

Holzernte und Nährstoffnachhaltigkeit in Buchenbeständen

Schlussbericht, Birmensdorf, 31. Oktober 2023

Bestellnummer: 110011769

Kreditnummer A231.0327 Wald, Sachkonto 3632006200 «Nährstoffnachhaltigkeit Buche»

BAFU, Abteilung Wald, WHFF-CH, Claire-Lise Suter

Stephan Zimmermann, Daniel Kurz, Timothy Thripleton, Reinhard Mey, Stefan Holm, Golo Stadelmann, Maximilian Posch, Janine Schweier



Stephan Zimmermann
FE Waldböden und Biogeochemie
Eidg. Forschungsanstalt WSL
8903 Birmensdorf

Ausführende in Feld und Labor: Marco Walser, Roger Köchli, Daniel Christen, Alois Zürcher,
Behzad Rahimi (alle WSL);

Inhaltsverzeichnis

1.	Einleitung	4
1.1	Problemstellung	4
1.2	Wissensstand	5
1.3	Ziele und Fragestellung	8
2.	Methoden und Material	10
2.1	Untersuchungsgebiete	10
2.2	Versuchsdesign	11
2.3	Elementausstattung und Nährstoffvorräte im Boden	16
2.4	Holzernteszenarien und Nährstoffexport durch Holzernte	16
2.4.1	Der Waldsimulator SwissStandSim	16
2.4.2	Standorte und Bestände der Fallstudie	17
2.4.3	Basis der Simulationen	18
2.4.4	Berechnung von Biomassekompartimenten	19
2.5	Mineralogie und Verwitterung	20
2.5.1	Quantifizierung der mineralogischen Zusammensetzung der Böden	20
2.5.2	Verwitterungsrate und Sickerwasserverluste	23
2.6	Atmogene Depositionen	33
2.7	Bilanzierungsszenarien	34
3.	Resultate	35
3.1	Elementausstattung und Chemismus der Böden	35
3.1.1	pH-Wert	35
3.1.2	austauschbare Kationen	36
3.1.3	Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte	37
3.1.4	pflanzenverfügbare Elementgehalte	39
3.2	Nährstoffvorräte im Boden	42
3.3	Nährelementgehalte der Baumkompartimente	44
3.4	Holzernteszenarien und Nährstoffexport durch Holzernte	47
3.5	Mineralogie und Verwitterung	51
3.5.1	Effektive Totalgehalte	51
3.5.2	Verifikation der Mineralogiebestimmung	52
3.5.3	Verwitterungsraten von Ca, Mg, K, N und P	55
3.5.4	Verluste von Ca, Mg, K, N, P und S durch Sickerwasser	57
3.6	Atmogene Depositionen	58
3.7	Bilanzierung für verschiedene Bewirtschaftungsszenarien	59
3.7.1	Bewirtschaftungsszenarien	59
3.7.2	Kalzium	59
3.7.3	Magnesium	60
3.7.4	Kalium	61
3.7.5	Stickstoff	62
3.7.6	Phosphor	62
3.7.7	Szenarien mit erweitertem Wurzelraum	63
4.	Diskussion	66
4.1	Allgemeine Bemerkungen zur Bilanzierung	66
4.2	Biomassenutzung bei verschiedenen waldbaulichen und Erntestrategien	67
4.3	Bilanzierung der basischen Kationen	68
4.4	Bilanzierung von Stickstoff und Phosphor	68

4.5	Einfluss der Mächtigkeit des Wurzelraumes auf die Nährstoffbilanzen	69
4.6	Wertung der Nährstoffbilanzen bezüglich Nährstoffnachhaltigkeit	70
4.7	Vergleich frühes vs. spätes Pleistozän	73
5.	Ausblick	74
	Verdankungen	75
	Literaturliste	76
	Anhang	81

1. Einleitung

1.1 Problemstellung

Im Bestreben, auf den Klimawandel zu reagieren, wird der Ersatz von fossilen Energieträgern durch erneuerbare Energiequellen angestrebt. Holz ist ein natürlich nachwachsender Rohstoff, der bei Verwendung als Energieträger klimaneutral ist. Zudem ist es unabhängig von saisonalen Schwankungen verfügbar. Aufgrund dieser Tatsachen wurde die Energieholznutzung in den letzten Jahren vor allem im Schweizer Mittelland intensiviert und es wird teilweise eine möglichst vollständige Ernte der gesamten oberirdischen Baumbiomasse (Vollbaumernte) angestrebt. Da ein Grossteil der Nährstoffe in Nadeln/Blättern, Zweigen und Rinde gespeichert ist, wird der Nährstoffentzug durch eine Vollbaumernte deutlich erhöht (Sayer 2006; Khanna et al. 2009; Rademacher et al. 2009). Abbildung 1 veranschaulicht diese Zusammenhänge am Beispiel der Fichte: wird eine 100%-ige Derbholznutzung ohne Rinde (d.h., es wird nur Stammholz ab 7 cm Durchmesser geerntet) angenommen, dann werden mit einer Vollbaumnutzung (Stammholz inkl. 100% der Nadeln, Zweige und Rinde) nur 1.4 Mal mehr Biomasse exportiert, jedoch je nach Nährstoff 3-9 Mal mehr Nährstoffe entnommen. Diese Faktoren gelten annäherungsweise auch für Buchenwälder, wo die Holzernte im laubfreien Zustand erfolgt (Khanna et al. 2009). Bei einer derart intensivierten Holznutzung besteht die Gefahr, dass sie auf nährstoffarmen Standorten nicht mehr nachhaltig bezüglich der Nährstoffversorgung der Nachfolgegenerationen sein kann, d.h. es wird mehr genutzt als natürlicherweise im Boden vorhanden ist oder durch Prozesse nachgeliefert werden kann, was es zu verhindern gilt. Gleichzeitig gibt es viele Standorte, die sehr gut nährstoffversorgt sind und auf denen eine intensive Nutzung ohne Bedenken erfolgen kann. Diese Standorte gilt es zu identifizieren, um die Forstbetriebe bei ihrem Beitrag zur Schweizer Energiewende zu unterstützen.

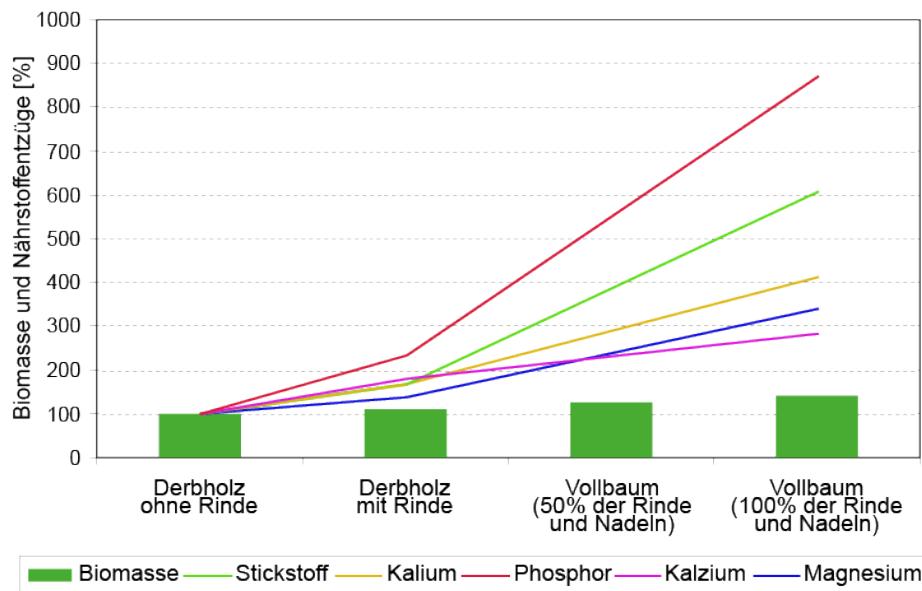


Abb. 1 Biomasse- und Nährstoffentzüge in einem 120-jährigen Fichtenbestand in Österreich (Englisch und Reiter 2009). Im Vergleich der beiden Extremvarianten erhöht sich der Biomasseentzug um den Faktor 1.4, der Nährstoffentzug jedoch um die Faktoren 3 bis 8.5.

Im Schweizerischen Mittelland, wo die intensivste Holznutzung stattfindet, sind Böden aus Gesteinen, die bereits länger verwittert und der Auswaschung ausgesetzt sind, potenziell am nährstoffärmsten sowie am sensitivsten gegenüber einer weiteren

Nährstoffverarmung. Dies sind vor allem Böden auf höherem Deckenschotter, welcher bereits im frühen Pleistozän (vor 2.5 Mio Jahren) durch Gletscher und Flüsse abgelagert und später nur noch während der grössten Vereisungen des mittleren Pleistozäns (bis vor 150'000 Jahren) mit frischen Sedimenten bedeckt wurde. Deshalb haben sich diese Böden bereits seit mindestens 150'000 Jahren entwickelt, verbunden mit einer natürlichen Versauerung und Nährstoffauswaschung (im Vergleich zu rund 10'000 Jahren auf den jüngsten Moränen des späten Pleistozäns). Die höheren Deckenschotter sind im Mittelland ziemlich verbreitet und stehen meist in höher gelegenen Gebieten wie auf dem Irchelplateau, auf dem Stadlerberg, auf den Höhenzügen des Surb- und Wehntals, auf dem Heitersberg sowie auf dem Albis an.

Es ist deshalb von grosser Wichtigkeit, auf solch sensitiven Standorten die Auswirkungen einer intensivierten Holzernte auf die Nährstoffnachhaltigkeit möglichst zuverlässig abschätzen zu können. Zudem bietet sich ein Vergleich mit Standorten auf Würmmoräne an, um die Auswirkungen der Holzernte auf stärker und weniger stark versauerten Standorten gegenüberzustellen. Vor diesem Hintergrund wollten wir mit dem vorliegenden Projekt auf dem Irchelplateau und im Gebiet Hard der Gemeinde Bülach in Buchenwäldern auf höherem Deckenschotter (Sedimente des frühen Pleistozäns) bzw. auf Würmmoräne (Sedimente des späten Pleistozäns) zwei Fallstudien durchführen, in welchen wir alle Bilanzgrössen mit den besten zur Verfügung stehenden Methoden bestimmen und beispielhaft Nährstoffbilanzierungen für verschiedene Bewirtschaftungsstrategien modellieren. Dazu wurden im Rahmen der ordentlichen Holzernte im Winter 2019/2020 von den gefällten Bäumen Proben zur Bestimmung des Nährstoffgehaltes entnommen sowie die im Rahmen der Kartierungsarbeiten der Bodenschutzfachstelle Zürich bereits vorhandenen Bodenprofile verwendet, um die Nährstoffgrössen (verfügbare und totale Gehalte, Nährstofffreisetzung durch Verwitterung, Nährstoffauswaschung) im Boden zu quantifizieren. Die Bilanzierungen der Nährstoffe sollten dabei so ausgestaltet werden, dass sie auf andere standörtliche Verhältnisse und Waldtypen anwendbar sind.

1.2 Wissensstand

Bereits in den 1970er Jahren wurde auf die Bedeutung des Nährstoffexports mit der Holzernte für die langfristige Entwicklung der Nährstoffausstattung und damit die Fruchtbarkeit der Waldstandorte hingewiesen (Ulrich 1972, Ulrich et al. 1975, Kreutzer 1979). In den 1980er und 1990er Jahren geriet diese Problematik im Angesicht der Immissionsschäden in den Hintergrund, jedoch häuften sich seit Ende der 1990er Jahre wieder die Hinweise auf defizitäre Nährstoffbilanzen. Fichter et al. (1998) fanden bei Untersuchungen des Haushalts basischer Kationen im Strengbach-Einzugsgebiet in den Vogesen, dass beim Kalzium die Freisetzung durch die Mineralverwitterung, über eine Umtriebszeit betrachtet, weder bei Fichten- noch bei Buchenbestockung ausreicht, um die Entzüge durch die Holzernte und die Auswaschung mit dem Sickerwasser zu kompensieren.

Zu ähnlichen Schlussfolgerungen kamen auch Rademacher et al. (1999) bei der Untersuchung der Nährstoffbilanz von Kiefernbeständen auf ärmeren pleistozänen Sanden in Niedersachsen. Über die Umtriebszeit ergab sich ein deutliches Bilanzdefizit vor allem beim Kalzium. Becker et al. (2000) berechneten an 45 Level II-Standorten in Deutschland mit Hilfe des Stoffhaushaltsmodells PROFILE (Sverdrup und Warfvinge 1993) die Freisetzungsraten von basischen Kationen durch die Mineralverwitterung und verglichen diese Rate mit der ebenfalls mit Hilfe des Modells geschätzten Aufnahmerate

dieser Kationen beim Derbholzzuwachs. An 39 der 45 Standorten überstiegen die langfristige Kalziumaufnahme die Freisetzung durch die Mineralverwitterung, und die kalkulierten Aufnahmeraten der essentiellen Nährelemente Magnesium und Kalium waren an 12 Standorten nicht durch eine entsprechende Verwitterungsrate gedeckt. Die langfristige Nährstoffversorgung ist an diesen Standorten demnach bereits ohne Holzernte nur bei entsprechend hoher atmosphärischer Deposition dieser Elemente oder durch Düngungsmassnahmen gewährleistet.

In der Schweiz hat das Institut für angewandte Pflanzenbiologie (IAP) für 82 Waldflächen Verwitterungsraten sowie alle anderen relevanten Nährstoffflüsse berechnet und entsprechende Bilanzierungen durchgeführt. An sechs der Flächen wurde eine dynamische Modellierung mit dem Modell ForSAFE (Belyazid et al. 2006) durchgeführt, wobei die Nährstoffbilanz bei Derbholzernte in zwei Fällen und bei Vollbaumernte in vier Fällen für basische Kationen negativ war (IAP 2015). Es liegen also relevante Hinweise vor, dass die mit der Holzernte verbundenen Nährstoffentzüge auf sehr armen Standorten schon bei herkömmlicher Holznutzung Risiken für die Nachhaltigkeit des Nährstoffhaushalts bergen.

Die seit wenigen Jahren steigende Nachfrage nach dem Rohstoff Holz hat bereits vielfach zu einer intensivierten Nutzung geführt. Hierbei werden verstärkt auch Holzsortimente, die bislang im Wald verblieben sind, für energetische Zwecke entnommen. Dies gilt teilweise auch für Reisigmaterial. Die zunehmende Entnahme führt zu einer Zunahme des Nährstoffexports mit entsprechenden Konsequenzen auf problematischen Standorten wie Abnahme der verfügbaren Nährstoffe im Boden, Bodenversauerung und Wachstumsreduktionen von 3 bis 7% bis zu 30 Jahre nach der Holzernte (Achat et al. 2015).

Die in Waldökosystemen gespeicherten Nährstoffe sind neben dem Wasser- und Wärmeangebot des Standorts entscheidend für das Wachstum und den Ertrag der Baumbestände (Block et al. 2016). Somit stellen sie einen sehr bedeutenden Teil des Produktionskapitals dar, welches uneingeschränkt erhalten werden soll. Die vor allem auf stark versauerten Standorten immer noch andauernden Folgewirkungen früherer Nutzungsformen (z. B. Streunutzung, Waldweide) zeigen, welche gravierenden und langfristigen Beeinträchtigungen der Nährstoffvorräte der Ökosysteme entstehen können (u.a. Wittich 1954; Kreutzer 1972, 1979; Bürgi et al. 2013).

Veränderungen der Nährstoffvorräte von Wäldern erfolgen meist schleichend und lassen sich durch Inventuren nur ungenau und über sehr lange Zeiträume erfassen. Daher werden als Indikatoren für Veränderungen Eintrags-/Austragsbilanzen verwendet (u. a. Ulrich et al. 1975, Ulrich et al. 1979). Als Eintrag werden die Freisetzung von Nährstoffen aus der Mineralverwitterung und die atmogene Stoffdeposition betrachtet (Abb. 2). Im benachbarten Ausland müssen als Einträge gegebenenfalls die Zufuhr von Nährstoffen über Kalkung, Ascherückführung oder Düngung berücksichtigt werden. Als Austräge werden in die Bilanzen die Auswaschung mit dem Sickerwasser und der Export von Nährstoffen mit der Holz- bzw. Biomassenutzung einbezogen. Über lange Zeiträume von einer bis mehrerer Umtriebszeiten sollten die Nährstoffbilanzen in etwa ausgeglichen sein (Göttlein et al. 2007; Lemm et al. 2010; Thees et al. 2013). Bei defizitären Bilanzen besteht die Gefahr einer Nährstoffverarmung, bei Überschüssen (z.B. beim Stickstoff) das Risiko einer unerwünschten Eutrophierung und Nährstoffungleichgewichten.

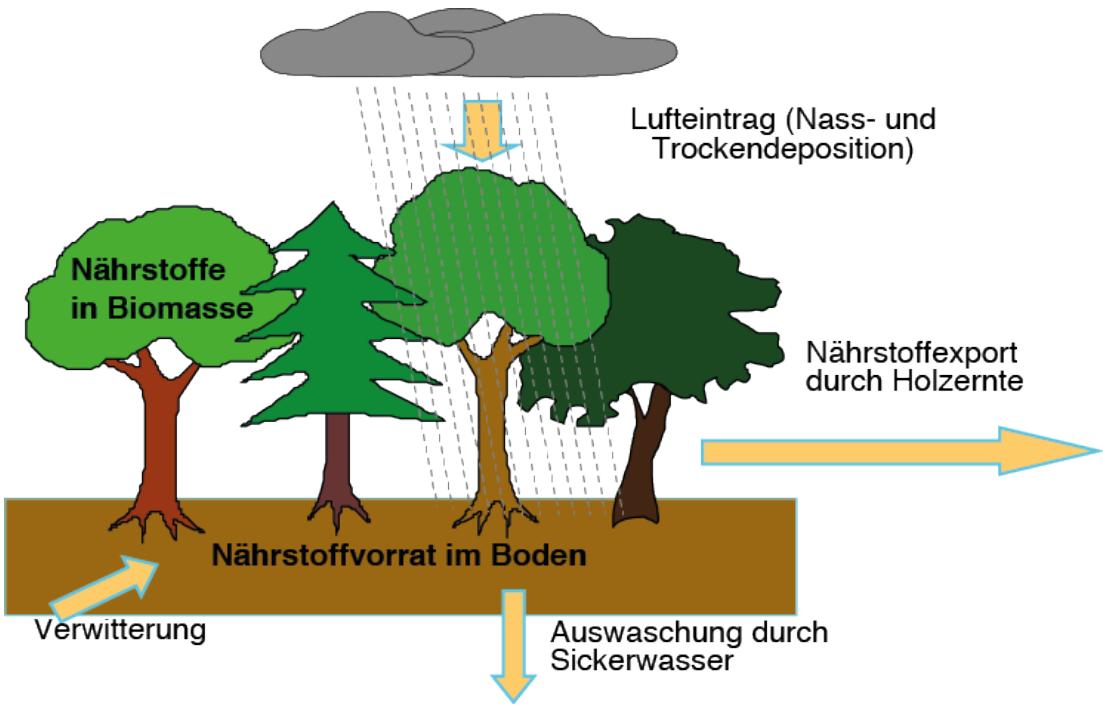


Abb. 2 Nährstoffflüsse und -pools für eine Nährstoffbilanzierung. Die systeminternen Prozesse spielen sich innerhalb des Bilanzrahmens ab und werden hier nicht abgebildet (Lemm et al. 2010).

Die Eintragsseite der Nährstoffhaushaltsbilanz der Waldökosysteme wird vor allem durch die atmogene Deposition beeinflusst. Auch auf der Austragsseite wirkt die Deposition von Luftverunreinigungen indirekt über Bodenversauerung und Zufuhr mobiler Anionen, die zu einer Verstärkung der Nährstoffauswaschung mit dem Sickerwasser beitragen (u.a. Bredemeier 1987, Ulrich 1987, 1988). Die waldbauliche Behandlung beeinflusst über Baumartenwahl, Mischungsanteile, Bestandesstruktur sowie Häufigkeit und Intensität der Eingriffe sowohl die atmogene Deposition als auch die Sickerraten und den Nährstofftransport mit dem Sickerwasserfluss (von Wilpert 2008).

Da durch jede Holz- und Biomassenutzung dem Ökosystem auch Nährstoffe entzogen werden, ist die Intensität der Biomassenutzung eine zu beachtende Einflussgröße. Grundlage für lokale Betrachtungen solcher Art sind Waldwachstums- und Bewirtschaftungsmodelle, wie etwa die Modelle FBSM (Erni und Lemm 1995) und SwissStandSim (Zell 2016). Für regionale oder nationale Betrachtungen eignet sich hingegen das Modell MASSIMO (Stadelmann et al. 2019). Solche an der WSL entwickelten Modelle ermöglichen es, ausgehend von realen Beständen, das Wachstum und die waldbaulichen Strategien (Kulturflege, Durchforstungen, Endnutzungen) sowie die daraus resultierenden Holzsortimente für verschiedene Bewirtschaftungsmethoden mengenmäßig zu simulieren und so die Grundlage für die Berechnung des Nährstoffexports zu liefern.

In Deutschland wurde letztes Jahr ein gemeinsames Grossprojekt von drei Forschungsanstalten abgeschlossen, welches beispielhaft eine Nährstoffbilanzierung an ein Waldentwicklungs- und Holzaufkommensmodell (WEHAM von Bösch und Kändler 2012) koppelt und auf diese Weise Holznutzung und Nährstoffhaushalt integral verbindet (FVA 2018). Auch in der Schweiz wurden vor allem vom Institut für angewandte Pflanzenbiologie (IAP) zahlreiche Vorarbeiten geleistet (IAP 2015), eine Kopplung der Nährstoffbilanzierung an ein Waldwachstumsmodell wurde dabei jedoch nicht angestrebt.

1.3 Ziele und Fragestellung

Die ökologischen Grenzen bzw. standortsverträglichen Möglichkeiten der erhöhten Biomassenutzung im Wald sind, wie oben dargelegt, erst teilweise erforscht und nicht überall in der Praxis bekannt. Dies erschwert den Umgang mit diesen Risiken bei der Bewirtschaftung des Waldes und könnte die Nachhaltigkeit evtl. gefährden.

Vor diesem Hintergrund ergeben sich verschiedene Forschungsfragen, welche im Hinblick auf die Standortverhältnisse von nährstoffarmen Standorten wie Deckenschottern, aber auch von weniger stark versauerten Standorten wie Würmmoränen in der Schweiz zu bearbeiten sind:

1: Beispielhafte Quantifizierung und Bilanzierung der Nährstoffflüsse im Zuge waldbaulicher und technischer Bewirtschaftungsmassnahmen für einen Waldstandort auf Deckenschotter und im Vergleich dazu für einen Standort auf Würmmoräne.

2: Verbesserung des Verständnisses der damit zusammenhängenden Prozesse und Mechanismen in den Waldböden sowie Bewertung der Bewirtschaftungsmassnahmen bzw. Nährstoffbilanzen im Hinblick auf die Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit und die Biodiversität.

3: Kopplung der Nährstoffbilanz an verschiedene Bewirtschaftungsstrategien zur Identifizierung von besonders positiven Praktiken.

4: Basierend auf den Erkenntnissen auf Bestandesebene, Entwicklung von nationalen Szenarien mit dem Modell MASSIMO. Im vorliegenden Projekt wurden zunächst grundsätzliche Abklärungen zur Machbarkeit geprüft. Es war geplant, einen zusätzlichen Forschungsantrag zu formulieren, um für diese Fragestellung Gelder zu akquirieren.

5: Die Ergebnisse aus 1-4 sollen in einem IT-Tool zusammengetragen werden, welches erlaubt, die Folgen verschiedener Bewirtschaftungsstrategien übersichtlich zusammenzustellen und zu bewerten.

Daraus leiten sich die folgenden spezifischen Ziele ab:

1. Ziel: Abschätzung des Nährstoffpools im Boden. Der vorhandene pflanzenverfügbare Nährstoffpool im Boden bildet eine zentrale Grösse für die Bewertung der Nährstoffnachhaltigkeit. Die mittelfristig verfügbaren Vorräte an Nährstoffen ermöglichen einer Folgegeneration von Bäumen ein ungestörtes Wachstum. Sie sind abhängig vom Ausgangsgestein und deshalb standortsspezifisch.

