckého rozmetání vápence. ÚKZÚZ Brno, 3 S.
- ULRICH, B., MEYER, H., JÄNICH, K., BÜTTNER, G., 1989: Basenverluste in den Böden von Hainsimsen - Buchenwäldern in Südniedersachsen zwischen 1954 und 1986. *Forst und Holz*, 44, 251-253
- UNECE, 2011: The condition of forests in Europe. 2011 executive summary. ICP Forests, UNECE, 21 S.
- UNECE, 2012: The condition of forests in Europe. 2012 executive summary. ICP Forests, UNECE, 24 S.
- VANGUELOVA E.I., HIRANO Y., ELDHUSET T.D., SAS-PASZT L., BAKKER M.R., PÜTTSEPP Ü., BRUNNER I., LÖHMUS K., GODBOLD K., 2007: The fine roots Ca/Al molar ratio - indicator of Al and acidity stress. *Plant Biosystems*, 141, 460-480
- VAVŘÍČEK, D., 2000: Možnosti využití tabletovaného hnojiva při revitalizaci lesních ekosystémů. In: SLODIČÁK, M., (ed.): Sborník referátů z celostátního semináře Opočno, 31. 8.-1. 9. 2000. VÚLHM, 151-159
- VAVŘÍČEK, D., 2001: Některá rizika spojená s povrchovým vápněním lesních ekosystémů. In: SLODIČÁK, M., NOVÁK, J., Výsledky lesnického výzkumu v Krušných horách. VÚLHM, 21-27

- VEJRE, H., INGERSLEV, M., RAULUND-RASNZSEN, K., 2001: Fertilization of Danish forests: A review of experiments. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 16, 502-513
- VORTELOVÁ, L., ŠRÁMEK, V., LOCHMAN, V., MAXA, M., FADRHONSOVÁ, V., 2007: Development of soil solution chemistry in the Ore Mountains. In: *Forestry research in the Ore Mts. Reviewed proceedings from the national scientific workshop, Teplice 14.9. 2007*. Verlagszentrum der Mendel-Universität Brno, 93-106
- WANNER, M., FUNKE, I., FUNKE, W., 1994: Effects of liming, fertilization and acidification on pH, soil moisture and ATP content of soil from a spruce forest in Southern Germany. *Biology and Fertility of Soils*. 17,297-300
- ZÁHORNADSKÁ, J., 2002: Srovnávací studie analytických metodik pro rozborů půd VÚLHM a ÚKZUZ. VÚLHM, 17 S.
- ZIRLEWAGEN, D., VON WILPERT, K., 2004: Using model scenarios to predict and evaluate forest-management impacts on soil - base saturation at landscape level. *European Journal of Forest Research*, 123, 269-282
- ZÖTTL, H. W., 1985: Die Rolle der Nährelementversorgung bei der Entwicklung „neuartiger“ Waldschäden. *VDI-Berichte*, 560, 887-896

Waldkalkung in der Tschechischen Republik

Autoren:

Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v.v.i.:

Vít Šrámek

Radek Novotný

Kateřina Neudertová-Hellebrandová

Tomáš Čihák

Věra Fadrhonsová

Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský:

Přemysl Fiala

Dušan Reiningger

Tomáš Samek

Wissenschaftliches Lektorat:

Prof. Ing. Vilém Podrázský, CSc.

Prof. Ing. Jiří Kulhavý, CSc.

ISBN 978-80-7434-382-7

Prag 2017

Die vorliegende Publikation wurde im Auftrag des Ministeriums für Landwirtschaft erstellt.

Die den Kalkungserfolg betreffenden Erkenntnisse wurden im Rahmen der Kontrolle von im Auftrag des Ministeriums für Landwirtschaft durchgeführten Kalkungsmaßnahmen gewonnen. Die fortlaufende statistische Auswertung der Daten erfolgte im Rahmen des Projekts Nr. 0002070203 des Ministeriums für Landwirtschaft.

Übersetzung aus dem Tschechischen durch das Fremdspracheninstitut Dresden
im Auftrag des Staatsbetriebes Sachsenforst (Juni 2016)

Bearbeitung der deutschen Fassung durch Dr. Henning Andreae, Frank Jacob und Josephine Patzelt
(November 2016)

Herausgeber:

Ministerium für Landwirtschaft der Tschechischen Republik in Zusammenarbeit mit Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v.v.i.

www.eagri.cz

www.vulhm.cz

www.ukzuz.cz



MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT
DER TSCHECHISCHEN REPUBLIK



Forestry and
Game Management
Research Institute



Sachsenforst