2. Ziel: Bestimmung der Verwitterungsrate im Boden auf einem höheren Deckenschotter im Vergleich zu Würmmoräne. Das Gestein und dessen Verwitterung bildet die Hauptquelle für die Nachlieferung von Nährstoffen. Die Verwitterung ist abhängig von der Mineralogie und der Oberfläche des Gesteins, bzw. von den Anteilen der mineralischen Feinerde.

3. Ziel: Bestimmung des Nährstoffexports durch Holzernte. Der Nährstoffexport durch Holzernte wird für verschiedene Szenarien von unterschiedlicher Holzernteintensität bestimmt.

4. Ziel: Weitere Flüsse für die Standorte Irchel und Bülach bestimmen. Die Nährstoffdeposition über die Atmosphäre und die Nährstoffverluste durch Sickerwasser und Auswaschung sind die weiteren Flüsse, welche die Gesamtbilanz bestimmen. Diese müssen für die Standorte Irchel und Bülach aus bestehenden Messdaten modelliert werden. Die Depositionswerte sind via BAFU bzw. Meteotest erhältlich, während die Verluste durch Sickerwasser mit dem Modell SAFE modelliert werden müssen.

5. Ziel: Nährstoffbilanzierung und Wertung. Basierend auf den bisher bestimmten Bilanzgrößen wird die gesamte Nährstoffbilanz gerechnet. Es muss ein Weg gefunden werden, um das Resultat der Bilanz sinnvoll interpretieren und werten zu können.

6. Ziel: Entwicklung eines Empfehlungsmodells und Übertragbarkeit auf andere Standorte. Es ist unerlässlich, ein IT-Tool zu entwickeln, mit dessen Hilfe eine Gesamtbilanz der Nährstoffe des Waldbestandes erstellt werden kann. Gleichzeitig sind daran verschiedene Bewirtschaftungsstrategien gekoppelt, die bezüglich der Nährstoffnachhaltigkeit bewertet werden können, so dass im Ergebnis Handlungsempfehlungen stehen.

2. Methoden und Material

2.1 Untersuchungsgebiete

Die Untersuchungsgebiete wurden so ausgewählt, dass Bodenprofile aus dem Projekt «Waldbodenkartierung» des Kantons Zürich verwendet werden konnten. Zudem sollten die Gebiete geographisch nahe beieinander liegen, sodass das Klima und die Depositionsverhältnisse sich nicht stark unterscheiden. Zudem müssen die Böden in dem einen Gebiet aus Sedimenten des frühen Pleistozäns und in dem anderen Gebiet aus Sedimenten des späten Pleistozäns entstanden sein. Die Lage der Versuchsgebiete ist aus Abb. 3 ersichtlich. Die Wahl fiel auf das Irchelplateau mit Deckenschotter (Sedimente des frühen Pleistozäns) und auf das Bülacher Hard (Sedimente des späten Pleistozäns; Würmmoräne). In diesen Gebieten wurden mit den Förstern je 5 Standorte ausgewählt, wo Buchen gefällt werden konnten oder gleichzeitig ein regulärer Holzschlag stattfand.

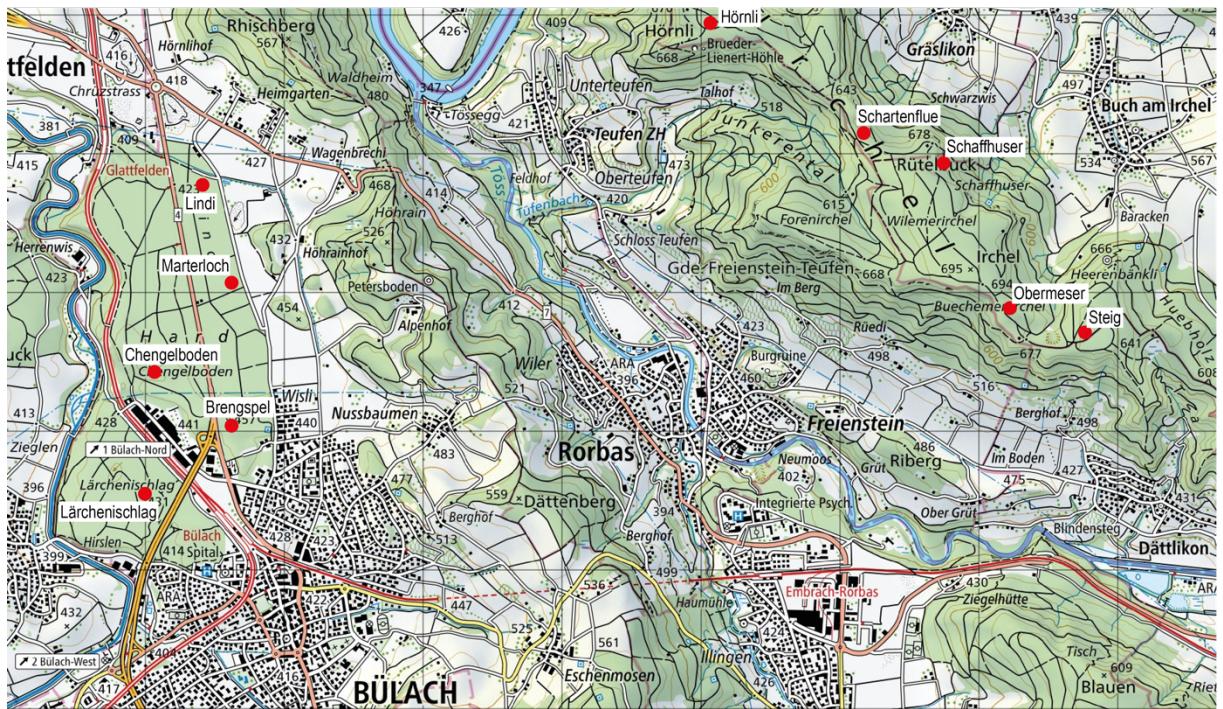


Abb. 3 Lage der beiden Versuchsgebiete. Im Bülacher Hard wurden die Standorte Lärchenischlag, Brengspel, Chengelboden, Marterloch und Lindi ausgewählt. Auf dem Irchelplateau fiel die Wahl auf die Standorte Steig, Obermeser, Schaffhuser, Schartenflue und Hörnli.

Die geologische Situation im Untersuchungsgebiet ist aus Abb. 4 ersichtlich. In Bülach liegen alle Standorte in der Niederterrasse. Bei den Standorten «Lindi» und «Marterloch» handelt es sich um glazifluviatile Schotter der gesamten Würm-Eiszeit (späten Pleistozän). An den anderen drei Standorten wurden im späten Pleistozän während des Gletscherrückzugs der Birrfeld-Eiszeit (letzte Eiszeit) Moränematerial abgelagert. An den Bülacher Standorten setzte die Bodenbildung entsprechend vor etwas mehr als 10'000 Jahren ein.

Auf dem Irchelplateau liegen die Standorte im höheren Deckenschotter (Hochterrasse). Das sind glazifluviatile Schotter des frühen Pleistozäns, also von bedeutend älteren Eiszeiten im Vergleich zu den würmzeitlichen Schottern des tiefer gelegenen Gebiets um Bülach. Gemäss Preusser et al. (2011) war das Irchelplateau letztmals vor rund 140'000 Jahren während der Beringen-Eiszeit mit Eis bedeckt. Dementsprechend findet auf dem Irchelplateau die Bodenbildung seit bedeutend längerer

Zeit statt als im Raum Bülach. Das hat zu stärker versauerten Böden mit tieferen Basensättigungen und tiefer liegender Kalkgrenze geführt.

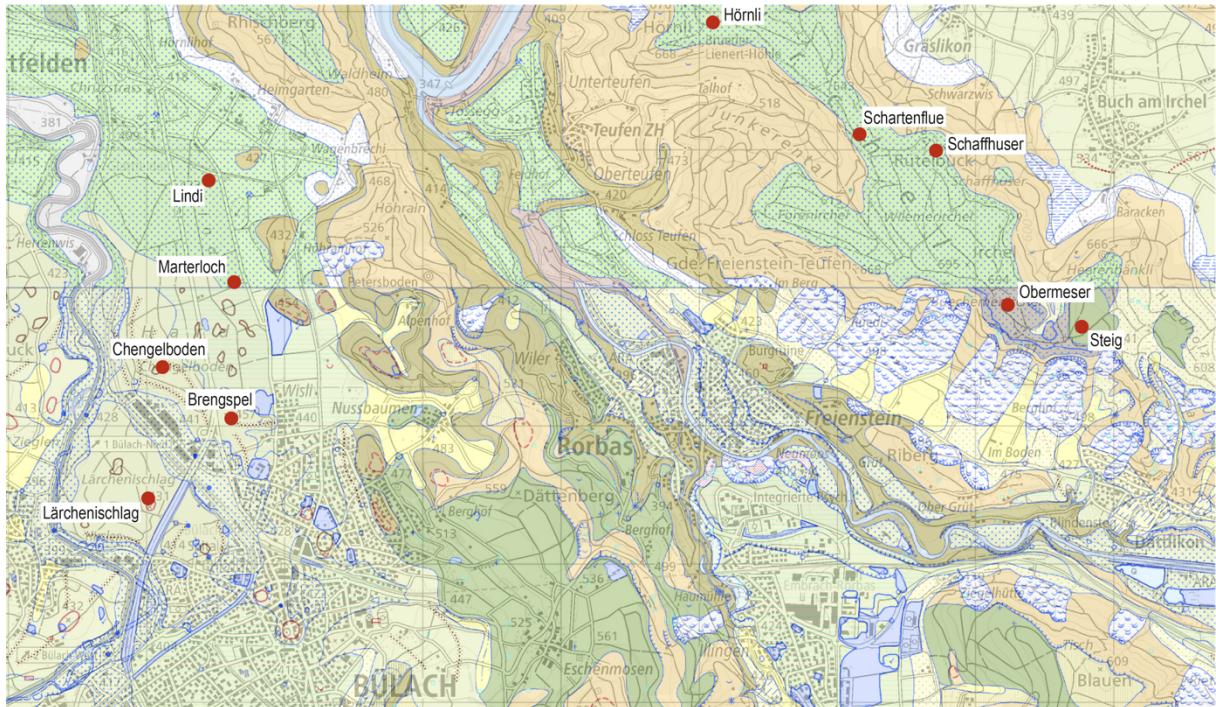


Abb. 4 Ausschnitt aus dem geologischen Atlas der Schweiz mit den Untersuchungsstandorten. In Bülach liegen alle Standorte in der Niederterrasse, teilweise in glazifluviatilen Schottern aus früh- bis spätwürmzeitlichem Material (Lindi und Marterloch) oder in Ablagerungen des letzten Gletscherrückzugs (Birrfeld-Eiszeit, spätes Pleistozän). Auf dem Irchelplateau liegen die Standorte im höheren Deckenschotter (glazifluviatile Schotter des frühen Pleistozäns).

2.2 Versuchsdesign

An neun der zehn Standort existierte bereits ein Bodenprofil aus der Waldbodenkartierung des Kantons Zürich. Nur am Standort Schaffhuser wurde ein neues Bodenprofil gegraben und beprobt. Die existierenden Bodenprofile wurden bereits im Rahmen der Kartierung von der WSL beprobt. Die Bodenproben wurden chemisch und physikalisch wie folgt analysiert:

- pH-Wert:

10 g Feinerde in 20 ml 0.01 M CaCl₂ suspendieren und nach 30 Minuten unter Röhren mit einem Magnetrührer den pH-Wert potentiometrisch messen (Elektrode: Bioblock; pH-Meter 691 von Metrohm).

- austauschbare Kationen:

5 g Feinerde in 50 ml 1 M NH₄Cl extrahieren (1 Stunde auf Überkopfschüttler), filtrieren durch Faltenfilter (Hahnemühle DF 5895 150) und Messung der Kationen am ICP-OES (Optima 7300 DV von Perkin Elmer).

- Austauschbare Azidität:

5 g Feinerde in 50 ml 1 M KCl extrahieren (1 Stunde auf Überkopfschüttler), filtrieren durch Faltenfilter (Hahnemühle DF 5895 150) und Titration des Extraks am Titroporzesszor (Titrando 809 von Metrohm). Zuerst mit 0.05 M NaOH nach pH 8.2 titrieren (totale Azidität aus austauschbaren Protonen und Al-induzierter

Azidität durch Hydrolyse), dann Al mit 1 M KF maskieren und das dabei freigesetzte OH⁻ mit 0.05 M HCl zurücktitrieren (Al-induzierte Azidität). Die Differenz dieser beiden Größen ist die austauschbare H⁺-Azidität (Thomas 1982).

- **Kationenaustauschkapazität und Basensättigung:**

Das sind rechnerische Größen. Die Kationenaustauschkapazität ist die Summe der austauschbaren Kationen (Al³⁺, Fe³⁺, Mn²⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Na⁺, Pb²⁺, Zn²⁺) und der austauschbaren Protonen in mmol_c/kg. Die Basensättigung ist der prozentuale Anteil der Summe der basischen Kationen (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Na⁺) an der gesamten Kationenaustauschkapazität

- **Totaler C- und N-Gehalt:**

15-20 mg Feinerde in eine Zinnkapsel einwägen; im CN-Analyzer (Carlo Erba Instruments NC 2500) den C- und N-Gehalt messen (vollständige Oxidation zu CO₂, H₂O und N₂, Detektion im Wärmeleitdetektor).

- **Organischer C-Gehalt:**

8-20 mg Feinerde in eine Silberkapsel einwägen; offene Kapseln in Exsikkator mit rauchender HCl stellen zur Zerstörung der Karbonate, anschliessend trocknen, in zweite Silberkapsel verpacken und Analyse im CN-Analyzer wie oben beschrieben (Walthert et al. 2010).

- **Pflanzenverfügbare Elementgehalte:**

Grundsätzlich gelten die austauschbaren Kationen als leicht pflanzenverfügbar. In der Landwirtschaft wurde eine Extraktionsmethode entwickelt, welche die mittelfristig verfügbaren Elementgehalte erfasst (Lakkanen und Erviö 1971). 5 g Feinerde in 50 ml Extraktionslösung (0.5 M NH₄-Acetat, 0.02 M EDTA, pH = 4.65) extrahieren (1 Stunde auf Überkopfschüttler), filtrieren durch Faltenfilter (Hahnemühle DF 5895 150) und Messung der Elemente am ICP-OES (Optima 7300 DV von Perkin Elmer).

- **Phosphor-Speziierung:**

Um eine Idee der P-Bindungsformen im Boden zu erhalten, wurden mit unterschiedlichen Extraktionen der total extrahierbare P, dessen organischer und anorganischer Anteil sowie der verfügbare P bestimmt.

- **Effektive Totalgehalte:**

Zur Bestimmung der Mineralogie wurden die effektiven Totalgehalte mit Röntgenfluoreszenzspektroskopie bei der Firma Malvern Panalytical in Grossbritannien (über Zweigniederlassung in Volketswil) bestimmt. Ein Aliquot der über Nacht bei 105°C getrockneten Probe wurde bei 1050°C während einer Stunde ausgeglüht zwecks Quantifizierung der flüchtigen Bestandteile (im Wesentlichen H₂O und CO₂; Loss On Ignition - LOI). Die ausgeglühte Probe wurde mit einem Schmelzmittel versetzt, bei 1200°C aufgeschmolzen, und die Schmelzmasse anschliessend in einem Platintiegel ausgekühlt. An den Glaspillen wurden die Gehalte der Oxide der Haupt- und Nebenelemente (SiO₂, TiO₂, Al₂O₃, Fe₂O₃, Mn₃O₄, MgO, CaO, Na₂O, K₂O, P₂O₅, SO₃, F, Cl, V₂O₅, Cr₂O₃, NiO, CuO, ZnO, SrO, BaO, ZrO₂, HfO₂ and PbO) mit wellenlängendifpersivem XRF bestimmt unter Verwendung synthetischer Standards, welche eine grosse Spannweite von Element(oxid)konzentrationen abdecken. An Pulverpresslingen wurden folgende Spurenelemente und einige Oxide mit wellenlängendifpersiver XRF bestimmt: Sc, (TiO₂), V, Cr, (MnO), (Fe₂O₃), Co, Ni, Cu, Zn, Ga, Ge, As, Se, Br, Rb, Sr, Y, Zr, Nb, Mo, Nd, Sm, Yb, Hf, Ta, W, Tl, Pb, Bi, Th and U. Schliesslich wurden an den

Pulverpresslingen mit energiedispersiver XRF weitere Spurenelemente bestimmt:
Ag, Cd, In, Sn, Sb, Te, I, Cs, Ba, La, Ce

- **Hauptmineralogie-Analysen mittels Pulver-XRD:**

Für eine Auswahl von Proben wurde die Hauptmineralogie mittels Pulver-Röntgendiffraktionsspektroskopie (XRDS) am Institut für Geologie, Bern, quantifiziert. Dazu wurde ein Aliquot der Probe mit 20 Gew.-% Korund als internem Standard vermischt und in einer McCrone XRD Mill gemahlen. Von diesem Pulver wurden zwei Präparate hergestellt, und anschliessend mittels eines Panalytical CubiX3 Spectrometers analysiert (a- und b-Probe). Folgende Einstellungen wurden am Röntgendiffraktometer verwendet:

Start Position [°2Th.]:	5
End Position [°2Th.]:	75
Step Size [°2Th.]:	0.02
Scan Step Time [s]:	1.5
Divergence Slit Type:	Fixed
Divergence Slit Size [°]:	0.25
Receiving Slit Size [mm]:	0.1
Anode Material:	Cu
Generator Settings:	40 mA, 45 kV
Spinning:	Yes

Die Quantifizierung erfolgte nach der Rietveldmethode. Mit Hilfe des internen Standards werden die Hauptminerale ohne Tonminerale/Schichtsilikate und eventuell vorhandene amorphe Anteile quantifiziert.

- **Textur:**

Die Korngrößenanalyse wurde mit der Sedimentationsmethode nach Gee und Bauder (1986) bestimmt. Es wurden die Fraktionen Sand (2 mm - 50 µm), Schluff (50 - 2 µm) und Ton (< 2 µm) unterschieden.

- **Lagerungsdichte:**

Bereits im Feld wurden mit Metallzylindern volumengerechte Proben von 1000 cm³ Inhalt entnommen. Die Proben wurden bei 105°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und aus Trockengewicht sowie Probenvolumen die Lagerungsdichte des Bodens berechnet. Danach wurde die Feinerde durch Nasssiebung entfernt, das Skelett (Fraktion > 2 mm) getrocknet und gewogen. Unter Annahme einer durchschnittlichen Gesteinsdichte von 2.65 g/cm³ konnte so die Lagerungsdichte der Feinerde berechnet werden.

An jedem der 10 Standorte wurden während der Holzernte im Winter 2019/2020 jeweils 4 Buchen in der Nähe der Bodenprofile gefällt. Die Bäume durften nicht mehr als 300 m vom Bodenprofil entfernt sein. Die zu beprobenden Baumkompartimente sind aus der Abb. 5 ersichtlich. Die Proben wurden bei 80°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und eine repräsentative Teilprobe wurde mit einer Scheibenschwingmühle (Vibrating Cup Mill, pulverisette 9 der Firma Fritsch) fein gemahlen und zur Analyse vorbereitet. Somit lagen Proben von insgesamt 20 Buchen vor und pro Buche wurden 7 Proben entnommen. Von diesen gesamthaft 140 Proben wurden folgende Analysen gemacht:

- **Totaler C- und N-Gehalt:**

6-8 mg gemahlene Probe in eine Zinnkapsel einwägen; im CN-Analyzer (Carlo Erba Instruments NC 2500) den C- und N-Gehalt messen (vollständige Oxidation zu CO₂, H₂O und N₂, Detektion im Wärmeleitdetektor).

- **Elementgehalte:**

100 bis 150 mg Pflanzenmaterial wurden nach Zugabe von Salpetersäure und Flusssäure unter Druck und mit Mikrowellentechnik im Ultraclave IV (MLS GmbH) aufgeschlossen. Die Aufschlusslösungen wurden verdünnt und am ICP–OES Optima 7300 DV (Perkin Elmer) gemessen. Folgende Elemente wurden bestimmt: Al, B, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, S, Zn.

Da für die Schweizer Wälder wenige Daten der Elementkonzentrationen in Baumkompartimenten vorliegen, haben wir uns entschlossen im Rahmen eines anderen Projekts (SwissBiomass) analoge Baumproben an weiteren Baumarten auf unterschiedlichen Standorten zu entnehmen. Diese Arbeiten erstreckten sich über die Holzereiperioden der Jahre 2020/21, 2021/22 und 2022/23. Tabelle 1 gibt Auskunft über die Anzahl der beprobten Baumarten und in Tab. 2 sind die standörtlichen Verhältnisse zusammengestellt. Neben zwei weiteren Würmmoräne-Standorten kommen noch zwei Kalkstandorte und zwei Molasse-Standorte dazu. Damit haben wir die Datenbasis über die Baumart Buche hinaus erweitert und die Grundlage geschaffen, um in Zukunft Nährlemententzüge für verschiedene Baumarten und Standorte zu modellieren.

Je nach Situation und Weiterentwicklung im SwissBiomass-Projekt ist es vorstellbar, dass in Zukunft noch weitere Baumarten an anderen Standorten beprobt werden. Eine weitere Möglichkeit besteht, mit dem Projekt der ertragskundlichen Versuchsflächen zusammen zu arbeiten und bei anfallenden Durchforstungen ebenfalls Baumproben zu entnehmen und zu analysieren. Ziel müsste es sein, für die Zukunft eine allgemein zugängliche Datenbank mit Nährlementgehalten von Baumarten auf verschiedenen Standorten aufzubauen (siehe dazu auch das Kapitel 5 «Ausblick»).

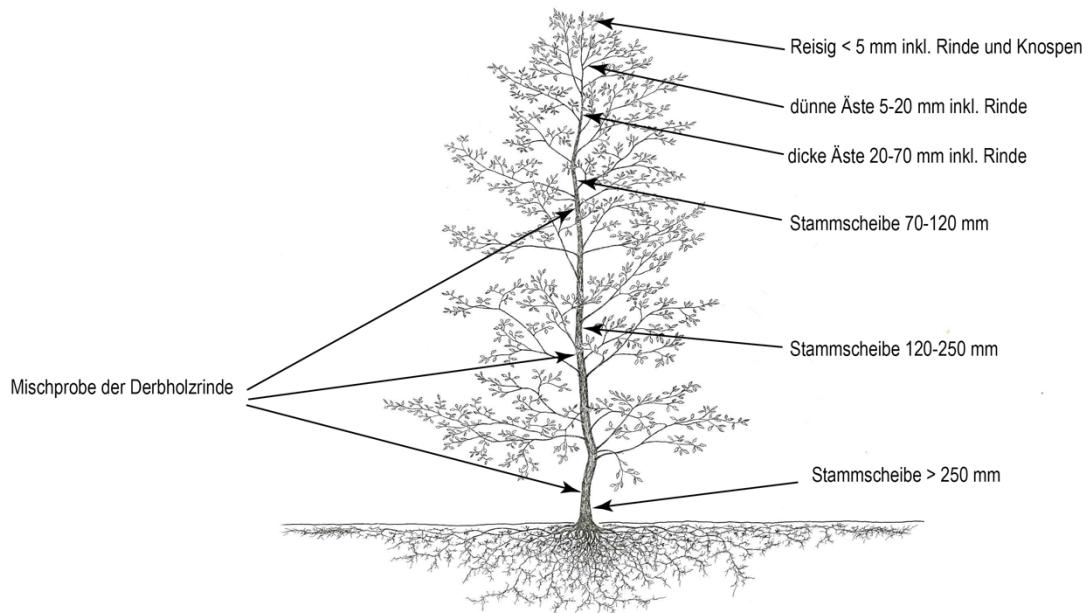


Abb. 5 Beprobungsschema der gefällten Buchen.

Tab. 1 Baumarten und Anzahl Bäume in 6 Testgebieten des Projekts SwissBiomass von denen Proben der Baumkompartimente entnommen wurden.

Baumarten	Arisdorf BL	Waldlabor Hönggerberg ZH	Apples VD	Villigen AG	Pfaffnau LU	Hünenberg ZG	Anzahl pro Baumart bzw. total	
Laubholz	Buche	9	10	6	6	8	7	
	Eiche	1	2	5		3	2	
	Bergahorn	4	4		3			
	Esche	4	4				5	
	Birke		2				2	
	Hagebuche		4				4	
	Kirschbaum					2	2	
	Bergulme					2	2	
	Mehlbeere	3					3	
	Elsbeere				1		1	
Nadelholz	Fichte		10	5	6	8	3	
	Weissstanne			5	6	8	5	
	Lärche	4	1	4	6			
	Waldföhre	4			6	2		
	Schwarzföhre	4					4	
	Douglasie			5			5	
Anzahl Bäume		33	37	30	34	29	26	189

Tab. 2 Höhe, Exposition, Neigung und Geologie an den Standorten von SwissBiomass.

Lokalität	Höhe m.ü.M.	Exposition	Neigung [%]	Geologie
Arisdorf BL	615	NNW	15	Hauprogenstein: oolithischer Kalk, Mergelstein (Jura, Dogger)
Hönggerberg ZH	530	NNE	8	Würmmoräne (Niederterrasse, spätes Pleistozän)
Apples VD	670	ESE	3	Sandig-kiesige Würmmoräne (spätes Pleistozän)
Villigen AG	580	-	2	Abgescherter Tafeljura: massiger Malmkalk (Jura)
Pfaffnau LU	565	N	3	OMM: Sandstein, Schlammstein (unter geringmächtiger Quartärbedeckung)
Hünenberg ZG	440	W	29	OSM: bunte Mergel und Mergelsandsteine mit dolomitreichen Sandsteinen

2.3 Elementausstattung und Nährstoffvorräte im Boden

Mit den NH₄Cl- und NH₄-Acetat-EDTA-Extraktionen liegen Nährelementkonzentrationen in der Extraktionslösung vor, welche über das Extraktionsverhältnis (Menge Feinerde : Menge Extraktionsmittel) direkt in Gehalte der jeweiligen Nährlemente pro Gewichtseinheit Boden umgerechnet werden können. Dabei werden für die Nährstoffkationen Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ und Na⁺ die Konzentrationen aus der NH₄Cl-Extraktion, für N der Totalgehalt und für die restlichen Nährlemente die Konzentrationen aus der NH₄-Acetat-EDTA-Extraktion verwendet.

Für Bilanzierungen sind aber Vorräte die sinnvollere Grösse. Deshalb wurden die Gehalte mit Hilfe der Feinerdedichte, der Horizontmächtigkeit und des Skelettgehaltes in Vorräte pro Flächeneinheit umgerechnet, gemäss folgender Formel:

$$Vorrat_{Horizont_i} = Gehalt * Mächtigkeit * Feinerdedichte * \left(1 - \left(\frac{Skelettgehalt}{100}\right)\right)$$

Die Vorräte werden für alle Horizonte des Bodenprofils oder für die Horizonte bis zu einer bestimmten Tiefe aufsummiert, um den Bodenvorrat des Standortes zu erhalten.

2.4 Holzernteszenarien und Nährstoffexport durch Holzernte

2.4.1 Der Waldsimulator SwissStandSim

Um den Nährstoffentzug durch Holzernte an den beiden Standorten mit unterschiedlichen geologischen und Bodenverhältnissen abzuschätzen, wurden Simulationen mit SwissStandSim für einen Zeithorizont von 100 Jahren (2010 bis 2110, unter Annahme aktueller Bewirtschaftungs- und Klimabedingungen) durchgeführt und das Baumwachstum sowie die Holzentnahme durch Durchforstungs- und Erntemassnahmen berechnet. Auf der Grundlage der simulierten Ernte sowie der gemessenen Nährstoffgehalte wurden die in den Biomassekompartimenten "Reisig", "Asthholz" und "Stammholz" entzogenen Nährstoffe berechnet.

SwissStandSim ist ein empirisches Einzelbaummodell, das entwickelt wurde, um die Entwicklung einzelner Waldbestände unter alternativen Bewirtschaftungsszenarien in der Schweiz zu simulieren (Zell et al., 2020). Das Modell wurde auf der Grundlage eines grossen empirischen Datensatzes aus dem experimentellen Wachstums- und

Ertragsnetzwerk in der Schweiz entwickelt (Forrester et al., 2019), der sehr lange Zeitreihen der Bestandsentwicklung (bis zu 112 Jahre) und einen grossen Umweltgradienten von Tiefland- zu Bergwaldbedingungen in der gesamten Schweiz aufweist (Zell et al., 2018).

Das Modell umfasst eine Reihe von statistischen Teilmodellen zur Darstellung von Zuwachs, Baumwachstum, Sterblichkeit (aufgrund natürlicher Ursachen) und Ernte. Die Modelle für die demografischen Prozesse (Zuwachs, Baumwachstum, Sterblichkeit) berücksichtigen die Auswirkungen der individuellen Baumbedingungen (z. B. Brusthöhendurchmesser, Alter), der Konkurrenz mit anderen Bäumen (z. B. Konkurrenz durch grössere Bäume), der Bestandsbedingungen (Bestandsdichte, Artenmischung), der Standortbedingungen (z. B. Stickstoffdeposition) und der klimatischen Bedingungen (Jahresmitteltemperatur und Niederschlagssumme).

Was die Baumarten betrifft, so sind 11 Arten oder Artengruppen in dem Modell vertreten: *Fagus sylvatica*, *Acer sp.*, *Quercus sp.*, *Picea abies*, *Abies alba*, *Pinus sylvestris*, *Larix decidua*, *Pseudotsuga menziesii*, sowie die Artengruppen "langlebige Laubbäume", "kurzlebige Laubbäume" und "andere Nadelbäume" (Zell 2016).

Simulationen können für mehrere Jahrzehnte in 5-Jahres-Schritten unter verschiedenen Bewirtschaftungsarten (z. B. Hoch- oder Niederdurchforstung, Auslesedurchforstung, Plenterbewirtschaftung, siehe Thriplleton et al., 2021) durchgeführt werden. Der Nutzer kann dabei Zeitpunkt, Art und Intensität der Bewirtschaftungseingriffe festlegen (siehe Zell et al., 2018).

Die Leistung des Modells für das Baumwachstum wurde kreuzvalidiert und zeigte eine hohe Vorhersagekraft (z. B. 74 % der erklärten Varianz für Buche) im Vergleich zu ähnlichen schweizweiten Modellen (z. B. Rohner et al., 2018). Das Modell wurde auch in Studien zur Waldbewirtschaftung in der Schweiz auf lokaler bis regionaler Ebene angewendet (Thriplleton et al., 2021; Mey et al., 2022).

2.4.2 Standorte und Bestände der Fallstudie

Für die Simulation der Bestandsentwicklung und des Nährstoffentzugs durch die Ernte wurden 10 buchendominierte Bestände in den Forstbetrieben Bülach und Irchel im Schweizer Mittelland simuliert. Beide Betriebe liegen in unmittelbarer Nähe zueinander (Abb. 3), unterscheiden sich aber in ihrer Geologie, Bodenbeschaffenheit und Geländebeschaffenheit (Abb. 4; Kap. 2.1).

Die klimatischen Bedingungen sind durch relativ warme Temperaturen (Jahresmitteltemperatur von 9,5°C) und einen Jahresniederschlag von ca. 1050 mm gekennzeichnet.

Der Betrieb Bülach (1000 ha) wird hauptsächlich von Buche (*Fagus sylvatica*) und Eiche (*Quercus*) dominiert.

Der Betrieb Irchel (670 ha) wird von Buche (*Fagus sylvatica*), Eiche (*Quercus*) und Fichte (*Picea abies*) dominiert.

Abbildung 6 zeigt die beiden Untersuchungsgebiete mit der Lage der Bodenprofile sowie der Bestände und Inventurpunkte, welche als Basis für die Simulationen mit SwissStandSim verwendet wurden.

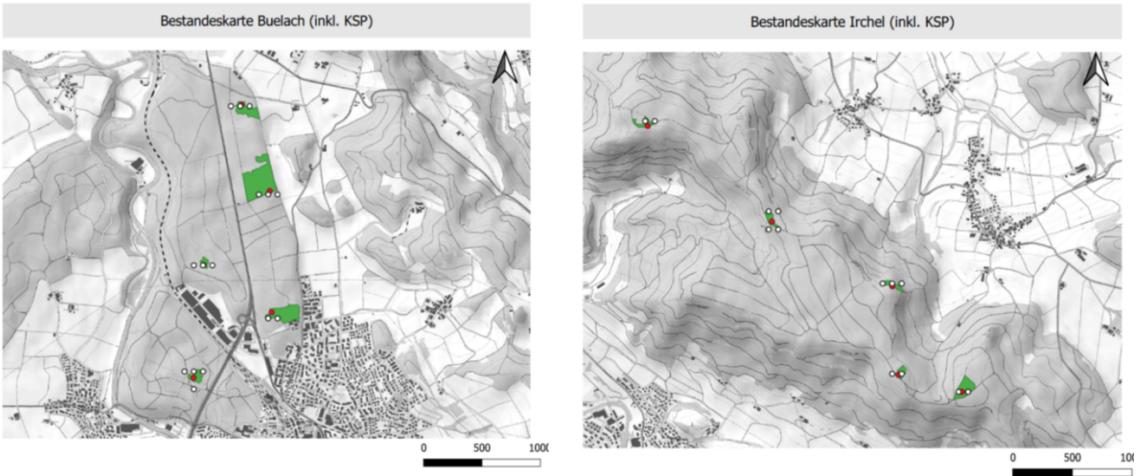


Abb. 6 Lage der Bestände, Bodenprofile und Inventurpunkte in Büelach (links) und Irchel (rechts).

2.4.3 Basis der Simulationen

Die Simulationen des Waldwachstums und der Bewirtschaftung mit SwissStandSim wurden für einen Zeithorizont von 100 Jahren durchgeführt, wobei die aktuellen klimatischen Bedingungen angenommen wurden, um die durchschnittliche Auswirkung der aktuellen Bewirtschaftung auf die Nährstoffdynamik ohne den störenden Effekt des Klimawandels darzustellen. Für die 100-Jahres-Simulationen wurden neben der mittleren Temperatur, der Niederschlagssumme und dem Feuchtigkeitsindex auch die mittlere Wintertemperatur (notwendig für die neue Einwuchsroutine, siehe unten) berechnet. Diese Variablen wurden aus monatlichen historischen Klimadaten (Jahre 1982-2011) berechnet, die von MeteoSchweiz für das Stichprobennetz des Schweizerischen Landesforstinventars (LFI) bereitgestellt wurden. Für die Berechnung der neuen Klimadaten (2010-2110) wurden die Daten der 5 nächstgelegenen LFI-Flächen (euklidischer Abstand) der ausgewählten EFM-Referenzfläche in Irchel (FNUM=41194000) gemittelt und zufällig den Jahren 2010-2110 zugeordnet. Anschliessend wurden 5-Jahres-Mittelwerte für die SwissStandSim-Simulationsschritte berechnet.

Da sich die Bewirtschaftung in beiden Betrieben auf die Förderung der Buche konzentriert, wurde die Erweiterung auf Auslesebäume von SwissStandSim auf alle Bestände angewendet (siehe Thripleton et al., 2021). Auslesebäume (d.h. die wertvollsten zukünftigen Bäume) werden anhand ihres Durchmessers identifiziert, durch die Entfernung ihrer Konkurrenten durch regelmässige Durchforstungseingriffe gefördert und geerntet, sobald sie ihren Zieldurchmesser erreicht haben (siehe Burschel und Huss, 2003).

Es wurden vier alternative Bewirtschaftungsstrategien simuliert, d. h. die derzeitige Bewirtschaftung ('business as usual, BAU' mit einer Intensität von 10 % Grundflächenentnahme), eine geringere Intensität (LOW, 5 % Grundflächenentnahme), eine höhere Intensität der Ernte (HIGH, 15 % Grundflächenentnahme pro Zeitschritt) und eine No-Management Strategie.

Die Einzelbaumdatensätze für jeden Bestand wurden auf der Grundlage der Inventurdaten auf Betriebsebene (ALN 2020) unter Verwendung des statistischen Upscaling-Ansatzes von Mey et al. (2021) erstellt. Zwei Ausgangsbestände in Büelach (ID 300038, 600038) wiesen (durch Berechnung der Grundfläche und Auftragen der Durchmesserverteilungen) unangemessen hohe Stammzahlen und Volumen auf (103 und

91 m²/ha). Daher wurden die Rohdaten der Stichprobe, die zur Erstellung der Bestände verwendet wurden, erneut überprüft. Dabei stellte sich heraus, dass die Bäume fälschlicherweise doppelt und dreifach gezählt wurden, was die Stammzahlen erheblich erhöhte. Dieser Fehler wurde korrigiert und die Stammzahl der Bestände 300038 und 600038 reduziert. Die anderen Ausgangsbestände blieben unverändert. Details zur Waldwachstums- und Erntesimulation sowie zur Bestandesgenerierung aus Inventurdaten finden sich in Thripleton et al. (2021).

Da die grundlegende Einwuchsroutine in SwissStandSim (Zell 2018; Zell et al. 2020) nicht in der Lage ist, ausreichenden Einwuchs in Langzeitsimulationen (>50 Jahre) zu berücksichtigen, wurde die neue (prozessbasierte) Einwuchsroutine von Mey et al. (2022) für die 100-Jahres-Simulationen im vorliegenden Projekt verwendet. Die Routine enthält einen temperatur- und lichtabhängigen Teil, der das Einwachsen von 12 cm hohen Bäumen auf der Grundlage des verfügbaren Lichts am Waldboden unter Verwendung von Schweizer LFI-Daten steuert (Details in den Zusatzinformationen von Mey et al. 2022). Im Gegensatz zu Mey et al. (2022) (kein Schwellenwert definiert) wurde der Schwellenwert, ab dem ein Einwachsen möglich ist, in allen Szenarien (BAU, geringe und hohe Bewirtschaftung) auf 10 % verfügbares Licht am Waldboden festgelegt. Dies war notwendig, um die erhöhte Konkurrenz zwischen den Bäumen und den damit verbundenen geringeren Zuwachs im Szenario mit geringer Bewirtschaftung zu berücksichtigen. Die neue Zuwachsroutine basiert jedoch auf (grösstenteils) bewirtschafteten LFI-Probeflächen und liefert daher möglicherweise keine vernünftigen Ergebnisse für Szenarien ohne Bewirtschaftung. Daher wurde für das Szenario ohne Bewirtschaftung der probabilistische Zuwachsansatz von Zell (2018) verwendet (Standard in SwissStandSim). Weiter ist zu beachten, dass der gesamte empirische Bestandessimulator SwissStandSim ausschliesslich auf bewirtschafteten Versuchsflächen der experimentellen Waldbewirtschaftung (EFM: Forrester et al. 2019) basiert (vgl. Zell 2018; Zell et al. 2020) und die Simulation von Nicht-Bewirtschaftungsszenarien in Langzeitsimulationen zu unangemessen hohen Bestandsvolumina führen kann, da Nicht-Bewirtschaftungssituationen nicht durch die für die Modellparametrisierung verwendeten Daten erfasst werden. Die Simulationsergebnisse solcher Szenarien sind daher mit Vorsicht zu interpretieren.

2.4.4 Berechnung von Biomassekompartimenten

Basierend auf den Simulationsergebnissen wurden die Biomassekompartimente (Reisig, Äste, Stammholz) aller Einzelbäume anhand der allometrischen Gleichungen des Schweizerischen Landesforstinventars (Didion et al., 2019; Herold et al., 2019) berechnet. Zudem wurde die Rindenbiomasse mit dem in Massimo implementierten Ansatz berechnet (Stadelmann et al., 2019). Die berechnete Biomasse bezieht sich immer auf das Trockengewicht.

Für die Berechnung der Nährstoffgehalte der einzelnen Biomassekompartimente wurden die gemessenen Nährstoffgehalte über die 5 Parzellen pro Forstbetrieb gemittelt.

Da die gemessenen Baumkompartimente detaillierter waren als die simulierten Kompartimente, wurden die Nährstoffgehalte den simulierten Kompartimenten auf der Grundlage der Klassifizierung in Tabelle 3 zugeordnet.

Die Nährstoffgehalte (N, P, S, Ca, Mg, K, Cu, Ni, Zn, Fe, Mn, Co, Mo) sowie der Kohlenstoffgehalt wurden für jedes einzelne Baumbiomassekompartiment berechnet und dann für die geernteten Baumkompartimente und den noch stehenden Bestand pro Zeitschritt aggregiert.

Tab. 3 Beprobte Baumkompartimente und deren Zuordnung zu den in den Simulationen gewählten Kompartimenten.

Durchmesser der geernteten Baumkompartimente	Zuordnung zu folgenden Kompartimenten in den Simulationen
< 5 mm	Reisig (inkl. Knospen)
5-20 mm	Reisig (inkl. Knospen)
20-70 mm	Äste
70-120 mm	Derbholz (\varnothing 10 cm)
120-250	Derbholz (\varnothing 20 cm)
> 250 mm	Derbholz (\varnothing > 30 cm)

2.5 Mineralogie und Verwitterung

2.5.1 Quantifizierung der mineralogischen Zusammensetzung der Böden

Die schwedischen Bodenchemiemodelle (PROFILE, SAFE und ForSAFE) beinhalten eine Routine, welche die Berechnung der Verwitterungsrate basierend auf der mineralogischen Zusammensetzung und weiterer verwitterungsrelevanter physikalisch-chemischer Größen des Bodens erlaubt unter Berücksichtigung des Wasser- und Nährstoffkreislaufs am Standort. Nicht alle bodenspezifischen Daten können mit vertretbarem Aufwand direkt gemessen werden. Für die Quantifizierung der Mineralogie bei einer grösseren Anzahl von Bodenprofilen wurde daher ein Verfahren entwickelt, welches optische, röntgenspektroskopische und geochemische Analysen mit einer mathematischen Massenbilanzierung kombiniert.

Eine etwas modifizierte Variante dieses Verfahrens wurde für die Quantifizierung der Mineralogie für das Projekt "Holzernte und Nährstoffnachhaltigkeit in Buchenbeständen" verwendet.

Für die mathematische Massenbilanzierung wurde das Programm A2M (Posch und Kurz 2007) verwendet. Diese Routine berechnet die molaren Anteile, x_j , von M Mineralen ($j=1, \dots, M$) welche dem folgenden System von linearen Gleichungen (Massenbilanz) genügen:

$$\sum_{j=1}^M a_{ij} x_j = b_i, \quad i = 1, \dots, N \quad (1)$$

wobei b_i in Mol, das Gewicht von Oxid i ($i=1, \dots, N$) in der Gesamtanalyse ist und a_{ij} sind die stöchiometrischen Koeffizienten (in Mol/Mol) der ausgewählten Minerale. Als Einschränkung gilt x_j darf nicht negativ sein, d.h.

$$x_j \geq 0, \quad j = 1, \dots, M \quad (2)$$

Im natürlichen Umfeld, namentlich im Boden, ist das Gleichungssystem meist überdeterminiert ($M>N$) und die Routine liefert eine durchschnittliche mineralogische Zusammensetzung (der 'Schwerpunkt' des multidimensionalen Lösungsraums) sowie auch deren Extremwerte. Alle Lösungen innerhalb des multidimensionalen Lösungsraums sind gleichwertig gültig.

Für die Modellierung mit A2M werden

- die chemische Zusammensetzung (geochemische Analyse = effektive Totalgehalte) der Probe(n)
- deren qualitative Mineralogie (die Auswahl der Minerale, die in der Berechnung verwendet wird)
- und die Stöchiometrie der (ausgewählten) Minerale benötigt.

Als minimale Anforderung gilt, dass jedes verwendete chemische Element in der Stöchiometrie von mindestens einem Mineral vorkommt. Die Anzahl von Elementen und Minerale, die in der Berechnung verwendet werden können, wird grundsätzlich nur durch die Rechnungszeit limitiert, welche bei zunehmender Dimensionalität des Lösungsraums dramatisch ansteigen kann. Die Anzahl der Minerale, welche basische Kationen enthalten, wird (zur Zeit noch) durch die Bodenchemie-Modelle auf 14 limitiert.

Die Modellierung der Mineralogie muss verifiziert werden. Als Kontrollgrößen standen zur Verfügung:

- pHCaCl₂ als Indikator für die An-/Abwesenheit von Karbonaten
- Röntgendiffraktometrie Analysen der Hauptmineralogie von 9 Proben (Abbildung 7)
- Tonfraktion der Korngrößenverteilung als Kontrolle der Summe der modellierten Tonminerale (und Neubildungen fex: Eisenhydroxide und alx: Alumosilikathydroxide, Abbildung XY)
- organische Bodensubstanz als Kontrolle des nach der Modellierung verbleibenden LOI (Abbildung XY)

Generell wurde bei der Modellierung davon ausgegangen, dass sich die qualitative Mineralogie, anders als die quantitative, innerhalb eines Profils nicht verändert, d.h., dass wenn ein Mineral in tieferen Bodenhorizonten auftritt, es auch in höheren Horizonten vorhanden ist. Von dieser Annahme wurde abgerückt, wenn zusätzliche Informationen dazu im Widerspruch standen, z.B., wenn der Boden-pH die Abwesenheit von Karbonat in höheren Horizonten anzeigen.

Stöchiometrien für Minerale die in den Proben nachgewiesen oder erwartet wurden, sind im Wesentlichen der Literatur entnommen, und wurden schon in früheren Arbeiten benutzt. In der vorliegenden Arbeit wurden für die Tonminerale Illit, Smektit und Vermikulit keine tabellierten Zusammensetzungen, sondern eine Serie von möglichen Endmember-Kompositionen verwendet, welche bei Proben mit XRDS Analysen für eine initiale Modellierung eingesetzt wurden, mit dem Ziel die Konvergenz der Summe der modellierten Tonminerale und der gemessenen Ton-Korngrößenfraktion zu verbessern. Für die Berechnungen im Profil wurden anschliessend die Stöchiometrien derselben Mineralspezies gehaltsgewichtet zusammengezogen (siehe Tab. 4, Reference «from endmember»).

Tab. 4 Mineralien und Stöchiometriedatenbank¹. Mineralabkürzungen grundsätzlich nach Kretz (1983); DHZ: Deer, Howie und Zussman (verschiedene Bände). r*: gibt die Gruppierung der in den Abbildungen X und XY verwendeten Mineralarten an.

Min	Si	Ti	Al	Fe ^{III}	Mg	Ca	Na	K	P	H	r*	Reference
qz	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	endmember
or97	2.99	0	1.01	0	0	0.01	0.02	0.97	0	0	2	solid solution
or95	2.98	0	1.02	0	0	0.02	0.03	0.95	0	0	2	solid solution
or90	2.98	0	1.02	0	0	0.02	0.08	0.9	0	0	2	solid solution
or85	2.97	0	1.03	0	0	0.03	0.13	0.84	0	0	2	solid solution
or70	3	0	1	0	0	0	0.3	0.7	0	0	2	solid solution
ab	3	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	endmember
ab95	2.97	0	1.03	0	0	0.03	0.95	0.02	0	0	1	solid solution
ab90	2.95	0	1.05	0	0	0.05	0.9	0.05	0	0	1	solid solution
an15	2.86	0	1.14	0	0	0.14	0.85	0.01	0	0	1	solid solution
an20	2.81	0	1.19	0	0	0.19	0.8	0.01	0	0	1	solid solution
bt3	5.859	0.342	2.659	2.233	3.073	0.239	0.15	1.546	0	1.932	5	DHZ, 1962, 3, 58

bt4	5.545	0.272	3.282	2.967	1.7	0.025	0.126	1.787	0	3.416	5	DHZ, 1962, 3, 62
bt5	5.42	0.221	3.433	2.421	2.168	0	0.052	1.647	0	4.032	5	DHZ, 1962, 3, 62
ms1	6.597	0.089	4.362	0.763	0	0	0.092	1.952	0	3.916	6	DHZ, 1962, 3, 18
ms3	5.958	0.087	5.792	0	0.039	0.07	0.436	1.482	0	4.3	6	DHZ, 1962, 3, 18
cch2	5.972	0.023	4.764	2.653	6.512	0.145	0.038	0.004	0	14.94	8	DHZ, 1962, 3, 143
cch3	4.834	0	4.828	8.892	1.436	0	0	0	0	16	8	DHZ, 1962, 3, 143
rhp1	5.364	0.138	5.231	4.448	4.767	0.035	0	0	0	15.18	8	DHZ, 1962, 3, 141
cal	0	0	0	0	0.002	1.997	0	0	0	9.772	3	DHZ, 1980, 474
dol	0	0	0	0.006	0.973	1.036	0	0	0	9.737	3	DHZ, 1980, 474
rt	0.003	0.991	0.002	0.008	0	0	0	0	0	0	10	solid solution
apa	0	0	0	0.005	0.013	5.002	0	0	2.977	1.079	4	DHZ, 1980, 506
vrz	0	0	1	0	0	0	0	0	1	4	10	endmember
hem	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	10	endmember
goe	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	10	endmember
fex	0	0	0	5	0	0	0	0	0	9	10	endmember
klt	4	0	4	0	0	0	0	0	0	8	9	endmember
alx	1.5	0	2	0	0	0	0	0	0	6	10	endmember
wa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	11	endmember
il500	7.1801	0	3.5198	0.7409	0.5387	0	0	1.4202	0	4	6	from endmember
il501	6.8664	0	4.7253	0	0.3918	0	0	1.5751	0	4	6	from endmember
il502	7.0583	0	0.9417	3.4692	0.5320	0	0	1.4703	0	4	6	from endmember
il512	7.0569	0	3.3289	1.1070	0.4930	0	0.3928	1.0858	0	4	6	from endmember
il513	7.4684	0	1.2737	2.5495	0.6914	0.0987	0	1.0771	0	4	6	from endmember
il515	6.9680	0	1.0320	3.4751	0.5521	0	0	1.5024	0	4	6	from endmember
il521	6.6895	0	3.2270	1.6891	0.4275	0	0	1.6387	0	4	6	from endmember
il534	6.4917	0	4.9906	0.1906	0.3812	0	0.0673	1.6598	0	4	6	from endmember
il540	6.6705	0	4.8710	0.1586	0.2763	0	0.0863	1.5903	0	4	6	from endmember
il550	6.9351	0	4.8023	0.0390	0.0609	0	0.0179	1.5959	0	4	6	from endmember
il551	7.2125	0	2.7631	1.3535	0.7138	0	0.0633	1.3089	0	4	6	from endmember
il577	7.6808	0	0.3192	3.1572	0.8445	0	0	1.1588	0	4	6	from endmember
il581	7.0320	0	3.8015	0.7508	0.3488	0	0.2734	1.2440	0	4	6	from endmember
il592	6.9068	0	3.3179	1.4178	0.2934	0	0.4779	1.1007	0	4	6	from endmember
sm500	7.8103	0	3.1530	0.2277	0.8201	0.1922	0	0.5924	0	8	7	from endmember
sm501	7.7753	0	3.7225	0	0.5055	0.3601	0	0	0	8	7	from endmember
sm502	7.8360	0	0.1640	3.2640	0.7194	0.4665	0	0	0	8	7	from endmember
sm512	7.8287	0	2.5236	1.2334	0.3675	0.2539	0.1713	0	0	8	7	from endmember
sm513	7.8249	0	0.1751	3.6510	0.2978	0	0.0877	0.5387	0	8	7	from endmember
sm514	7.8151	0	3.4645	0	0.7180	0.4551	0	0	0	8	7	from endmember
sm521	7.9235	0	3.5090	0.0918	0.3642	0.3724	0.0306	0	0	8	7	from endmember
sm534	7.6573	0	3.4452	0.4112	0.5770	0.2552	0.1371	0	0	8	7	from endmember
sm550	7.8385	0	3.1440	0.1938	0.8151	0.4690	0.0646	0	0	8	7	from endmember
sm564	7.8965	0	2.9612	0.7454	0.2970	0	0	0.7002	0	8	7	from endmember
sm571	7.9408	0	3.1237	0.4266	0.3881	0.2169	0	0.3762	0	8	7	from endmember
sm577	7.9311	0	2.8090	0.4960	0.6785	0.1693	0	0.6648	0	8	7	from endmember
sm581	7.9199	0	3.0359	0.5765	0.3579	0.3436	0.0801	0	0	8	7	from endmember
sm592	7.9614	0	3.0928	0.5161	0.2844	0.1191	0.0386	0.4822	0	8	7	from endmember
vr500	5.5847	0.1059	3.2012	1.0362	4.2626	0.3453	0	0.3094	0	20.1187	8	from endmember
vr511	5.5934	0.0986	3.2834	0.9485	4.2681	0.3460	0	0.3080	0	19.9718	8	from endmember
vr512	5.6531	0.1003	3.1132	0.8734	4.5134	0.3767	0	0.2467	0	20.0060	8	from endmember
vr521	5.5988	0.0931	3.3440	0.8883	4.2677	0.3460	0	0.3081	0	19.8620	8	from endmember
vr534	5.6054	0.1000	3.2364	0.9418	4.3218	0.3527	0	0.2946	0	20	8	from endmember
vr550	5.5084	0.0065	4.8771	0.0634	3.5595	0.2574	0	0.4851	0	18.1303	8	from endmember
vr577	5.6211	0.0785	3.4732	0.7286	4.2982	0.3498	0	0.3005	0	19.5693	8	from endmember
vr581	5.5905	0.0983	3.2989	0.9456	4.2555	0.3444	0	0.3111	0	19.9666	8	from endmember
vr592	5.5972	0.1011	3.2413	0.9655	4.2932	0.3491	0	0.3017	0	20.0225	8	from endmember

¹ Deer W A, Howie R A, Zussman J, 1962. Rock-Forming Minerals: Volume 3 (Sheet Silicates). Longman Group Limited, London.

Deer W A, Howie R A, Zussman J, 1980. An Introduction to the Rock-Forming Minerals. Longman Group Limited, London.

Kretz R, 1983. Symbols for rock-forming minerals. American Mineralogist, 68: 277-279.

modelliert aus Endgliedzusammensetzungen mit A2M für Proben, für die XRD-Analysen verfügbar waren.

Vereinfachend wird normalerweise angenommen, dass die Stöchiometrie eines Minerals sich innerhalb eines Profils nicht deutlich verändert. Diese Annahme ist nicht verifiziert, dürfte aber für Minerale, die aus dem Gesteinssubstrat stammen, in vielen Fällen zutreffen. Tonminerale und sekundäre Neubildungen sind in ihrer Zusammensetzung stärker von den sich innerhalb eines Profils verändernden Bedingungen beeinflusst. Anders als früher, wurde hinsichtlich Tonmineralstöchiometrie etwas mehr

Flexibilität zugelassen, insofern als auch unterschiedliche Tonmineralstöchiometrien in den verschiedenen Horizonten eines Profils verwendet wurden, wenn dies zu einer Verbesserung der Konvergenz der Summe der modellierten Tonminerale und der gemessenen Ton-Korngrößenfraktion führte. In der Praxis wird die Auswahl der Stöchiometrien manuell vorgenommen, und das Modellresultat wurde optimiert durch das wiederholte Modellieren der Proben mit variierenden Kombinationen von Stöchiometrien der indizierten Minerale. Die Resultate der Modellierung sind in Kapitel 3.3 zusammengestellt.

2.5.2 Verwitterungsrate und Sickerwasserverluste

Die Verwitterungsraten von Ca, Mg und K und als Nebenprodukt die Sickerwasserverluste dieser Nährstoffe wurden mit SWWM, einer software von Posch (2022) berechnet. Dieses Programm braucht sehr viele input-Parameter, welche in Tabelle 5 zusammengestellt sind.

Die Boden-Rohdaten wurden im Rahmen des Nährstoffnachhaltigkeitsprojektes am WSL erhoben. Klima- und Depositionsdaten wurden von METEOTEST geliefert (B. Rihm, Datenlieferungen vom 30.03., 7.04. und 13.04.2021) und Waldbewirtschaftungsszenarien und die daraus resultierende Nährstoffaufnahmeraten wurden von T. Thriplleton und R. Mey modelliert (siehe Kap. 2.4).

Da die Rohdaten nicht notwendigerweise den Eingabeanforderungen des gewählten Bodenchemiemodells (in diesem Fall SWWM, vgl. Tabelle 5) entsprachen, beschreiben wir im Folgenden eine Reihe von Massnahmen, um die Rohdaten in die erforderlichen Modelleingaben zu übersetzen.

Tab. 5 Eingabeparameter für das Modell SWWM (Posch 2022). Hinweis: Bei den Schlüsselwörtern wird zwischen Gross- und Kleinschreibung unterschieden.

Keyword	Description	Unit
Sitecode	string defining site (first letters of code in 'stoifile') (<=16 chars)	-
TempC	mean temperature of soil layers [→]	°C
percol	percolation from bottom of layers [→]	m a ⁻¹
SO ₂ _dep	deposition of SO _x	mol _c m ⁻² a ⁻¹
NO _x _dep	deposition of NO _y	mol _c m ⁻² a ⁻¹
NH ₃ _dep	deposition of NH _x	mol _c m ⁻² a ⁻¹
Ca_dep	deposition of Ca	mol _c m ⁻² a ⁻¹
Mg_dep	deposition of Mg	mol _c m ⁻² a ⁻¹
K_dep	deposition of K	mol _c m ⁻² a ⁻¹
Na_dep	deposition of Na	mol _c m ⁻² a ⁻¹
Cl_dep	deposition of Cl	mol _c m ⁻² a ⁻¹
N_gupt	net (growth) uptake of N [→] [:]	mol _c m ⁻² a ⁻¹
Ca_upt	net uptake of Ca [→] [:]	mol _c m ⁻² a ⁻¹
Mg_upt	net uptake of Mg [→] [:]	mol _c m ⁻² a ⁻¹
K_upt	net uptake of K [→] [:]	mol _c m ⁻² a ⁻¹
thick	thickness of the soil layers -- the number of entries on this line determines the number of soil layers modelled!	m
bulkdens	bulk densities of the soil layers [→]	g cm ⁻³
surface	soil particle surface areas in soil layers [→]	m ² m ⁻³
Theta	volumetric water content of the soil layers [→]	m ³ m ⁻³
pCO ₂ fac	CO ₂ pressure in soil solution (multiple of air pCO ₂ [atm]) [→]	-
IgKAllox	log10 of Al equilibrium constant KAllox [→]	(mol L ⁻¹) ^{1-a}
expAl	exponent a (>0) in [Al]=KAllox:[H]a [→]	-
cRCOO	total concentration of organic acids (m*DOC) [→]	mol m ⁻³
RCOOmod	organic acid model: 0=Oliver, 1=mono-, 2=di-, 3=tri-protic	-
RCOOpars	1 to 3 parameters for organic dissociation model (3 for Oliver!)	-
AlApars	pK's for Al-organic acid complexation (2 values)	-
Al-OHs	=1: include AlOH-s; =0: don't	-

Al-SO ₄ s	=1: include Al-SO ₄ complexes; =0: don't	-
Nimm	constant (acceptable) N-immobilisation rate [→] [:]	mol _c m ⁻² a ⁻¹
f_ni	nitrification fraction (0≤f_ni≤1) [→]	-
f_de	denitrification fraction (0≤f_de<1, or neg. value) [→]	-
stoifile	stoichiometry file (output from 'Stoi.exe - A2M.exe'; see A2M-Manual)	-
MinDat	PROFILE-style 'mineraldata' file	-

'[→]' am Ende des Textes in Spalte 2 bedeutet, dass, wenn es weniger als nHorizont-Einträge (nHorizonte definiert durch die Anzahl der Eingaben unter 'thick') für diese Variable gibt, der ganz rechts stehende Wert für alle übrigen Horizonte verwendet wird
'[:]' bedeutet, dass die Werte für die Horizonte in der Form eingegeben werden können: 'val; fr(1) ... fr(n)'

Klima und Hydrologie [keywords TempC und percol]:

In Ermangelung eines praktikablen Algorithmus zur Abschätzung der langfristigen Jahresmitteltemperatur des Bodens haben wir uns entschieden, bei der Lufttemperatur als Input für die Bodentemperatur zu bleiben, wobei wir uns bewusst sind, dass insbesondere im unteren Temperaturbereich zusätzliche Unsicherheiten entstehen. Für die aktuellen stationären Berechnungen wurden die mittleren standortspezifischen monatlichen Lufttemperaturen in °C (modelliert von Remund 2020) für den (willkürlichen) 30-Jahres-Zeitraum 1981 bis 2010 gemittelt.

Langfristige jährliche hydrologische Flüsse (Niederschlag, Interzeption (IC), Oberflächenabfluss, Infiltration (INF), Evapotranspiration (ET), Abfluss aus der Wurzelzone) wurden von METEOTEST nach der in FOEFL (1994) beschriebenen und in Rihm und Achermann (2016) aktualisierten Methodik geschätzt.

Die erforderliche horizontspezifische Perkolationsrate (Q_l) wurde wie folgt hergeleitet

$$B1 \quad Q_l = \frac{INF - (ET - IC) \cdot \sum_{l=1}^n f_{U_{wa,l}}}{1000}$$

wobei die Division durch 1000 erforderlich war, um von der Einheit mm*a⁻¹ zur erforderlichen Einheit m*a⁻¹ zu gelangen, und der tiefgestellte Index l die fortlaufende Nummer der Horizonte ist.

$f_{U_{wa,l}}$ ist der schichtspezifische Wasseraufnahmeanteil, der aus der Wurzelverteilung im Boden geschätzt wurde, die entweder als Klassenvariable (ξ) angegeben wurde, wobei jede Klasse ihre eigene Anzahl von Wurzeln hat, die innerhalb einer definierten Referenzfläche beobachtet wurden, oder als Anzahl von Wurzeln, die innerhalb einer definierten Referenzfläche beobachtet wurden. Zur Annäherung an die Klassifizierung haben wir das in Tabelle 6 zusammengestellte Schema angewandt.

Tab. 6 Angaben zur Wurzelverteilung aus den Feldprotokollen der WSL und die für die Berechnungen verwendeten Parameterwerte (fett gedruckt).

Parameter	Starkwurzeln	Grobwurzeln	Feinwurzeln	Starkwurzeln	Grobwurzeln	Feinwurzeln
Durchmesser d	> 20 mm	20 - 2 mm	< 2 mm	0.03 m	0.01 m	0.001 m
Klasse 0	ξ	0 Wurzeln		0	0	0
Klasse 1	ξ	1-5 Wurzeln		3	3	3
Klasse 2	ξ	6 - 10 Wurzeln		8	8	8
Klasse 3	ξ	11 - 50 Wurzeln		30	30	30
Klasse 4	ξ	> 50 Wurzeln		80	80	80
Referenzfläche A_{ref}	50 x 50 cm	10 x 10 cm	10 x 10 cm	0.25 m²	0.01 m²	0.01 m²

Ein Näherungswert für die exponierte Wurzeloberfläche in einer bestimmten Bodenschicht (A_l) wurde wie folgt berechnet

$$B2 \quad A_l = \frac{1}{z_l} \cdot \sum_{i=1}^n \frac{\xi_i d_i \pi}{A_{ref,i}}$$

wobei sich der Index i auf die jeweiligen Wurzeltypen (Stark-, Grob- und/oder Feinwurzeln) bezieht. Der Anteil der Aufnahme für jede betrachtete Schicht ($f_{U,l}$) kann unter der Annahme einer linearen Abhängigkeit direkt aus der exponierten Wurzeloberfläche berechnet werden

$$B3 \quad f_{U,l} = \frac{A_l}{\sum_{l=1}^n A_l}$$

und für die Wasseraufnahme haben wir die Wurzeloberfläche aller Wurzeltypen berücksichtigt.

Deposition [keywords SO₂_dep, NO_x_dep, NH₃_dep, Ca_dep, Mg_dep, K_dep, Na_dep and Cl_dep]:

Die Deposition wurde durch METEOTEST für den Landbedeckungstyp Laubwald modelliert. Die Stickstoff (N)-Deposition für die Jahre 1990, 2000, 2010 und 2015 wurde 2018 mit der in Rihm und Künzle (2019) beschriebenen Methodik aktualisiert. Die Schwefel (S)-Deposition wurde für die Jahre 2000 und 2007 analog zu den Verfahren für die feuchte Ammoniak- und gasförmige NO₂-Deposition berechnet (vgl. auch Rihm und Achermann, 2016). Die Deposition der basischen Kationen (BC) wurde nach Rihm et al. (2013) abgeschätzt.

Im Allgemeinen haben wir (willkürlich) die Deposition des letzten gegebenen Jahres in einem Zeitraum verwendet, d. h. 2015 für die N- und 2007 für die S-Deposition. Da die N-Deposition in kg N·ha⁻¹·a⁻¹ und die S- und BC-Depositionen in eq·ha⁻¹·a⁻¹ angegeben wurden, übertrugen wir die depositionspfadspezifischen Werte (nass und trocken) in die gewünschte Gesamtdeposition (TD) in mol_c·m⁻²·a⁻¹ mit

$$B4 \quad TD_y = \frac{(WD_y + DD_y)}{14.0067 \cdot 10} \quad \text{for } y = \text{NO}_y \text{ and NH}_x$$

und

$$B5 \quad TD_i = \frac{(WD_i + DD_i)}{10000} \quad \text{for } i = \text{SO}_x, \text{Cl}, \text{Ca}, \text{Mg}, \text{K} \text{ and Na}$$

Netto-Nährstoffaufnahme [keywords N_gupt, Ca_up, Mg_up, K_up]:

In der steady-state Modellierung bezieht sich die Aufnahme in der Regel auf die Nettoaufnahme (NU), d. h. die jährliche langfristige (vorzugsweise eine Umtriebszeit) standortspezifische Nährstoffentzugsrate aus dem Bestand aufgrund der Ernte. Die gelieferten Daten (U , abgeleitet aus Simulationen mit SwissStandSim (Zell 2016), d.h. die Summe aller Nährelemente in anfallender Biomasse von Durchforstungen plus die Nährelemente im Endbestand minus die Nährelemente im initialen Bestand) wurden in kg y·ha⁻¹·a⁻¹ - wobei y = N, Ca, Mg und K - angegeben und in die geforderten mol_c·m⁻²·a⁻¹ umgerechnet mit

$$B6 \quad NU_y = \frac{U_y \cdot e}{m_y \cdot 10}$$

mit m = Molmasse von y in g·mol⁻¹ und e = Wertigkeit von y (für N-Verbindungen, $e = 1$).

Wie bei der Evapotranspiration muss auch die Nährstoffaufnahme auf die Horizonte aufgeteilt werden, die am stärksten von der Nährstoffaufnahme betroffen sind, das heisst auf die Hauptwurzelzone. Wurde die Mächtigkeit der Hauptwurzelzone (z_r in m) im Feld nicht bestimmt, wurden die Mächtigkeiten derjenigen Horizonte addiert, bei

denen die Summe der exponierten Feinwurzeloberfläche (Gl. B2) 80 % der gesamten exponierten Feinwurzeloberfläche (A_{tot}) im Bodenprofil erreichte. Falls die Addition der Hälfte der Feinwurzeloberfläche im Horizont n zu der Summe der darüberliegenden Horizonte weniger als 80 % der gesamten exponierten Feinwurzeloberfläche ausmachte, wurde die Mächtigkeit des Horizontes n einbezogen, andernfalls wurde die Mächtigkeit des Horizontes n bei der Summierung nicht berücksichtigt:

$$\text{B7} \quad \begin{aligned} \sum_{l=1}^{n-1} A_l + \frac{1}{2} A_n &< 0.8 \cdot A_{tot} \Rightarrow z_r \sum_{l=1}^n z_l \\ \sum_{l=1}^{n-1} A_l + \frac{1}{2} A_n &\geq 0.8 \cdot A_{tot} \Rightarrow z_r \sum_{l=1}^{n-1} z_l \end{aligned}$$

wobei A_l die Wurzeloberfläche der Schicht l und $n \leq$ die Gesamtzahl der Bodenschichten im Profil ist.

Der horizontspezifische Anteil der Aufnahme von basischen Kationen (Ca, Mg, K) stammt aus einer Variante von Gl. B3

$$\text{B8} \quad f_{U_{BC},l} = \frac{A_{i,l}}{\sum_{l=1}^n A_{i,l}}$$

wobei sich i nur auf Feinwurzeln und n auf die Anzahl der Schichten in der Hauptwurzelzone bezieht.

Es wurde davon ausgegangen, dass die Stickstoffaufnahme hauptsächlich im Oberboden erfolgt. Die horizontspezifischen Aufnahmeanteile wurden ansatzweise mit einer quadratischen Gleichung ermittelt, welche die inverse Schichtzahl innerhalb der Hauptwurzelzone einbezieht

$$\text{B9} \quad f_{U_{N,l}} = \frac{(1+n-l)^2}{\sum_{l=1}^n l^2}$$

wobei l die Horizontnummer und n die Anzahl der Horizonte in der Wurzelzone ist.

Bodenspezifische Inputparameter

Horizontmächtigkeit und Lagerungsdichte [keywords thick and bulkdens]:

In Bezug auf die Bodendaten bestand eine der wichtigsten Fragen darin, die Systemgrenzen des zu berücksichtigenden Bodens festzulegen. Im Prinzip umfasst das System den gesamten erschlossenen Boden, d.h. Feinerde, Skelett und Hohlräume. Die Folge dieser Entscheidung ist, dass die im Feld erhobenen Horizontmächtigkeiten als Input [thick] verwendet werden konnten. Hingegen muss die Dichte der Feinerde in die Lagerungsdichte des Bodens umgerechnet werden. Gemäß USDA (2004) gilt nämlich: "...bulk density is usually reported for the <2mm soil fabric, whereby the mass and volume of rock fragments are subtracted from the total mass and volume...". Deshalb musste die Dichte der Feinerde gemäß B10 in ρ_{bulk} umgerechnet werden:

$$\text{B10} \quad \rho_{bulk} = \bar{X}_{coarse} \cdot \rho_{solid} + (1 - \bar{X}_{coarse}) \cdot \rho_{(bulk) fine-earth}$$

wobei ρ in $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$, ρ_{solid} ist $2650 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ und \bar{X}_{coarse} ist in $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$ bulk soil.

Gesamte Oberfläche der Festsubstanz [keyword surface]:

Unter Verwendung der Transferfunktion von Sverdrup und Warfvinge (1993) und der gegebenen Feinerdedichte ($\rho_{(bulk) fine-earth}$ in $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$) ergibt sich die Oberfläche (A_w in $\text{m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$ Gesamtboden)

$$\text{B11} \quad A_w = (0.3 \cdot A_{sand} + 2.2 \cdot A_{silt} + 8.0 \cdot A_{clay}) \cdot 1000 \cdot \rho_{(bulk) fine-earth} \cdot (1 - \bar{X}_{coarse}) \cdot (1 - X_{OM})$$

mit der Bedingung

$$B12 \quad X_{sand} + X_{silt} + X_{clay} = 1$$

wobei der Gehalt X an Sand, Schluff und Ton in $\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ anorganischer Feinerde, der Skelettgehalt \bar{X}_{coarse} in $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$ Gesamtboden, der Gehalt an organischer Substanz X_{OM} in $\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Feinerde angegeben und entweder aus den üblicherweise angegebenen C_{org} -Gehalten abgeleitet wird

$$X_{OM} = 1.724 \cdot C_{org} / 100$$

oder - wenn, wie im vorliegenden Fall, die Übereinstimmung mit der modellierten Mineralogie angestrebt wird - aus dem Glühverlustüberschuss in der normativen Mineralogie

$$X_{OM} = LOI_{excess} / 100$$

unter der Annahme, dass beide Eingangsgrößen in Gew.-% Feinerde angegeben sind.

Da die Einheit des ersten Terms von Gl. B11 $\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ ist, erfordert die Umrechnung in $\text{m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$ eine Multiplikation mit der Bodendichte und, wenn $\rho_{(bulk) fine-earth}$ in $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ angegeben ist, eine Multiplikation mit 1000.

Bodenwassergehalt [keyword Theta]:

Der langfristige durchschnittliche Bodenwassergehalt (Θ) wurde mit Hilfe der Mualem-van Genuchten-Gleichung (van Genuchten 1980) geschätzt:

$$B13 \quad \Theta_h = \Theta_r + \frac{\Theta_s - \Theta_r}{[1 + (\alpha \cdot \psi)^n]^{1-1/n}}$$

wobei Θ_h ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$) der Wassergehalt beim Druckpotential ψ (kPa), Θ_s ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$) der gesättigte Wassergehalt und Θ_r ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$) der Restwassergehalt ist. Die Parameter α (kPa^{-1}) und n (dimensionslos) sind empirische Konstanten, die die Form der Wasserretentionskurve beeinflussen.

Die erforderlichen Parameterwerte für Θ_s , Θ_r , α und n wurden nach Teepe et al. (2003) quantifiziert:

$$B14 \quad \Theta_s = 0.9786 - 0.366686 \cdot \rho_{(bulk) fine-earth}$$

$$B15 \quad \Theta_r = 0$$

$$B16 \quad \alpha = \exp(\alpha^*)$$

$$B17 \quad n = 1 + \exp(n^*)$$

mit

$$B18 \quad \alpha^* = 55.576 - 4.433 \rho_{(bulk) fine-earth} - 0.002 X_{silt}^2 - 0.47 X_{clay} - 0.066 X_{sand} / \rho_{(bulk) fine-earth} - 3.683 X_{sand}^{0.5} - 0.0359 X_{silt} / \rho_{(bulk) fine-earth} - 0.0016 X_{sand}^2 - 3.6916 X_{silt}^{0.5} + 1.8643 \ln(X_{sand}) + 1.575 \ln(X_{silt})$$

$$B19 \quad n^* = -2.8497 + 0.00027395 X_{sand}^2 + 0.01637 X_{silt}$$

wobei X der Gehalt an Sand, Schluff und Ton in Gew.-% anorganischer Feinerde und $\rho_{(bulk) fine-earth}$ die Feinerdedichte in $\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$ ist.

Um schliesslich Θ zu erhalten, verwendeten wir die Wassergehalte des permanenten Welkepunkts (Θ_{wp}) und bei Sättigung (Θ_s) der obigen Gleichung sowie einen

durchschnittlichen Proportionalitätsfaktor (f_θ), der aus Simulationen mit MetHyd Bonton et al. (2016) an einer Teilmenge der Standorte hergeleitet wurde, in

$$B20 \quad \theta = (\theta_{wp} + f_\theta \cdot (\theta_s - \theta_{wp})) \cdot (1 - \bar{X}_{coarse})$$

wobei θ in $m^3 \cdot m^{-3}$ angegeben ist, f_θ für den Zeitraum 1961 bis 1990 den Betrag 0.39 und für den Zeitraum 2045 bis 2074 den Wert 0.34 aufweist und die Multiplikation mit $(1 - \bar{X}_{coarse})$ die Umrechnung vom Feinerde- auf das Gesamtbodensystem bewerkstelltigt. Um mit MetHyd (und damit mit der dynamischen Modellierung) konsistent zu bleiben, wurden die Druckpotentiale (ψ) für die Feldkapazität (fc) und den permanenten Welkepunkt (wp) auf -316 bzw. -15000 hPa festgelegt.

CO₂-Partialdruck [keyword pCO₂fac]:

Der horizontspezifische P_{CO_2} (in μatm) wurde mit Hilfe einer Polynomfunktion abgeleitet, die an die Daten von Solomon und Cerling (1987) angepasst wurde

$$B21 \quad P_{CO_2} = \max \left\{ \begin{array}{l} 11726,400 + 23719z' - 28856z'^2 + 25882z'^3 - 15693z'^4 \\ + 5722z'^5 + 1114.6z'^6 + 88.817z'^7 \end{array} \right\}$$

wobei z' die Tiefe der Horizontmitte in m ist.

Um den entsprechenden Modell-Input zu erhalten, wurde P_{CO_2} durch den Umgebungs- P_{CO_2} (= 400) dividiert.

Gibbsit-Gleichgewichtskonstante und Exponent [keywords logKAox and expAI]:

Die scheinbare Gibbs-Gleichgewichtskonstante (Eingabe ist \log_{10} von K_G) wurde aus ihrer empirischen Beziehung zum Gehalt an organischer Substanz (UNECE 2004; Tabelle 5.11, Seite V-22) erhalten, die wie folgt angenähert wurde

$$B22 \quad \log_{10}(K_G) = \max \{ 9.5, 9.7939 - 1.6633 \log_{10}(X_{OM}) \}$$

wobei X_{OM} der Gehalt an organischer Substanz in Gew.-% Feinerde ist.

Organische Säuren [keywords cRCOO, RCOOmod, RCOOpars]:

Der mittlere jährliche horizontspezifische Gehalt an gelöstem organischem Kohlenstoff in der Bodenlösung, [DOC], wurde mit Hilfe einer empirischen Übertragungsfunktion geschätzt (P. Blaser, WSL, pers. Mitt., 1993)

$$B23 \quad [\text{DOC}] = 21.524 \cdot \exp(-7.2853 \cdot z')$$

wobei die DOC-Konzentration in $\text{g C} \cdot \text{m}^{-3}$ und z' die Tiefe der Horizontmitte in m ist. [DOC] wurde mit einer Ladungsdichte von $m = 0.007 \text{ mol} \cdot \text{g C}^{-1}$ (in SAFE fix eingestellt; Alveteg 1998) multipliziert, um die Gesamtkonzentration der organischen Säuren, [RCOO] in $\text{mol} \cdot \text{m}^{-3}$ zu erhalten.

SWM verlangt die Auswahl eines Dissoziationsmodells für organische Säuren. Um eine erweiterte Komplexierung von organischen Säuren mit Aluminiumionen (Al) zu ermöglichen, wählten wir das tri-protische Dissoziationsmodell mit den vorgegebenen Standard-Dissoziations-K-Werten von 2.64, 5.66 und 5.94. Die Modellierung der erweiterten Al-Chemie in Lösung und der Al-Komplexierung mit Sulfat wurde jedoch nicht aktiviert [keywords Al-OHs und Al-SO₄s].

Prozesse im Stickstoffkreislauf [keywords Nimm, f_ni and f_de]:

Die konstante (akzeptable) N-Immobilisierungsrate (N_i) wurde anhand der folgenden Beziehung zur Höhe (a) des Standorts geschätzt:

$$B24 \quad \begin{cases} N_{i,min} & \text{if } a < a_{min} \\ N_{i,min} + (N_{i,max} - N_{i,min}) \cdot (a - a_{min}) / (a_{max} - a_{min}) & \text{if } a_{min} \leq a \leq a_{max} \\ N_{i,max} & \text{if } a > a_{max} \end{cases}$$

wobei $N_{i,min} = 1,5 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ ($0,01071 \text{ mol}_c \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$), $N_{i,max} = 2,5 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ ($0,01785 \text{ mol}_c \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$), $a_{min} = 500 \text{ m ü.M.}$ und $a_{max} = 1500 \text{ m ü.M.}$ sind.

Um die angeforderte horizontspezifische Eingabe in der richtigen Einheit zu erhalten, verwendeten wir

$$B25 \quad N_{i,l} = \frac{N_i}{14.0067 \cdot 10} \cdot f_{U_N,l}$$

f_{ni} wurde auf 1 gesetzt, wobei davon ausgegangen wurde, dass die gesamte Nitrifikation bereits in den Streuhorizonten stattfindet.

Im SWWM-Modell wird die Denitrifikation als Anteil, $0 \leq f_{de} \leq 1$, des Netto-N-Eintrags gefordert, d. h.

$$B26 \quad N_{de} = f_{de} \cdot N_{net}$$

wobei N_{net} der Nettoeintrag von N ist, d. h. N-Deposition (N_{dep}) minus Nettoaufnahme (N_{upt}) minus Nettoimmobilisierung (N_i):

$$B27 \quad N_{net} = \max\{0, N_{dep} - N_{upt} - N_i\}$$

f_{de} ist eine standortspezifische Konstante und wurde aus dem Vernässungsgrad des Bodens abgeleitet, der aus der morphologischen Bodenbeschreibung und dem Nässe-schema der digitalen Bodenkarte BEK (BfS 2000) der Schweiz ermittelt wurde. In einem ersten Schritt wurden alle Bodenhorizonte, die in einem Bodenprofil Anzeichen von Staunässe aufweisen, identifiziert und ihre Ausgangstiefen nach dem in Tabelle 7 dargestellten Schema in eine Nässeklaasse übertragen. f_{de} wurde dann berechnet mit

$$B28 \quad f_{de} = 0.1 \cdot (2 + \varpi_{max})$$

wobei ϖ_{max} die im Bodenprofil ermittelte maximale Nässeklaasse ist.

Mineralgehalte und wirksame Oberfläche [keyword stoifile]:

Die Mineralgehalte wurden mit Hilfe von A2M (Posch und Kurz 2007, Kurz 2021) unter Verwendung quantitativer Strukturanalysen (Röntgenbeugung) ausgewählter Proben, geochemischer Analysen aller Proben und Literatur- oder kalibrierter Mineralstöchiometrie abgeschätzt. In einem Post-Processing-Verfahren wurde die Ausgabe von A2M (Mineralgehalte in Gew.-% Feinerde) in das Format des "stoifile" (Tabelle 8) übertragen, das für die Eingabe der Mineralogie in SWWM benötigt wird. Diese Umformatierung ermöglichte die Implementierung einiger nicht standardisierter Routinen zur Ableitung von Eingabedaten [Laufcode CH in der aktuellen Übung], die sich aus der dynamischen Modellierung der Bodenchemie in der Schweiz ergaben (wo das Modellergebnis bis zu einem gewissen Grad durch Messungen der Lösungsschemie überprüft werden konnte).

Tab. 7 Beziehung zwischen Nässekasse, Horizonttyp und Bodentiefe (Obergrenze des Horizontes), die zur Ableitung von f_{de} verwendet wird.

		Obergrenze des Horizontes (m)				
		≥ 0.9	< 0.9	< 0.6	< 0.45	< 0.3
		Nässekasse (original)				
		1	2	3	4	5
Horizonttyp		Nässekasse (transferred)				
alle anderen		0	0	0	0	0
(S)		1	1	1	1	2
S-2		1	1	1	2	3
(Sw)		1	1	1	1	2
Sw		1	1	1	2	3
(Sd)		1	1	2	3	4
Sd		1	2	3	4	5
(G)		1	1	1	1	2
G-2		1	1	1	2	3
(Go)		1	1	2	3	4
Go		1	2	3	4	5
(Gr)		1	1	2	3	4
Gr		1	2	3	4	5

Nässekasse 0: keine Vernässung, 1: grundfeucht, 2: schwach grundnass, 3: mässig grundnass, 4: ziemlich stark grundnass, 5: stark grundnass

In der Literatur wird nur indirekt auf eine Einschränkung der Anwendbarkeit des Algorithmus zur Bewertung der Oberfläche, erster Term in Gl. B11, hingewiesen, d.h. die Gleichung funktioniert nicht für Böden mit einem Tongehalt von >20% (Sverdrup, persönliche Mitteilung, Hodson et al. 1997, Hodson et al. 1998). Der Grund für diese Einschränkung wurde nicht weiter erforscht. Es gibt jedoch Anzeichen dafür, dass höhere Tongehalte zu einer Überschätzung der Verwitterungsrate führen können. Van der Salm (2001) stellte fest, dass die nach der Methodik von Jönsson et al. (1995) berechneten PROFIL-Verwitterungsraten basischer Kationen von 8 Lössbodenprofilen (Schluff bis Schlufflehm) im Durchschnitt ~7-mal höher sind als die maximale historische Verwitterungsrate und immer noch im Durchschnitt ~5-mal höher als die Verwitterungsraten, die aus einem statistischen Modell ermittelt wurden, das die Laborverwitterungsraten mit den Texturdaten in Beziehung setzt.

Tab. 8 Beispiel für den "stoifile"-Typ der Mineralogie, der in SWWM eingegeben wird.

Site: 3350_C3001R
1 compositions:
Composition AVE (42.0118 %, 1.00 m ² /g):
5 Groups mass-% m ² /g Si Ti Al Fe3 Mg Ca Na K P H
ab95 1.5731 1.00 2.9700 0.0000 1.0300 0.0000 0.0000 0.0300 0.9500 0.0200 0.0000 0.0000 0.0000
klt 6.4405 1.00 4.0000 0.0000 4.0000 0.0000 0.0000 0.0000 0.0000 0.0000 0.0000 0.0000 8.0000
sm521 2.9483 1.00 7.9235 0.0000 3.5090 0.0918 0.3642 0.3724 0.0306 0.0000 0.0000 0.0000 8.0000
vr521 1.3963 1.00 5.5988 0.0931 3.3440 0.8883 4.2677 0.3460 0.0000 0.3081 0.0000 19.8620
il521 29.6536 1.00 6.6895 0.0000 3.2270 1.6891 0.4275 0.0000 0.0000 1.6387 0.0000 4.0000
Site: 3350_C3002R
1 compositions:
Composition AVE (33.0580 %, 1.00 m ² /g):
5 Groups mass-% m ² /g Si Ti Al Fe3 Mg Ca Na K P H
ab95 0.7739 1.00 2.9700 0.0000 1.0300 0.0000 0.0000 0.0300 0.9500 0.0200 0.0000 0.0000 0.0000
klt 4.1423 1.00 4.0000 0.0000 4.0000 0.0000 0.0000 0.0000 0.0000 0.0000 0.0000 0.0000 8.0000
sm592 5.7791 1.00 7.9614 0.0000 3.0928 0.5161 0.2844 0.1191 0.0386 0.4822 0.0000 8.0000
vr592 1.9039 1.00 5.5972 0.1011 3.2413 0.9655 4.2932 0.3491 0.0000 0.3017 0.0000 20.0225
il592 20.4588 1.00 6.9068 0.0000 3.3179 1.4178 0.2934 0.0000 0.4779 1.1007 0.0000 4.0000

Unter der Annahme, dass nicht alle Oberflächen höherer Tonpartikelgrößenfraktionen gleichermaßen für Verwitterungsprozesse zugänglich sind, haben wir f_{clay} , einen optionalen, im Wesentlichen konzeptionellen Reduktionsfaktor für die Oberfläche der Tonpartikelgrößenfraktion in den ersten Term von Gl. B11 eingeführt

$$B29 \quad A_w = (0.3 \cdot A_{sand} + 2.2 \cdot A_{silt} + 8.0 \cdot f_{clay} \cdot A_{clay}) \cdot 1000 \cdot \rho_{(bulk)fine-earth} \cdot (1 - \bar{X}_{coarse}) \cdot (1 - X_{OM})$$

wobei

$$f_{clay} = 1 - \frac{X_{clay}^a}{X_{clay}^b + c}$$

und a , b (beide auf 2.0 gesetzt) und c (auf 0.4 gesetzt) sind dimensionslose Parameter.

Mit den vorgeschlagenen Koeffizientenwerten schliesst die Funktion die Oberfläche bei $3,608 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ auf der Ebene des ersten Terms von Gl. B11, etwa 7 % über der maximalen Oberfläche einer Probe mit dem Grenzwert von 20 % Tonpartikelgrösse ($3,36 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ bei der Standardanwendung der Übertragungsfunktion). Die Funktion wirkt sich praktisch nicht auf die Oberfläche von Proben mit Tonpartikelgrößenfraktionen < 20 % aus (maximal < -4,5 % im Vergleich zu Standardberechnungen) und ergibt $2,286 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ für eine Probe mit 100 % Ton, was etwas über den $2,2 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ einer reinen Schluffprobe liegt. Es ist nicht ganz von der Hand zu weisen, dass mit diesem Mass die berechneten Verwitterungsraten in einen Bereich eingegrenzt werden können, der mit den Werten übereinstimmt, die bei der Berechnung der Verwitterungsraten mit anderen Methoden ermittelt werden (Hodson et al. 1997).

Um die Bedingung der Gl. B12 zu erfüllen, müssen die Mineralgehalte auf 1 umgerechnet werden, wobei der überschüssige Glühverlust, d. h. die organische Substanz, ausgeschlossen und von % auf Gewichtsanteil umgestellt wird. In der grundlegenden Verwitterungsgleichung (Sverdrup und Warfvinge 1993) sind die (Bulk-)Oberfläche und die Mineralgehalte miteinander verbunden

$$B30 \quad r_w = A_w \cdot \theta \cdot z \cdot f_u \cdot \sum_{m=1}^n r_m \cdot \hat{X}_m$$

wobei r_w in $\text{kmol}_{\text{c}} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$, A_w die exponierte Oberfläche der Minerale ($\text{m}^{-2} \cdot \text{m}^{-3}$), θ die Bodenfeuchtigkeitssättigung ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$ Porenvolumen), z die Bodenschichtdicke (m), f_u die Einheitsumrechnung ($3,1536E+11$) von $\text{kmol}_{\text{c}} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ in $\text{kmol}_{\text{c}} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$, r_m die mineralspezifische Auflösungsrate ($\text{kmol}_{\text{c}} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$) und \hat{X}_m der Oberflächenanteil ($\text{m}^2 \cdot \text{m}^{-2}$) des Minerals m in der Mineralmatrix ist.

Es besteht ein gewisses Einvernehmen darüber, dass die Mineralgehalte als Oberflächenfraktionen angegeben werden sollten (Jönsson et al. 1995). Die Angabe als Gewichtsfraktionen würde bedeuten, dass z. B. Tonminerale zu gleichen Teilen in den Partikelgrößenfraktionen Ton, Schluff und Sand vorkommen. Es gibt genügend analytische Beweise (z. B. XRD-Analysen der Tonpartikelgrößenfraktionen, u. a. Tabelle 10 in Tiktak et al. 1995), um diese Annahme zurückzuweisen. In ähnlicher Weise wird die Sandfraktion eines Bodens in der Regel von Fragmenten des Grundgestein und ererbten (primären) dominanten Mineralien des Grundgestein dominiert.

Optische (Dünnschliff-)Analysen der Sandfraktion schwedischer und schweizerischer Böden deuten auf ein Überwiegen von primären Leichtmineralen (pL: Quarz, K-Feldspat, Plagioklas, Calcit, Dolomit) hin (Abbildung 7). Aufgrund dieser Erkenntnisse reservierten wir 90 % der Tonpartikelgrößenfraktion für Ton und sekundäre Minerale wie Aluminium- und Eisen(hydr)oxide und 60 % der Sandfraktion für primäre

leichte Minerale. Wie viel von diesen Belegungszielen realisiert wurde, hing jedoch von der Menge an pL, Ton und Sekundärmineralen in der Probe ab.

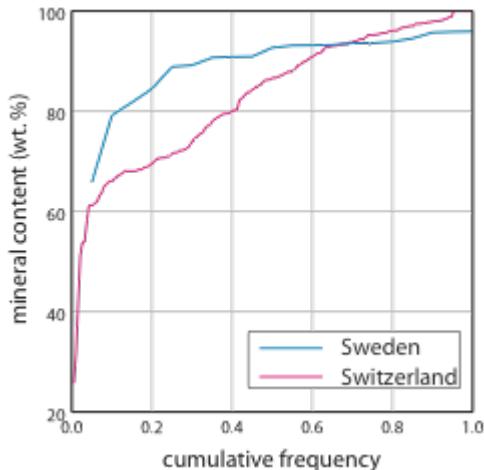


Abb. 7 Verteilung der Summe der pL-Mineralien in der Sandfraktion von schwedischen (20 Proben) und schweizerischen (189 Proben) Böden (petrographische Mikroskopie; Modalmineralogie geschätzt mit Hilfe von Referenzplatten oder Punktzählung; normalisiert auf 100 Gew.-% mit Hilfe von durchschnittlichen Mineraldichten).

In einem ersten Schritt wurde die Menge der reservierten Korngrößenfraktion den Mineralen der entsprechenden Gruppe proportional zu ihrem relativen Vorkommensanteil zugeordnet (d. h. Summe der Gewichtsanteile der Mineralien in der Gruppe = 1). Die verbleibenden Mineralfraktionen, einschliesslich des potenziellen Überschusses aus den bereits berücksichtigten Mineralen, wurden auf 1 zurückgerechnet, und die verbleibenden Korngrößenfraktionen wurden dann allen Mineralen proportional zu ihren gerade normalisierten Fraktionen zugewiesen. Die sich daraus ergebende mineralstoffspezifische Korngrößenverteilung (Ausgabe als <layer_ID.grs>) wurde schliesslich in die mineralstoffspezifische Oberfläche umgerechnet, indem Term 1 von Gl. B29 in die mineral-spezifische Oberfläche umgerechnet, und ihre Division durch die Summe der mineral-spezifischen Oberflächen ergab die gewünschten Oberflächenanteile.

Der Oberflächenanteil von Mineralen mit relativ geringer Stöchiometrie im Vergleich zu den Schlüsselmineralen, die die Verwitterungsparameter liefern, z. B. Illit ($cBC \sim 0.6$) im Vergleich zu Muskovit ($cBC \sim 1$ pfu), wurde zusätzlich angepasst gemäss

$$B31 \quad \hat{X}_{m,stoi} = \hat{X}_m \cdot \frac{cBC_m}{cBC_k}$$

wobei \hat{X}_m der Oberflächenanteil des Minerals m ($m^2 \cdot m^{-2}$) ist, der Index k sich auf das Schlüsselmineral bezieht, das die Verwitterungsparameter liefert, und cBC der stöchiometrische Gehalt an basischen Kationen einschliesslich Natrium in der jeweiligen Mineralart m und k ist. Bei der aktuellen Modellierung mit SWWM [Laufcode CH] haben wir $\hat{X}_{m,stoi}$ als Ersatz für \hat{X}_m in Gl. B30 verwendet.

Verwitterungsspezifische Modellparameter [keyword MinDat]:

Mineralgruppenspezifische Auflösungsratenkoeffizienten, Reaktionsordnungen etc. sowie Stöchiometrien werden in einer Datei mit dem Namen <mineraldata> (vgl. Tabelle 9) zusammengefasst. Diese hat ein festes Format und kann von allen Modellen mit der Sverdrup-Warfvinge-Verwitterungsratenberechnungsroutine gelesen werden.

Im Rahmen der Nachbearbeitung der A2M-Ausgabe wurden standortspezifische Mineraldatendateien erzeugt, indem den von A2M modellierten Mineralarten die entsprechenden mineralgruppenspezifischen Raten zugeordnet wurden und die apriori oder kalibrierte Mineralartenstöchiometrie in die Stöchiometrie-Platzhalterzeile geschrieben wurde.

Tab. 9 Standard-Mineraldatendatei vom Typ "PROFILE" mit Parametern für die Berechnung der Verwitterungsrate jeder Mineralgruppe. Die Daten stammen ursprünglich von Sverdrup (1990).

2.0	
2	
Korrigiert durch Harald Sverdrup, Feb 96	
'K-Feldspar:'	'Biotite:'
14.7,17.2,16.8,15.0	14.8,16.7,15.8,14.8
3500,2000,1700,1200	4500,3800,1700,2000
0.5,0.4,0.15,0.14,0.15,0.6,0.5e-6,5e-6,2e-4	0.6,0.3,0.2,0.2,0.2,0.5,10e-6,500e-6,5e-4
Ca,Mg,K,Na,Al,Si,P	Ca,Mg,K,Na,Al,Si,P
'Plagioclase:'	'Muscovite:'
14.6,16.8,15.9,14.7	15.2,17.5,16.5,15.3
4200,2500,1700,1200	4500,3800,1700,2000
0.5,0.4,0.2,0.14,0.15,0.6,0.5e-6,5e-6,2e-4	0.5,0.4,0.1,0.2,0.1,0.5,4e-6,5e-6,5e-4
Ca,Mg,K,Na,Al,Si,P	Ca,Mg,K,Na,Al,Si,P
'Albite:'	'Fe-Chlorite:'
14.5,16.7,15.9,14.7	14.8,17.0,16.2,15.0
3800,2500,1700,1200	4500,3500,1700,1800
0.5,0.4,0.2,0.14,0.15,0.6,0.5e-6,5e-6,2e-4	0.7,0.2,0.2,0.1,0.1,0.5,50e-6,5e-6,2e-4
Ca,Mg,K,Na,Al,Si,P	Ca,Mg,K,Na,Al,Si,P
'Hornblende:'	'Mg-Vermiculite:'
13.3,16.3,15.9,14.4	14.8,17.2,16.2,15.2
4300,3800,1700,2000	4300,3800,1700,2000
0.7,0.4,0.3,0.3,0.3,0.6,5e-6,5e-6,2e-4	0.6,0.4,0.2,0.1,0.1,0.5,4e-6,5e-6,5e-4
Ca,Mg,K,Na,Al,Si,P	Ca,Mg,K,Na,Al,Si,P
'Pyroxene:'	'Apatite:'
12.3,17.5,15.8,14.4	12.8,15.8,15.8,19.5
2700,3800,1700,2000	3500,4000,1700,2200
0.7,0.2,0.3,0.1,0.3,0.6,5e-4,5e-6,2e-4	0.7,0.0,0.4,0.0,0.2,0.6,1e-4,5e-6,3e-4
Ca,Mg,K,Na,Al,Si,P	Ca,Mg,K,Na,Al,Si,P
'Epidote:'	'Kaolinite:'
14.0,17.2,16.2,14.4	15.1,17.6,16.5,19.5
4350,3800,1700,2000	5310,3580,1700,2000
0.5,0.3,0.2,0.2,0.2,0.6,5e-5,5e-6,2e-4	0.7,0.4,0.4,0.2,0.2,0.5,4e-6,5e-6,5e-4
Ca,Mg,K,Na,Al,Si,P	Ca,Mg,K,Na,Al,Si,P
'Garnet:'	'Calcite:'
12.4,16.9,15.8,14.7	13.6,15.2,13.2,13.2
2500,3500,1700,1800	444,4000,2180,2200
1.0,0.4,0.2,0.2,0.2,0.6,3e-4,50e-6,5e-4	1.0,0.4,0.4,0,0.2,1,5e-3,5e-6,1e-3
Ca,Mg,K,Na,Al,Si,P	Ca,Mg,K,Na,Al,Si,P

2.6 Atmogene Depositionen

Die Deposition wurde durch METEOTEST für den Landbedeckungstyp Laubwald modelliert. Die Methodik wurde bereits oben im Kapitel 2.5.2 beschrieben.

2.7 Bilanzierungsszenarien

Grundsätzlich wurden in den Bilanzierungen die Input-Flüsse «Deposition» und «Verwitterung» den output-Flüssen «Sickerwasserverluste» und «Entnahme durch Holzernte» gegenübergestellt. Bei der waldbaulichen Behandlung wurde zwischen drei verschiedenen intensiven Szenarien unterschieden (siehe Kap. 2.4.3): einem «business as usual» (BAU), einem bezüglich Eingriffsstärke weniger intensiven (LOW) und einem intensiveren Szenario (HIGH). Das «no management»-Szenario wurde zwar ebenfalls gerechnet, aber die errechneten Baumbiomassen waren am Ende der Umtriebszeit unrealistisch hoch. Das ist dadurch zu erklären, dass SwissStandSim nicht für Szenarien mit Unterlassung von Durchforstungen konstruiert wurde und aus diesem Grund wurde das «no management»-Szenario nicht weiter verfolgt.

Mit diesen Szenarien unterschiedlicher Eingriffsstärke wurden drei Intensitäten der Holzernte bei jedem Eingriff inklusive der Endnutzung kombiniert: eine Vollbaumentnahme, eine Entnahme nur des Stammholzes und des Astderholzes sowie eine Entnahme nur des Stammderholzes in Rinde. Durch diese Kombination ergeben sich insgesamt neun Bewirtschaftungsstrategien, für welche die Bilanzierungen zwischen den beiden Untersuchungsgebieten verglichen werden konnten.

Schliesslich wurden die Ergebnisse der Bilanzierungen den Vorräten der entsprechenden Nährlemente im Boden gegenübergestellt und beurteilt, ob es zu einer Vorratsabnahme oder -zunahme kommt und wie schnell diese erfolgt.

3. Resultate

3.1 Elementausstattung und Chemismus der Böden

Aufgrund der Nährelementgehalte der Böden werden deren Vorräte berechnet. Es wurde angestrebt, von den wesentlichen Nährelementen die pflanzenverfügbaren Fraktionen zu erfassen. Dies wird durch unterschiedliche Extraktionsmethoden erreicht, wobei diese operationell definiert sind und keine klar definierten Bindungsformen der Elemente erfassen. Sie nähern dementsprechend die pflanzenverfügbaren Fraktionen bestenfalls an.

3.1.1 pH-Wert

Die pH-Werte sind in allen 10 Bodenprofilen in den obersten Mineralerdehorizonten relativ tief und weisen Werte um 4 auf (Abb. 8). Auf der weniger stark versauerten Würmmoräne nehmen die pH-Werte im erschlossenen Bodenprofil mit der Tiefe mehr oder weniger schnell zu und die Kalkgrenze wird überall erreicht. Dies ist im stärker versauerten Deckenschotter auf dem Irchel an nur zwei Standorten (Schartenflue und Schaffhuser) der Fall. In den anderen drei Profilen ist der pH-Wert bis in grosse Tiefe nicht grösser als 4. Bei Schartenflue und Schaffhuser handelt es sich um Standorte, welche nahe am Abhang und damit am Vorkommen von mächtigeren Deckenschottern liegen. Hier ist der Deckenschotter teilweise wegerodiert, womit die kalkhaltigen Molassesedimente näher an der Oberfläche liegen.

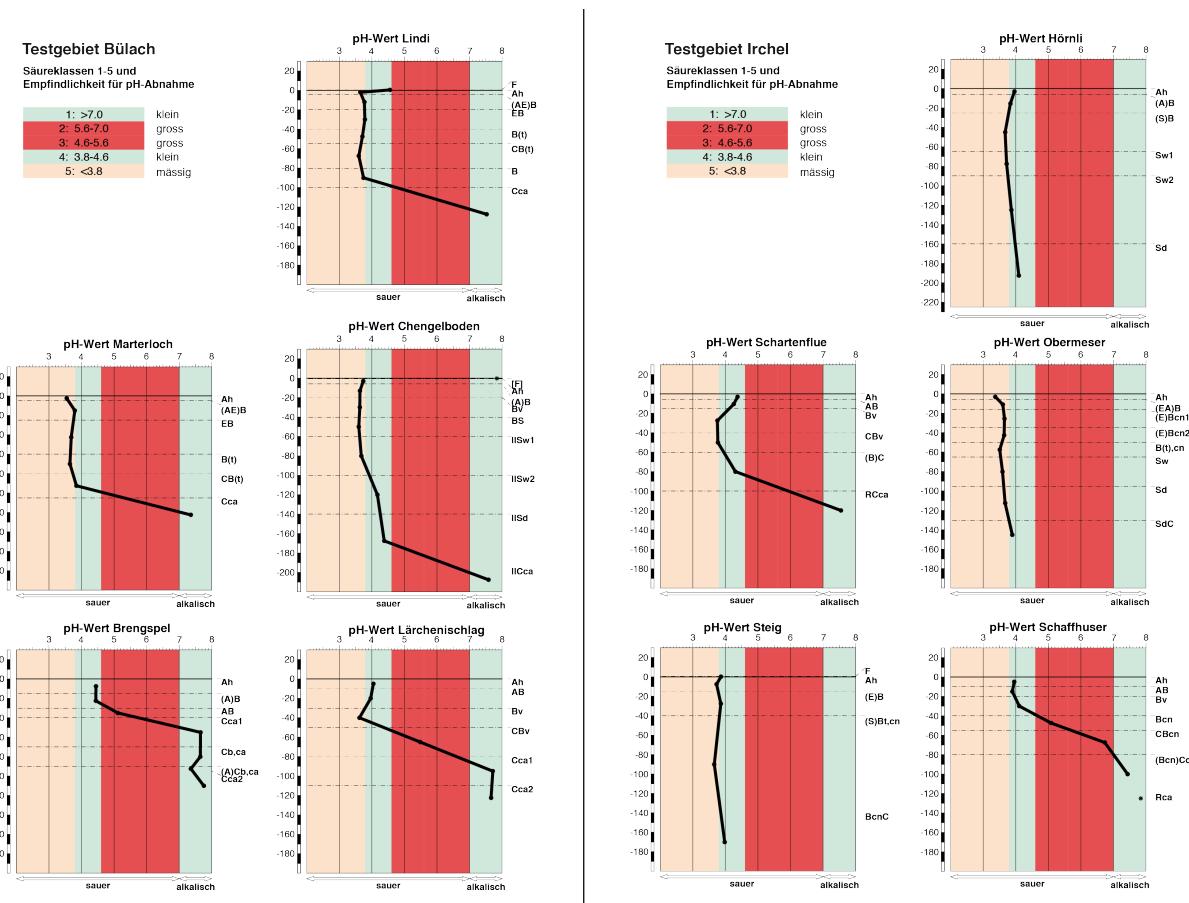


Abb. 8 pH-Wert (0.01 M CaCl_2) der Bodenprofile in den Testgebieten Bülach (links) und Irchel (rechts).

3.1.2 Austauschbare Kationen und Basensättigung

Die austauschbaren Kationen widerspiegeln das Bild der pH-Werte nur teilweise. In allen Böden sind in den tieferen Bodenhorizonten basische Kationen austauschbar gebunden, auch wenn der pH-Wert nicht über einen Wert von 4 ansteigt (Abb. 9) und die Basensättigung ist im untersten Horizont in keinem Boden geringer als 50% (Abb. 10). Es stellt sich allerdings die Frage, ob die Baumwurzeln diese Bereiche noch erreichen. Da die Basensättigung in allen Böden in den obersten Horizonten deutlich grösser ist als das Minimum im mittleren Profilbereich, kann angenommen werden, dass die untersten Horizonte in allen Böden mehr oder weniger intensiv durch die Baumwurzeln erschlossen sind.

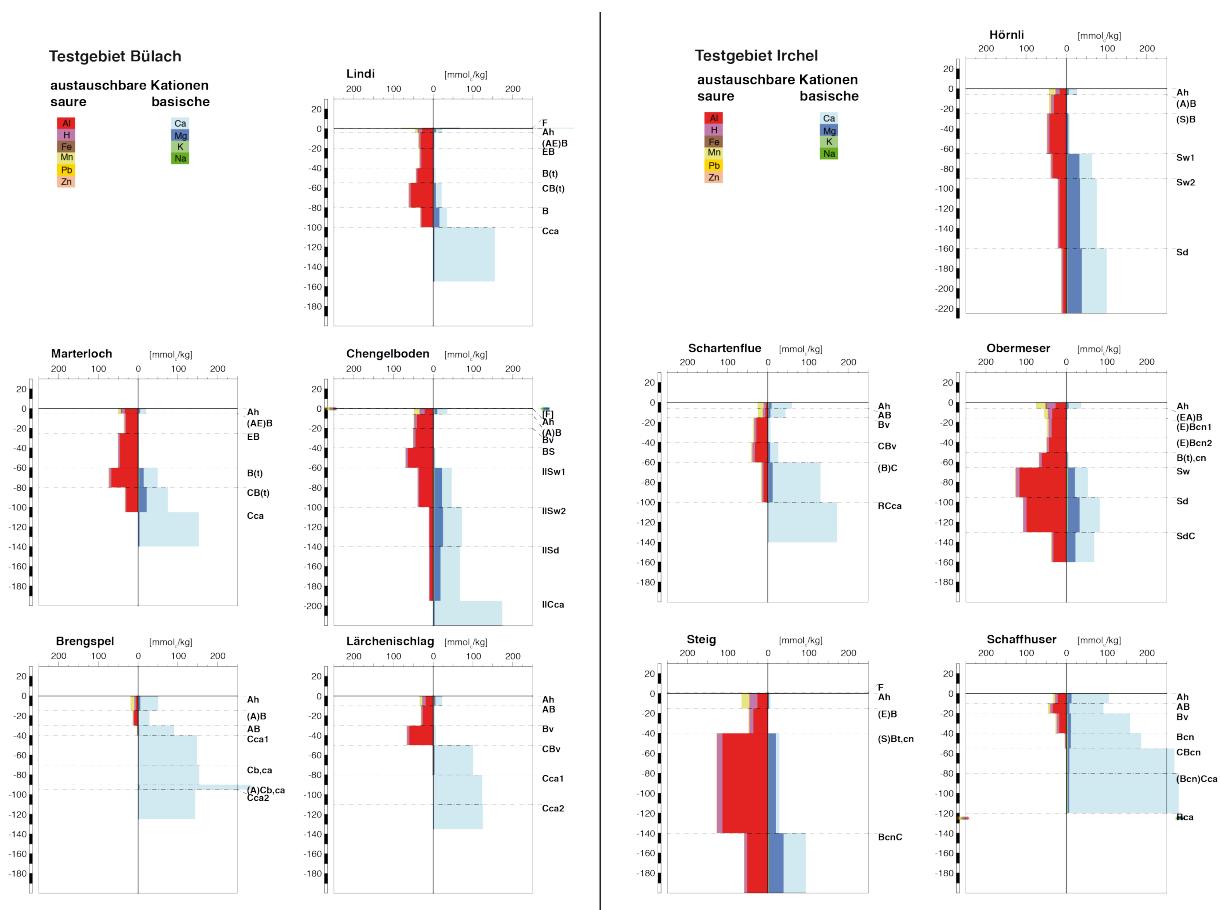


Abb. 9 Austauschbare Kationen der Bodenprofile in den Testgebieten Bühlach (links) und Irchel (rechts). Die Abbildung zeigt von der y-Achse nach links aufgetragene sauren Kationen und gegen rechts die basischen Kationen.

Es gibt diesbezüglich aber grosse Unterschiede. Im Bodenprofil Steig zum Beispiel ist die Basensättigung nur in der organischen Auflage (F-Horizont) deutlich erhöht und im Ah-Horizont sehr viel geringer (nahe dem Minimum im (E)B-Horizont). An diesem Standort kann davon ausgegangen werden, dass der BcnC-Horizont unterhalb 140 cm mit mässig hoher Basensättigung kaum noch wesentlich von Baumwurzeln erschlossen wird. Hingegen sind beim Standort Schartenflue, ebenfalls auf alten Moränen des Deckenschotter wie der Standort Steig, die Basensättigungen in den obersten beiden Mineralerdehorizonten mässig hoch bis hoch (Abb. 10), was darauf schliessen lässt, dass hier die tieferen Bereiche unterhalb 60 cm mit sehr hoher Basensättigung sehr wohl von Baumwurzeln erschlossen sind.

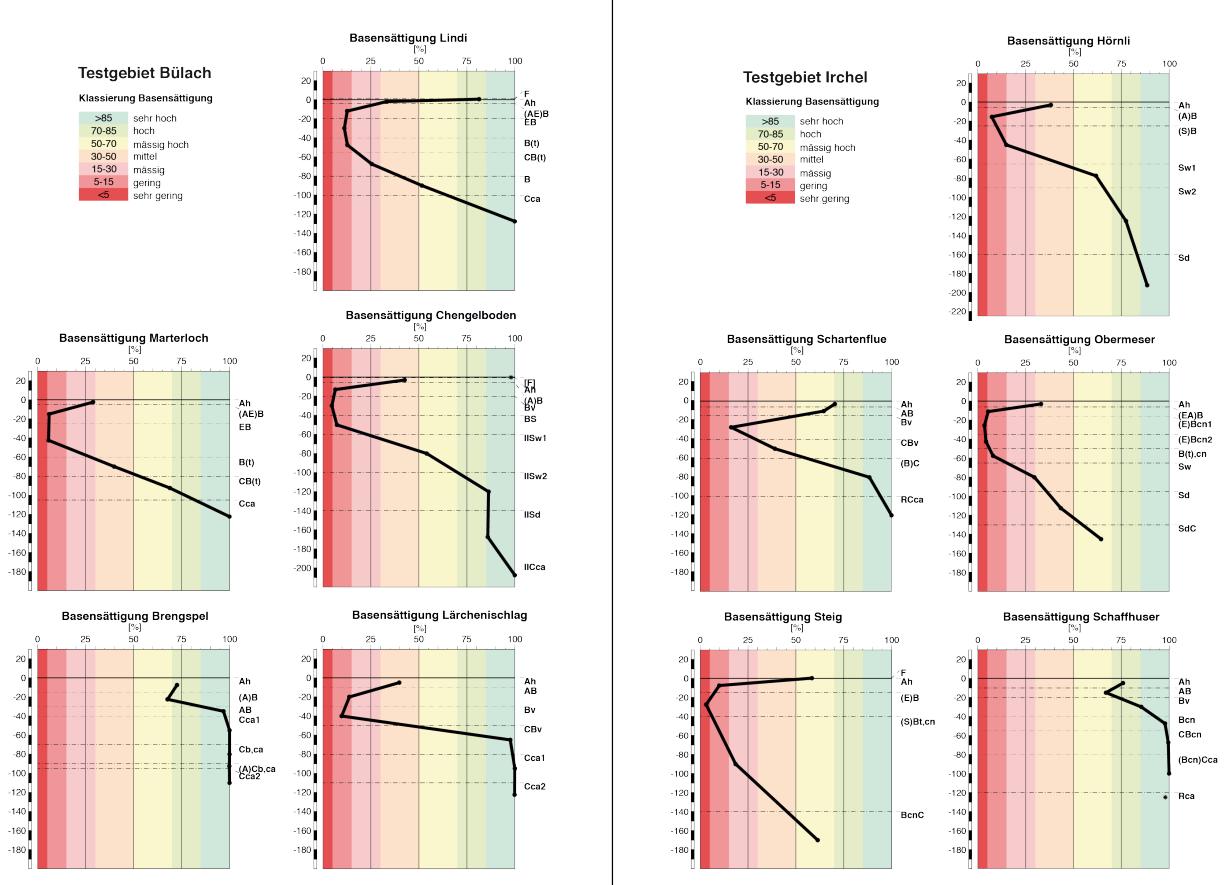


Abb. 10 Basensättigung der Bodenprofile in den Testgebieten Bülach (links) und Irchel (rechts).

3.1.3 Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte

Die Gehalte sowie die Tiefenverteilung von organischem Kohlenstoff sind bedeutend, da die organische Bodensubstanz einerseits eine Quelle von Nährstoffen ist, welche durch Mineralisierung pflanzenverfügbar werden. Andererseits trägt die organische Bodensubstanz über ihre funktionellen Gruppen zur aktiven Oberfläche im Boden bei, welche Nährstoffe in austauschbarer, leicht pflanzenverfügbarer Form binden kann.

In allen Bodenprofilen nimmt der C_{org}-Gehalt im Oberboden zuerst sprunghaft und dann mit zunehmender Tiefe kontinuierlich auf Werte unterhalb der Nachweisgrenze bzw. sehr tiefe Gehalte ab (Abb. 11). Eine Ausnahme bildet der Standort Brengspel, wo sich in 90 cm Tiefe ein begrabener AC-Horizont mit deutlich nachweisbarem C_{org}-Gehalt befindet.

Somit befindet sich die Quelle von Nährstoffen wie Stickstoff oder Schwefel, welche nicht primär durch Verwitterung des Ausgangsgesteins, sondern durch Mineralisierung der organischen Substanz (oder atmogenen Eintrag) nachgeliefert werden, nahe der Bodenoberfläche und somit in Bereichen, welche sehr gut durchwurzelt sind.

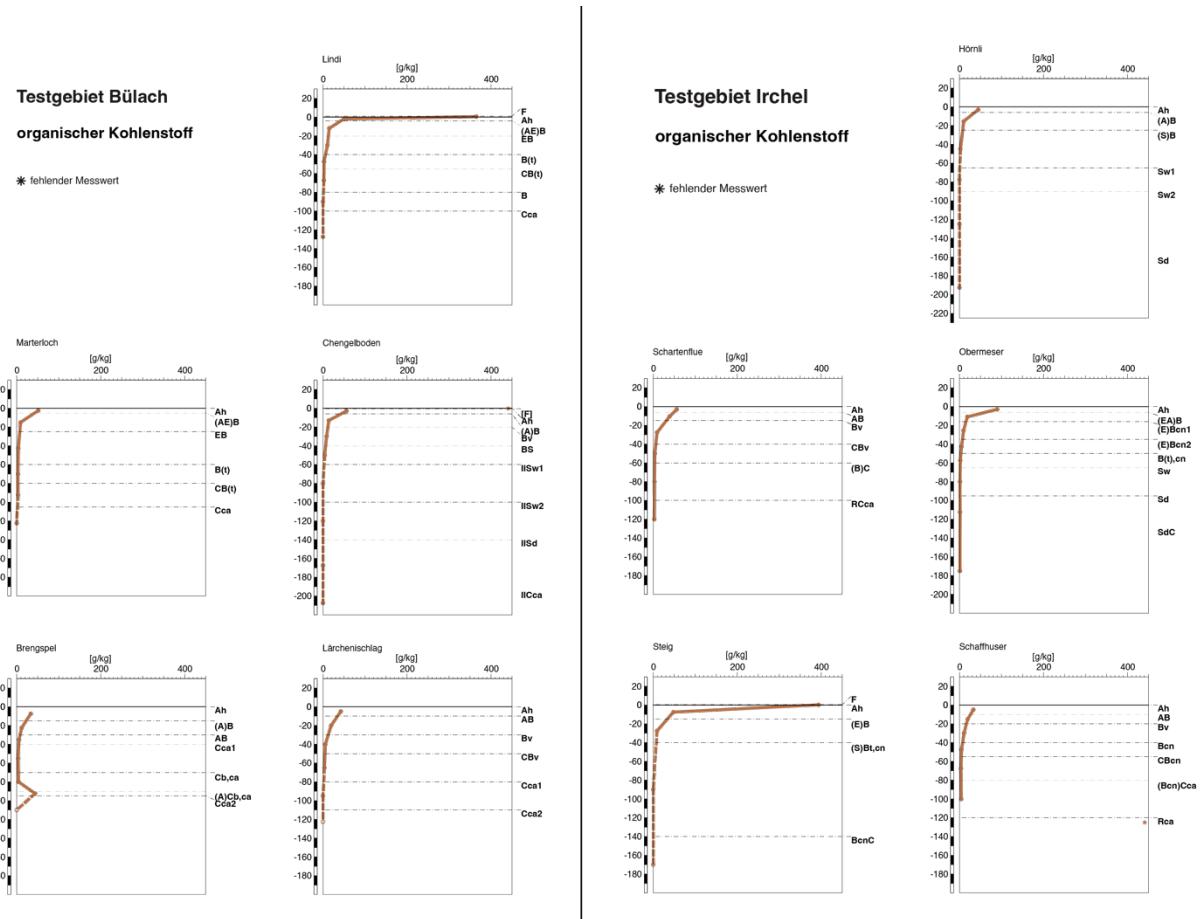


Abb. 11 Gehalt an organischem Kohlenstoff der Bodenprofile in den Testgebieten Bühlach (links) und Irchel (rechts).

Der Totalgehalt des Stickstoffs (N_{tot}) ist mit der organischen Substanz assoziiert und die Tiefenverteilungen zeigen weitgehend einen parallelen Verlauf. Deshalb wird an dieser Stelle der Vorrat an N_{tot} vorgestellt aus welchem durch biologische Aktivität der pflanzenverfügbare Stickstoff anfällt. Mit drei Ausnahmen befinden sich die grössten N_{tot} -Vorräte in den oberen Bodenhorizonten und der Gesamtgehalt baut sich entsprechend auch in diesen Bereichen auf (Abb. 12). Die Ausnahmen bilden die Standorte Steig, Obermeser und Chengelboden, zum Teil noch Schaffhuser. In den Böden dieser Standorte, und im Gegensatz zu den Böden der anderen Standorte, ist Stickstoff in sehr geringen Gehalten von 0.03 bis 0.04% bis zu Profilsohle nachweisbar. Da die Unterbodenhorizonte mächtiger, dichter gelagert und meist nicht skelettreicher als die Oberbodenhorizonte sind, trägt dies wesentlich zum Aufbau des N_{tot} -Vorrates bei. Gleichzeitig nehmen aber mit der Profiltiefe die Durchwurzelungsdichte und die biologische Aktivität ab, sodass die Vorräte im Unterboden nicht im gleichen Ausmass zur N-Versorgung der Bäume beitragen können, wie dies im Oberboden der Fall ist.

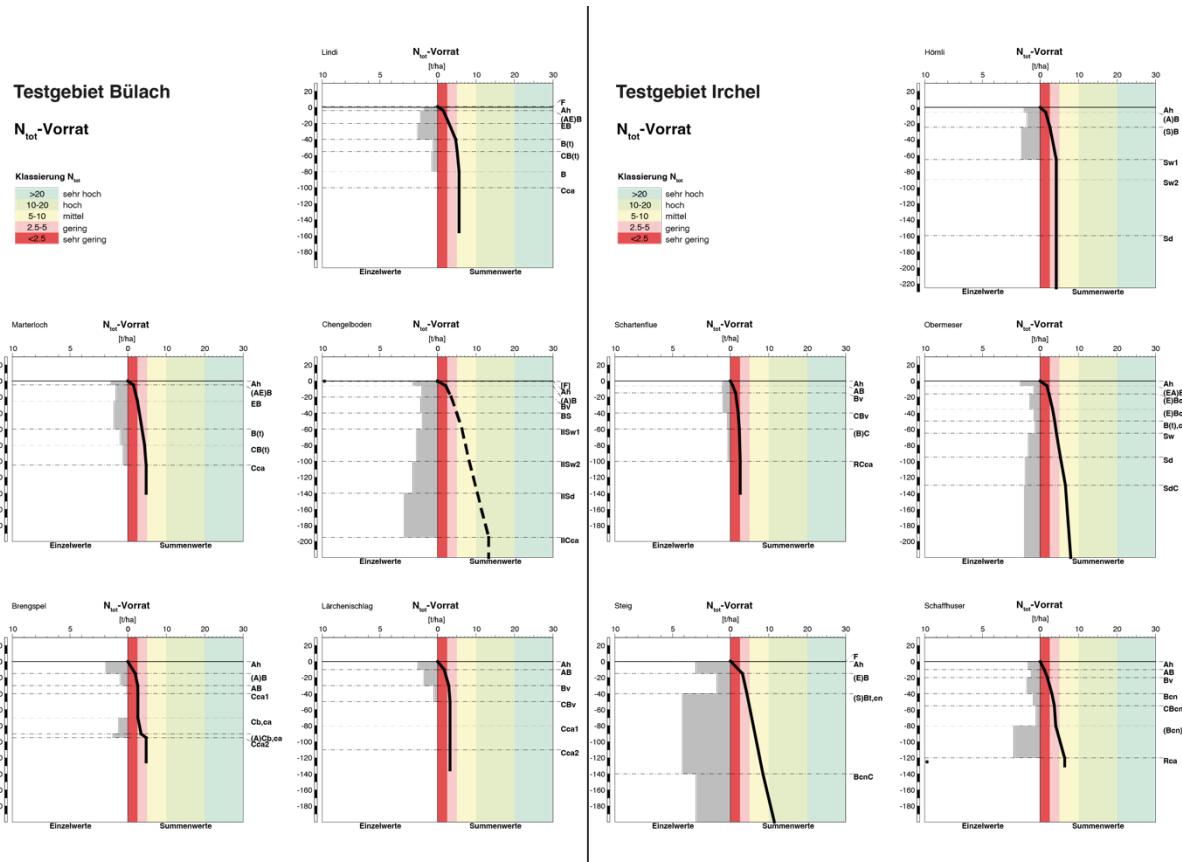


Abb. 12 Vorrat an totalem Stickstoff der Bodenprofile in den Testgebieten Bülach (links) und Irchel (rechts). Die Abbildung zeigt von der y-Achse nach links die Vorräte in den einzelnen Horizonten und nach rechts die mit der Profiltiefe kumulierten Vorräte an totalem Stickstoff.

3.1.4 Pflanzenverfügbare Elementgehalte

Die mit 1M NH₄Cl extrahierten austauschbaren Kationen sind leicht pflanzenverfügbar. Dies betrifft die Makronährälemente Kalzium (Ca), Magnesium (Mg) und Kalium (K) sowie die Spurennährälemente Eisen (Fe), Mangan (Mn) und allenfalls Zink (Zn). Vor allem Fe und Zn sind im NH₄Cl-Extrakt aber häufig unterhalb der Nachweisgrenze. Zudem erfasst dieser Extrakt nur die kationischen Nährälemente. Deshalb müssen für die anionischen Nährälemente und jene, die mit dem NH₄Cl-Extrakt nicht ausreichend erfasst werden, andere Extrakte angewendet werden, welche eine grössere Fraktion extrahieren.

In der Landwirtschaft wurde der NH₄-Acetat-EDTA-Extrakt entwickelt, welcher durch das NH₄-Ion die austauschbaren Kationen und zusätzlich über die komplexierende Wirkung von EDTA die etwas stärker gebundenen Nährstoffionen durch Ligandaustausch extrahiert (Lakanen und Erviö 1971). In Gewächshausversuchen wurde nachgewiesen, dass dies für viele Elemente den pflanzenverfügbaren Fraktionen entspricht. Die entsprechenden Elementgehalte werden auch als Lakanen-extrahierbar bezeichnet.

In der vorliegenden Arbeit beschränken wir uns, zusätzlich zu den mit NH₄Cl extrahierbaren Ca-, Mg- und K-Gehalten sowie den totalen N-Gehalten, auf die beiden anionischen Nährälemente Phosphor (P) und Schwefel (S). Einen ersten Hinweis auf die pflanzenverfügbaren Gehalte gibt der oben erwähnte Lakanen-Extrakt (Abb. 13). Die Lakanen-extrahierbaren P-Gehalte sind im Testgebiet Irchel durchwegs kleiner als die S-

Gehalte. Grundsätzlich befinden sich die grössten P-Gehalte im Oberboden und sie nehmen mit der Profiltiefe bis unter die Nachweisgrenze ab. Im Testgebiet Bülach sind die P-Gehalte in Lindi, Marterloch und Chengelboden grösser als die S-Gehalte und in Brenspel und Lärchenischlag verhalten sie sich wie jene im Testgebiet Irchel. Allerdings sind die P-Gehalte mit Ausnahme von Lärchenischlag immer grösser als die Nachweisgrenze und in Brengspel befindet sich der grösste Gehalt im begrabenen A-Horizont. Der potentiell pflanzenverfügbare P ist einerseits mit der organischen Substanz assoziiert, wird aber auch durch biologische Aktivität aus anorganischen Bindungsformen verfügbar gemacht.

Auch die Lakanen-extrahierbaren S-Gehalte sind meistens im Oberboden am grössten, nehmen mit der Profiltiefe allerdings weniger stark ab als die P-Gehalte. Die Gehalte variieren stärker als beim Phosphor.

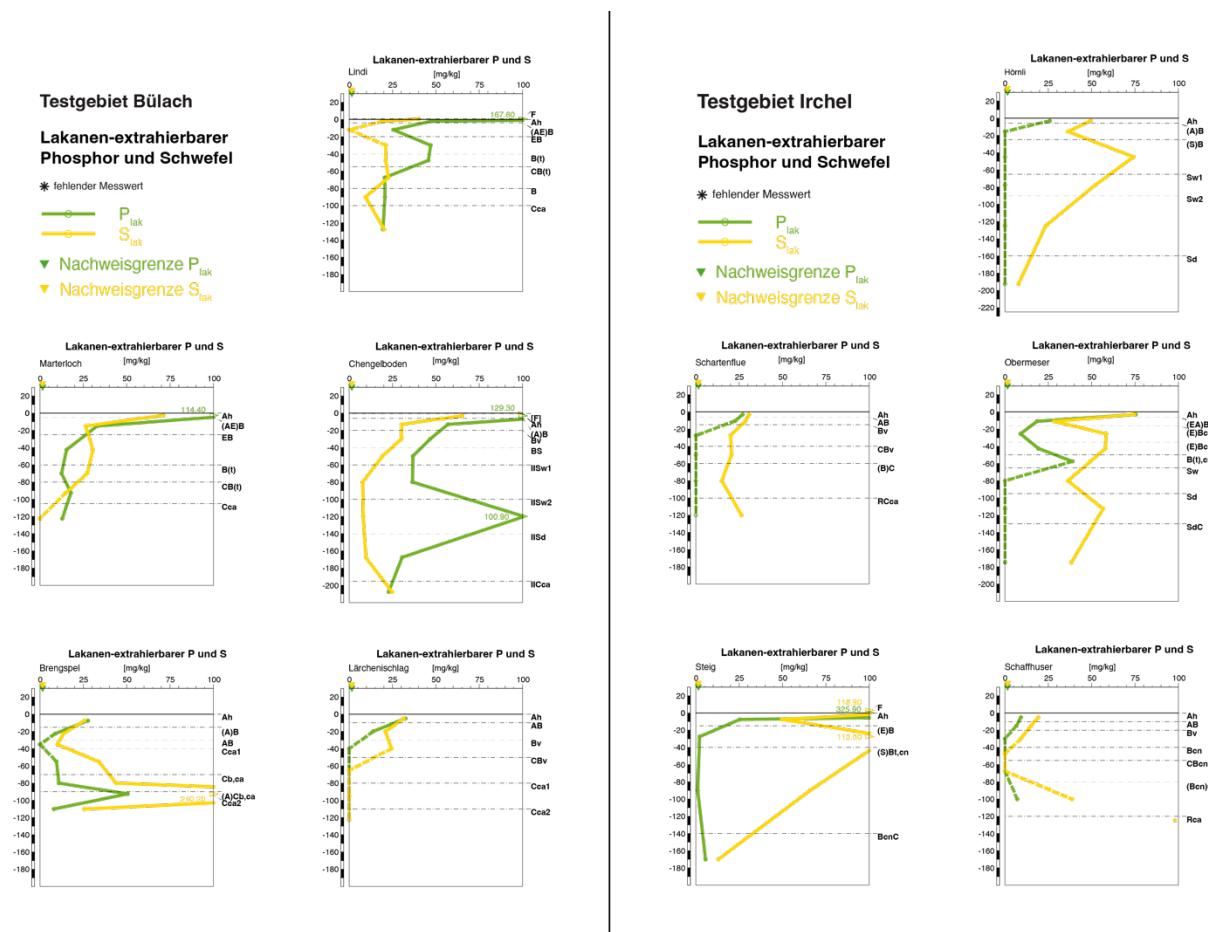


Abb. 13 Lakanen-extrahierbarer Phosphor und Schwefel der Bodenprofile in den Testgebieten Bülach (links) und Irchel (rechts).

Bei den total extrahierbaren P-Gehalten und deren anorganischen bzw. organischen Anteilen bestätigt sich die Feststellung, dass die Gehalte im Testgebiet Irchel allgemein geringer sind als im Testgebiet Bülach (Abb. 14). Das zeigen auch die verfügbaren Anteile (Abb. 15), wobei die sehr grossen Gehalte im Oberboden des Profils Marterloch und im Unterboden des Profils Schaffhuser grösser als die total extrahierbaren Gehalte und damit unrealistisch hoch sind.

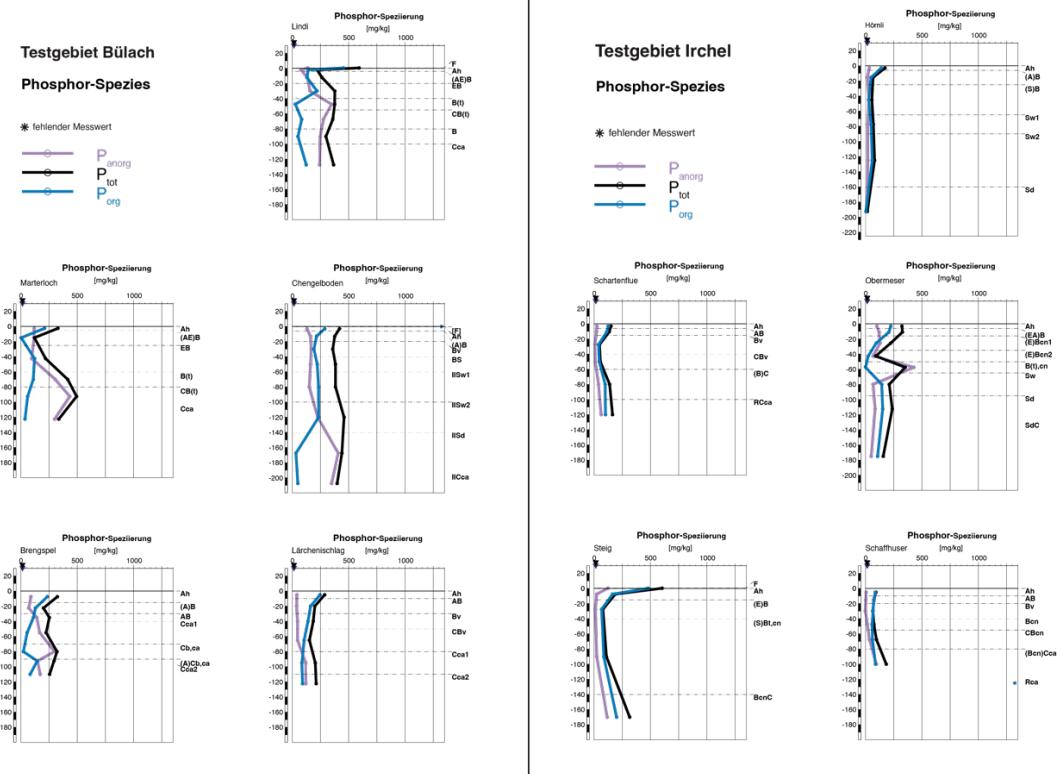


Abb. 14 Total extrahierbarer Phosphor (P_{tot}) sowie deren anorganisch (P_{anorg}) und organisch (P_{org}) gebundene Anteile der Bodenprofile in den Testgebieten Bülach (links) und Irchel (rechts).

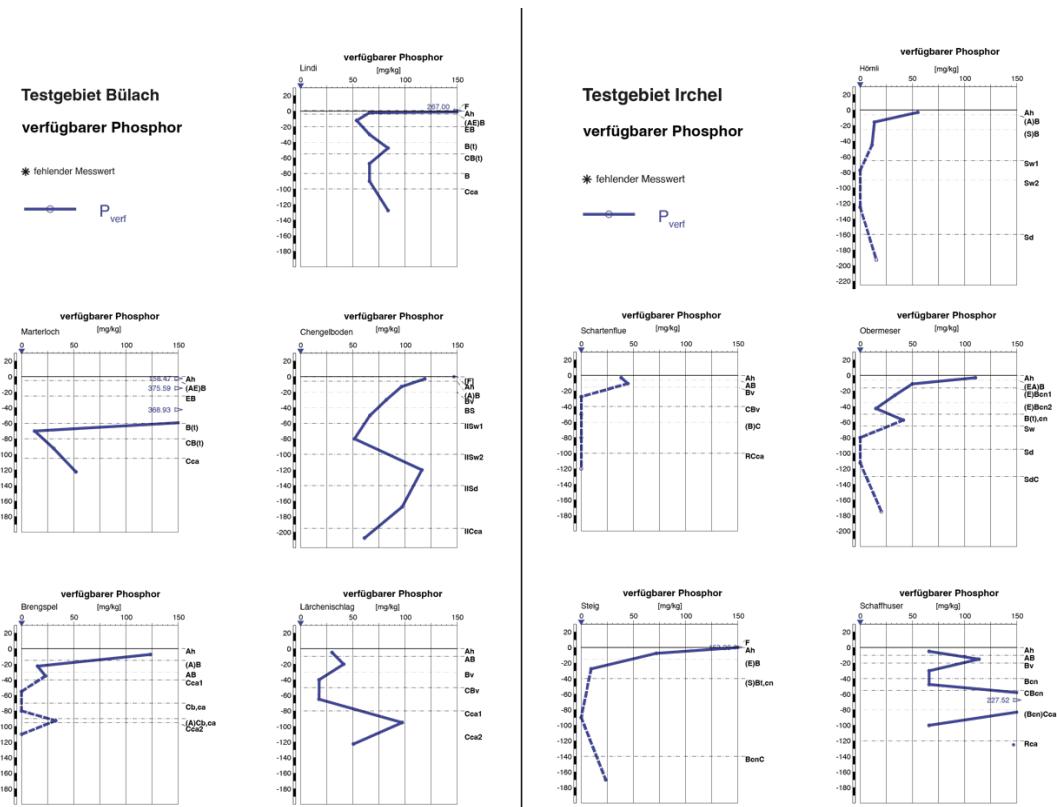


Abb. 15 Verfügbarer Phosphor der Bodenprofile in den Testgebieten Bülach (links) und Irchel (rechts).

3.2 Nährstoffvorräte im Boden

Die Nährstoffvorräte in den Böden wurden vor allem berechnet, um die Bilanzen über mehrere Umliebszeiten zu gewichten und zu beurteilen, ob die vorhandenen Nährstoffvorräte sich bei gegebener Bewirtschaftung verringern oder zunehmen. Dargestellt sind in den Abbildungen 16 bis 19 die Vorräte an austauschbaren Ca-, Mg- und K-Gehalten als leicht pflanzenverfügbare Fraktionen und der totale P-Gehalt als durch eine hohe biologische Aktivität potentiell verfügbarer Phosphor. Das gleiche gilt für den totalen N-Vorrat (Abb. 12).

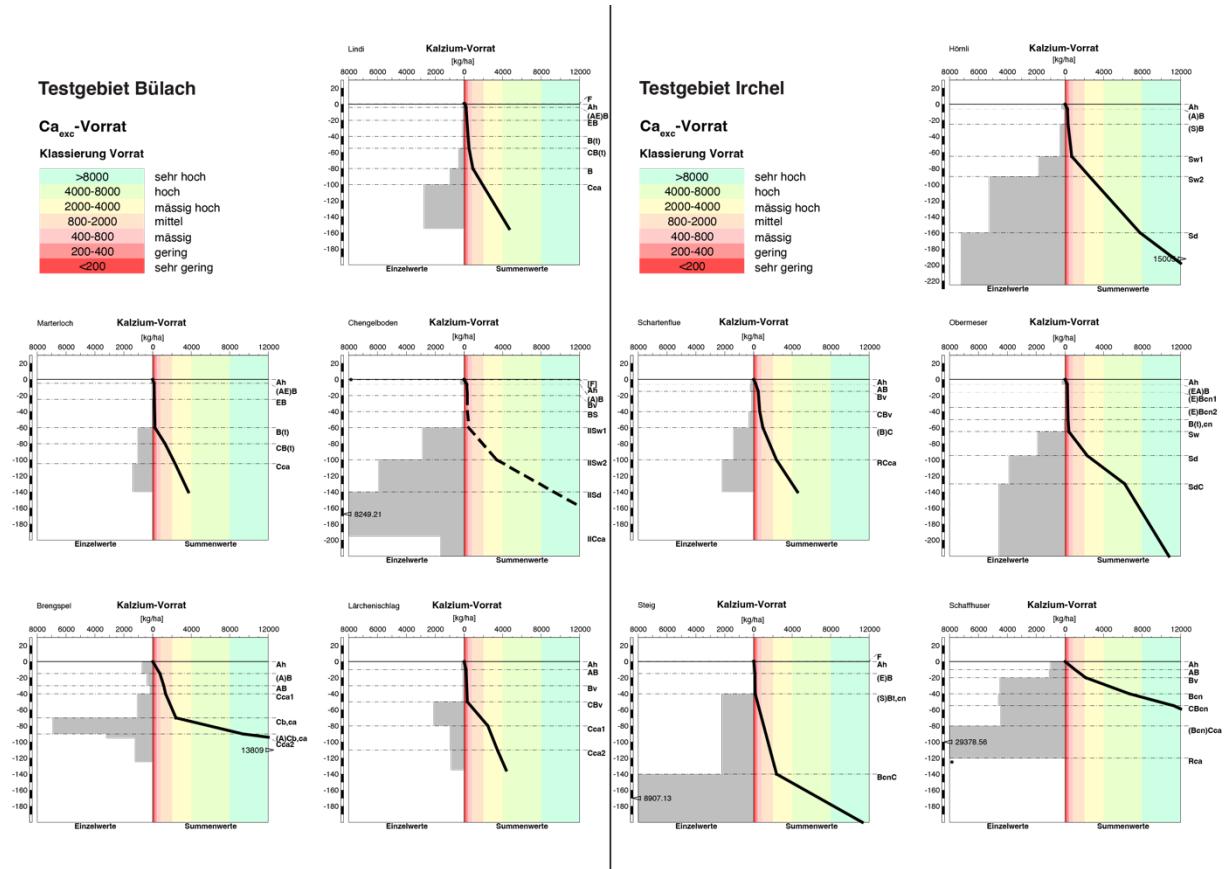


Abb. 16 Vorrat an austauschbarem Kalzium in den Böden der beiden Testgebiete Bühlach (links) und Irchel (rechts). Dargestellt sind von der mittleren Achse auf die linke Seite die Vorräte in den einzelnen Horizonten und nach rechts die kumulierten Vorräte über die Tiefe des Bodenprofils.

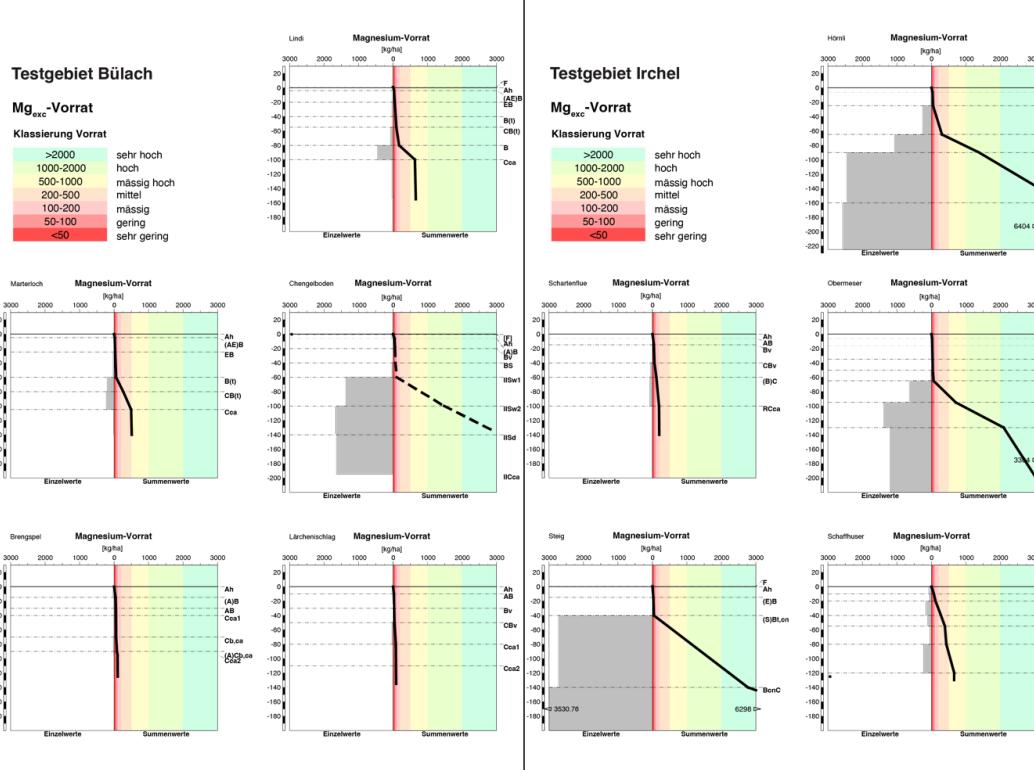


Abb. 17 Vorrat an austauschbarem Magnesium in den Böden der beiden Testgebiete Bühlach (links) und Irchel (rechts). Dargestellt sind von der mittleren Achse auf die linke Seite die Vorräte in den einzelnen Horizonten und nach rechts die kumulierten Vorräte über die Tiefe des Bodenprofils.

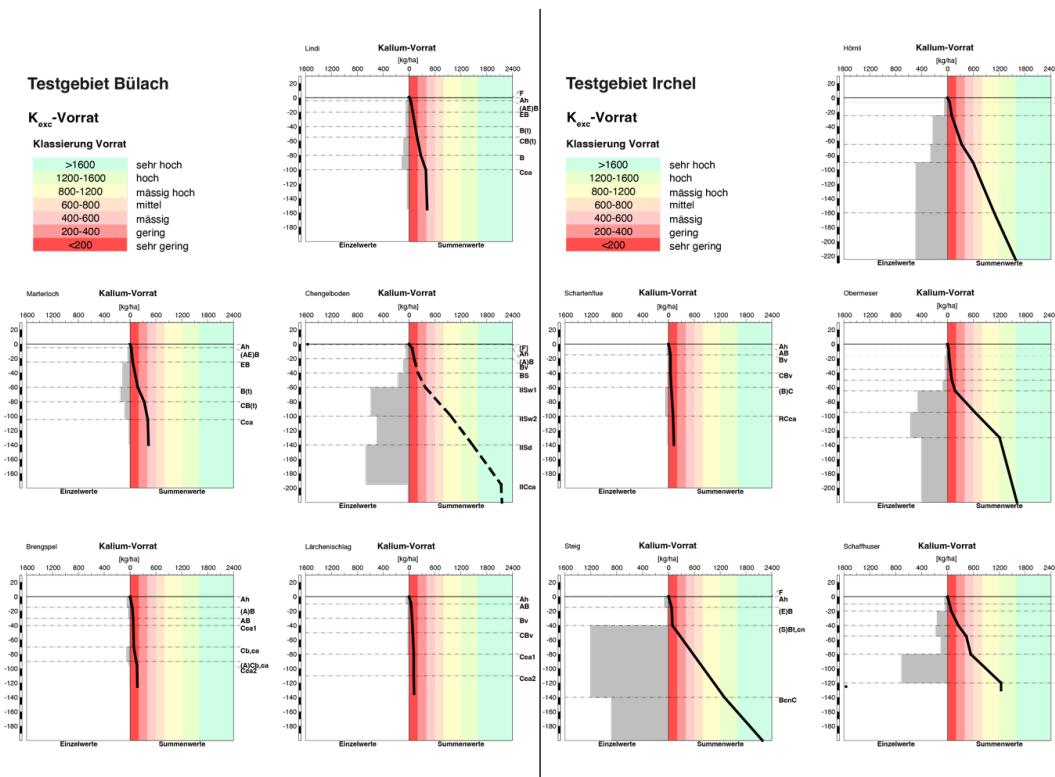


Abb. 18 Vorrat an austauschbarem Kalium in den Böden der beiden Testgebiete Bühlach (links) und Irchel (rechts). Dargestellt sind von der mittleren Achse auf die linke Seite die Vorräte in den einzelnen Horizonten und nach rechts die kumulierten Vorräte über die Tiefe des Bodenprofils.

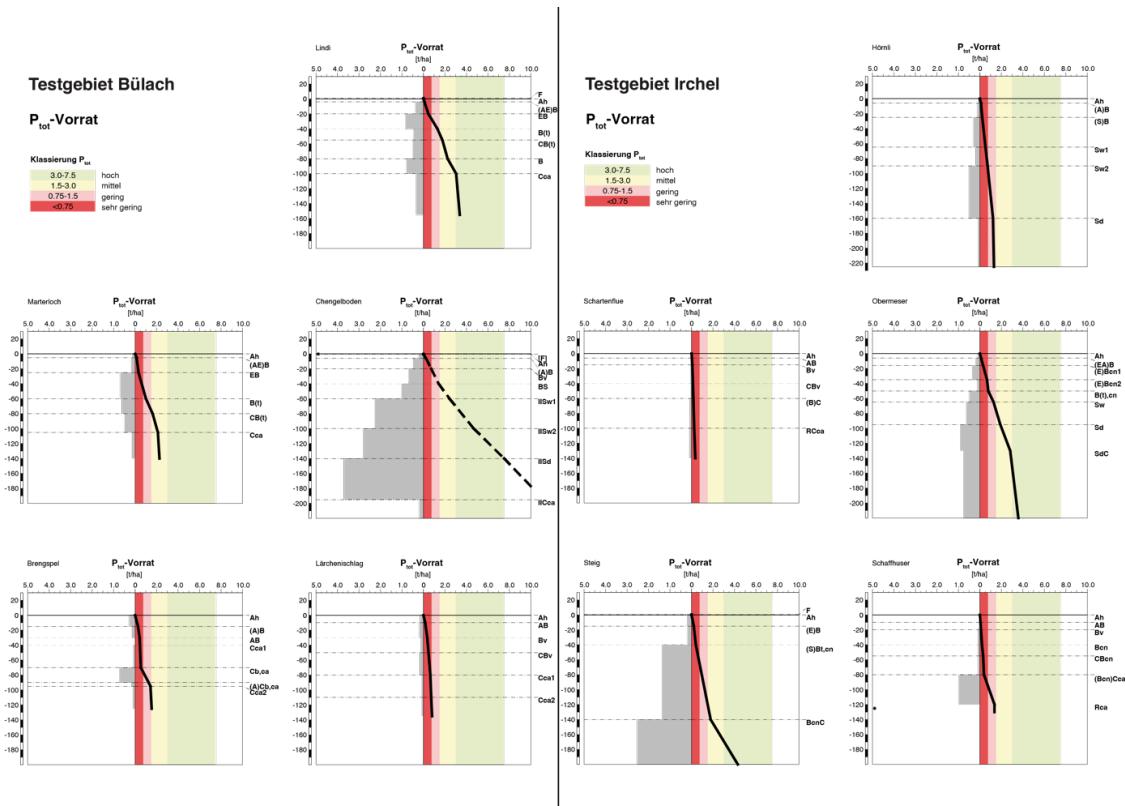


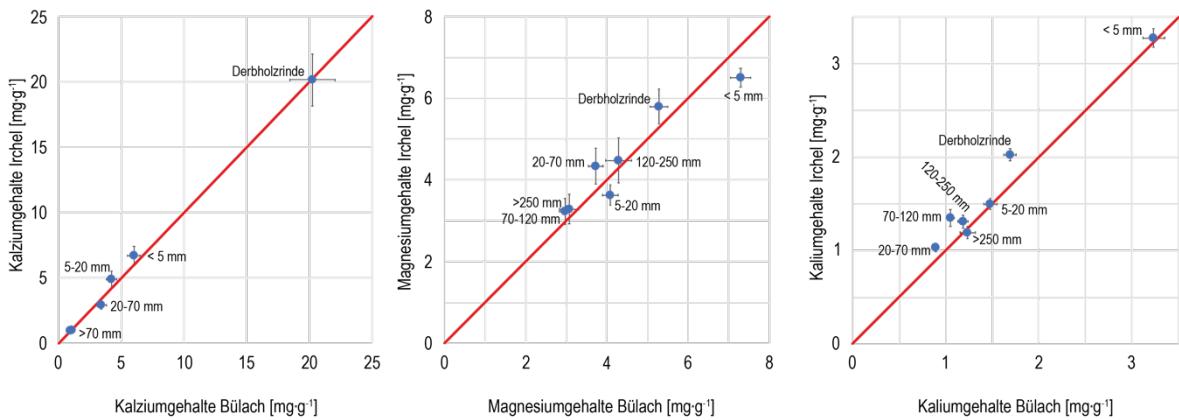
Abb. 19 Vorrat an totalem Phosphor in den Böden der beiden Testgebiete Bühlach (links) und Irchel (rechts). Dargestellt sind von der mittleren Achse auf die linke Seite die Vorräte in den einzelnen Horizonten und nach rechts die kumulierten Vorräte über die Tiefe des Bodenprofils.

3.3 Nährelementgehalte der Baumkompartimente

Die Nährelementgehalte der Baumkompartimente unterscheiden sich teilweise sehr stark. Meistens sind in der Derbholzrinde oder in den feinsten Ästen ($< 5 \text{ mm}$) die grössten Nährelementkonzentrationen vorhanden. Diese nehmen dann zu den gröberen Baumkompartimenten ab und sind im dicksten Stammholz am geringsten.

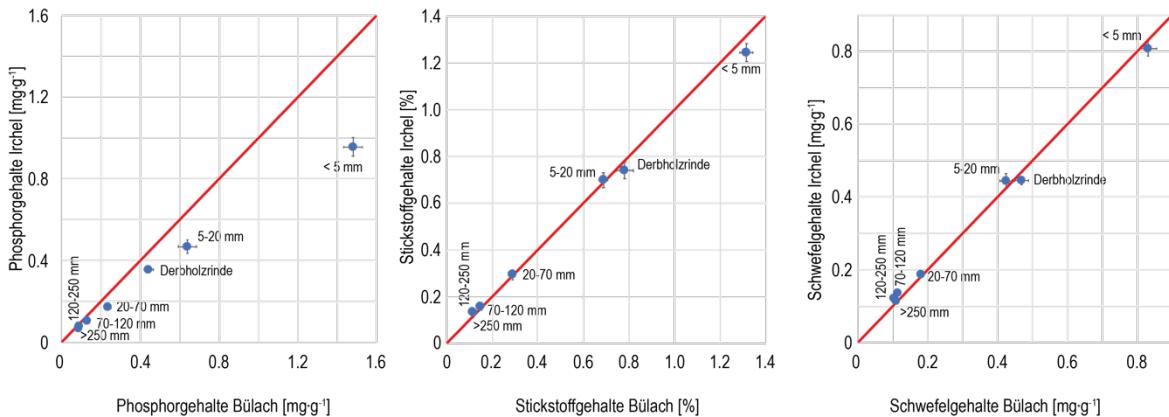
Abbildung 20 und 21 zeigt den paarweisen Vergleich der Nährelementkonzentrationen der Baumkompartimente zwischen den beiden Testgebieten Bühlach und Irchel. Es gibt kaum signifikante Unterschiede. Beim Kalzium sind keine signifikanten Unterschiede feststellbar, obwohl sich die Böden bezüglich Ca-Gehalten und Tiefe der Kalkgrenze zwischen den beiden Gebieten deutlich unterscheiden. Beim Magnesium haben nur die feinsten Äste $< 5 \text{ mm}$ in Bühlach signifikant höhere Konzentrationen als in Irchel. Die Kaliumgehalte sind in Irchel tendenziell höher als in Bühlach, wobei die Unterschiede nur in der Derbholzrinde und im schwachen Astderbholz bzw. im dünnen Stammholz signifikant sind.

Die grössten Unterschiede sind in den Phosphor-Konzentrationen zu beobachten. Hier weisen die Baumkompartimente in Bühlach signifikant grössere P-Konzentrationen auf als jene in Irchel (mit Ausnahme des Stammholzes 120-250 mm). Dies deckt sich mit den allgemein grösseren P-Konzentrationen der Bodenproben von Bühlach (Abb. 13, 14 und 15). Beim Stickstoff gibt es wiederum keine signifikanten Unterschiede und die Schwefelkonzentrationen sind nur in Teilen des Stammholzes in Irchel signifikant grösser als in Bühlach.



	t	df	p-value		t	df	p-value		t	df	p-value
Derholzrinde	0.039	37.63	0.969	Derholzrinde	-1.063	28.43	0.297	Derholzrinde	-3.575	37.97	0.001
< 5 mm	-0.829	35.38	0.413	< 5 mm	2.346	37.48	0.024	< 5 mm	-0.302	36.32	0.764
5-20 mm	-0.918	33.72	0.365	5-20 mm	1.469	37.58	0.150	5-20 mm	-0.218	37.50	0.829
20-70 mm	0.980	35.79	0.334	20-70 mm	-0.734	27.36	0.469	20-70 mm	-2.620	33.62	0.013
70-120 mm	0.265	37.60	0.793	70-120 mm	-1.277	26.33	0.213	70-120 mm	-2.979	27.16	0.006
120-250 mm	-0.658	36.34	0.515	120-250 mm	-0.298	31.68	0.768	120-250 mm	-1.455	37.51	0.154
>250 mm	-0.392	30.88	0.698	>250 mm	-0.494	34.34	0.624	>250 mm	0.404	37.00	0.688

Abb. 20 Gehalt von Kalzium, Magnesium und Kalium in Baumkompartimenten von Buche in Bülach und Irchel. Dargestellt sind Mittelwerte und Standardfehler von jeweils 20 Bäumen (5 Standorte pro Region x 4 Bäume). Für jedes Element und Baumkompartiment sind die Ergebnisse der paarweisen Vergleiche (t-Test) angegeben.



	t	df	p-value		t	df	p-value		t	df	p-value
Derholzrinde	3.326	28.22	0.002	Derholzrinde	0.808	38.84	0.424	Derholzrinde	1.061	29.56	0.297
< 5 mm	7.909	37.62	1.6·10 ⁻⁶	< 5 mm	1.515	37.15	0.138	< 5 mm	0.752	35.95	0.457
5-20 mm	3.054	34.37	0.004	5-20 mm	-0.294	33.37	0.771	5-20 mm	-0.770	38.71	0.446
20-70 mm	3.403	30.93	0.002	20-70 mm	-0.237	29.12	0.815	20-70 mm	-0.779	38.41	0.441
70-120 mm	2.183	36.19	0.036	70-120 mm	-0.506	22.65	0.618	70-120 mm	-3.526	32.14	0.001
120-250 mm	1.417	31.40	0.167	120-250 mm	-1.279	20.87	0.215	120-250 mm	-3.086	33.31	0.004
>250 mm	2.734	25.43	0.011	>250 mm	-0.773	20.54	0.449	>250 mm	-0.575	34.40	0.569

Abb. 21 Gehalt von Phosphor, Stickstoff und Schwefel in Baumkompartimenten von Buche in Bülach und Irchel. Dargestellt sind Mittelwerte und Standardfehler von jeweils 20 Bäumen (5 Standorte pro Region x 4 Bäume). Für jedes Element und Baumkompartiment sind die Ergebnisse der paarweisen Vergleiche (t-Test) angegeben.

Tab. 10 Mittlere Gehalte von Ca, Mg, K, N, P und S in Baumkompartimenten von Buche in den beiden Testgebieten Bülach und Irchel. Es sind Mittelwerte von je 20 Bäumen pro Testgebiet mit dem Standardfehler des Mittelwertes.

	Ca [mg/g]	Mg [mg/g]	K [mg/g]	N [%]	P [mg/g]	S [mg/g]
Bülach						
Derbholzrinde	20.2 ± 1.8	0.53 ± 0.02	1.69 ± 0.06	0.78 ± 0.04	0.44 ± 0.02	0.47 ± 0.02
< 5 mm	6.0 ± 0.5	0.73 ± 0.02	3.23 ± 0.12	1.32 ± 0.03	1.48 ± 0.05	0.83 ± 0.02
5-20 mm	4.2 ± 0.4	0.41 ± 0.02	1.48 ± 0.07	0.69 ± 0.02	0.64 ± 0.05	0.42 ± 0.02
20-70 mm	3.4 ± 0.4	0.30 ± 0.01	0.89 ± 0.03	0.29 ± 0.01	0.24 ± 0.02	0.18 ± 0.01
70-120 mm	1.0 ± 0.09	0.37 ± 0.02	1.05 ± 0.04	0.15 ± 0.004	0.13 ± 0.01	0.11 ± 0.003
120-250 mm	0.9 ± 0.04	0.43 ± 0.03	1.18 ± 0.05	0.12 ± 0.002	0.09 ± 0.01	0.10 ± 0.003
> 250 mm	0.9 ± 0.04	0.31 ± 0.02	1.23 ± 0.08	0.12 ± 0.002	0.09 ± 0.01	0.11 ± 0.01
Irchel						
Derbholzrinde	20.1 ± 2.0	0.58 ± 0.04	2.02 ± 0.07	0.74 ± 0.04	0.36 ± 0.01	0.45 ± 0.01
< 5 mm	6.7 ± 0.7	0.65 ± 0.02	3.28 ± 0.10	1.24 ± 0.04	0.96 ± 0.05	0.81 ± 0.02
5-20 mm	4.9 ± 0.6	0.36 ± 0.02	1.50 ± 0.06	0.70 ± 0.03	0.47 ± 0.03	0.44 ± 0.02
20-70 mm	2.9 ± 0.3	0.32 ± 0.03	1.03 ± 0.05	0.30 ± 0.02	0.17 ± 0.01	0.19 ± 0.01
70-120 mm	1.0 ± 0.08	0.43 ± 0.04	1.35 ± 0.09	0.15 ± 0.01	0.10 ± 0.01	0.14 ± 0.01
120-250 mm	1.0 ± 0.06	0.45 ± 0.06	1.31 ± 0.07	0.13 ± 0.01	0.08 ± 0.003	0.12 ± 0.01
> 250 mm	1.0 ± 0.07	0.33 ± 0.04	1.19 ± 0.07	0.13 ± 0.02	0.07 ± 0.003	0.11 ± 0.004

Tab. 11 Normierung der NährELEMENTgehalte der Baumkompartimente in den Testgebieten Bülach und Irchel. Normiert wurde mit dem Gehalt im Stammholz (> 250 mm).

	Ca [-]	Mg [-]	K [-]	N [-]	P [-]	S [-]
Bülach						
Derbholzrinde	22	2	1	7	5	4
< 5 mm	6	2	3	11	17	8
5-20 mm	4	1	1	6	7	4
20-70 mm	4	1	1	2	3	2
70-120 mm	1	1	1	1	1	1
120-250 mm	1	1	1	1	1	1
> 250 mm	1	1	1	1	1	1
Irchel						
Derbholzrinde	21	2	2	6	5	4
< 5 mm	7	2	3	9	14	7
5-20 mm	5	1	1	5	7	4
20-70 mm	3	1	1	2	3	2
70-120 mm	1	1	1	1	2	1
120-250 mm	1	1	1	1	1	1
> 250 mm	1	1	1	1	1	1

In Tabelle 11 wurden die durchschnittlichen NährELEMENTkonzentrationen der Baumkompartimente mit den Konzentrationen im dicksten Stammholz normiert. Daraus ist ersichtlich, dass Ca vor allem in der Derbholzrinde stark angereichert ist (Faktor 21 bis 22), während die Konzentrationen von den feinsten Ästen bis ins Stammholz kontinuierlich abnehmen.

Bei N, P und S sind die grössten Konzentrationen in den feinen Ästen (< 5 mm) vorhanden, während die Derbholzrinde nur 1/3 bis 2/3 dieser Konzentration aufweist und die NährELEMENTkonzentrationen von den feinsten Ästen zu den gröberen Kompartimenten kontinuierlich abnehmen.

Bei Mg und K weisen die Derbholzrinde und die feinsten Äste ungefähr gleich grosse Konzentrationen auf, die jedoch nur etwa doppelt so gross sind wie diejenigen der dickeren Kompartimente.

3.4 Holzernteszenarien und Nährstoffexport durch Holzernte

In Abb. 22 ist die entfernte Biomasse über eine Umtriebszeit von 100 Jahren für drei unterschiedlich intensive Durchforstungsvarianten (business as usual, stärkere und schwächere Durchforstung) und drei verschiedene Holzernteintensitäten (Vollbaumernte, Stammholz mit Astderbholz und nur Stammholz) dargestellt. Auffallend ist, dass im Testgebiet Irchel mehr Biomasse anfällt als in Bülach. Bei der Variante «Vollbaumernte» wird bei allen Durchforstungsintensitäten mehr Biomasse entnommen als bei der Variante «Stammholz inklusive Astderbholz» und bei dieser mehr als bei der Variante «nur Stammholz». Die geernteten Biomassen sind bei den Durchforstungsvarianten «business as usual» und «high» praktisch gleich gross. Bei der schwächsten Durchforstung «low» fällt in Bülach weniger Biomasse an als beim «business as usual». Hingegen ist dies im Testgebiet Irchel genau umgekehrt: hier wird mit der Durchforstungsintensität «low» bei allen Holzernteszenarien mehr Biomasse entnommen als im «business as usual».

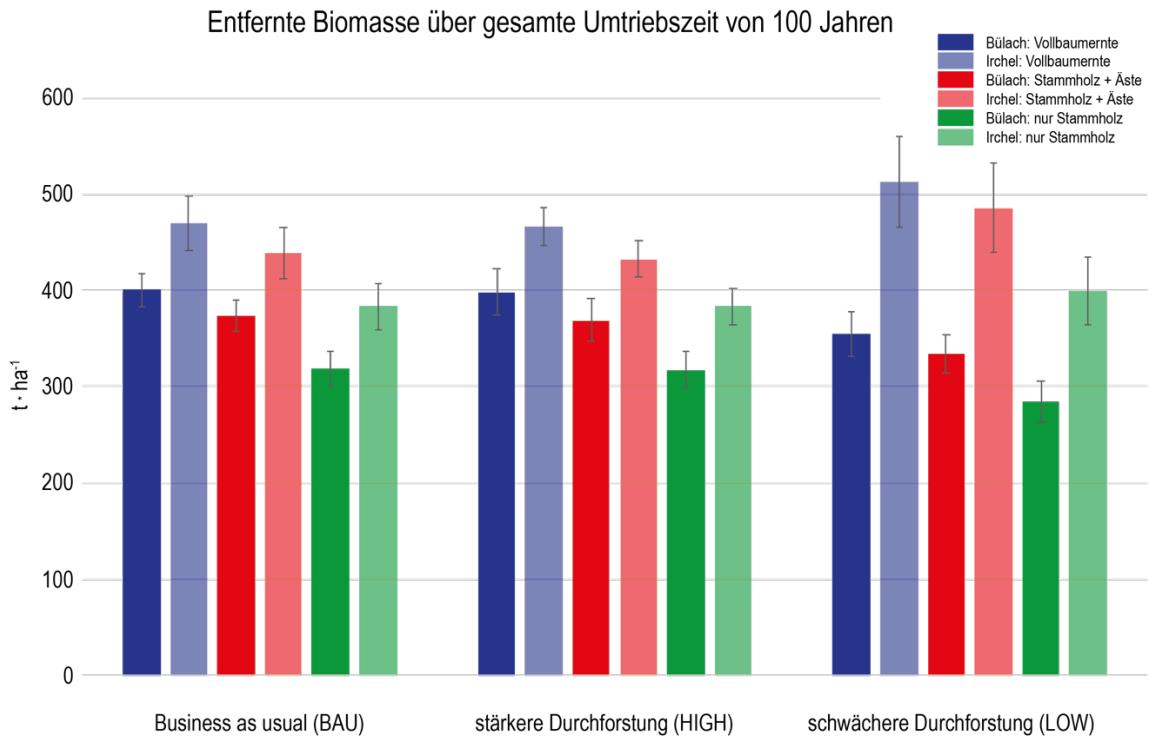


Abb. 22 Entfernte Biomasse über eine Umtriebszeit von 100 Jahren für drei unterschiedlich intensive Durchforstungsvarianten (business as usual, stärkere und schwächere Durchforstung) und drei verschiedene Holzernteintensitäten (Vollbaumernte, Stammholz mit Astderbholz und nur Stammholz). Dargestellt sind jeweils Mittelwerte von 5 Standorten mit dem Standardfehler.

Die entfernten Nährlementmengen ergeben sich durch Multiplikation der geernteten Biomasse mit den Nährlementgehalten der entsprechenden Baumkompartimente. Somit widerspiegeln die entfernten Nährlementmengen die oben festgestellten Verteilungsmuster der anfallenden Biomasse in den unterschiedlichen Szenarien.

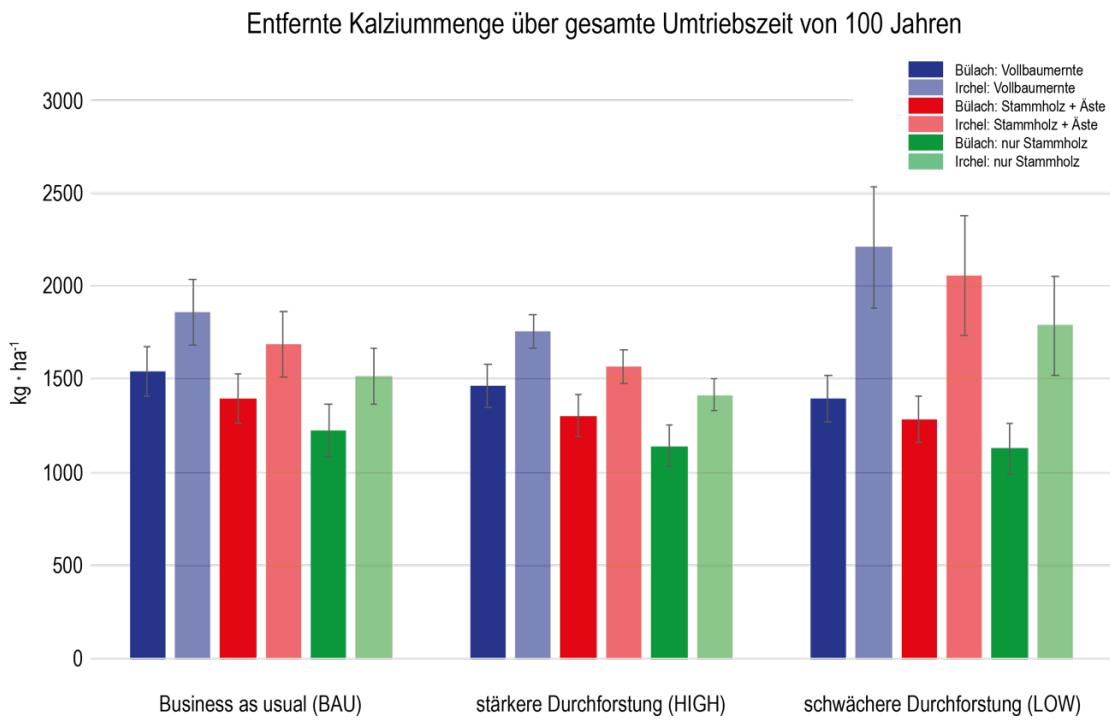


Abb. 23 Entfernte Kalziummenge über eine Umlaufzeit von 100 Jahren für drei unterschiedlich intensive Durchforstungsvarianten (business as usual, stärkere und schwächere Durchforstung) und drei verschiedene Holzernteintensitäten (Vollbaumernte, Stammholz mit Astderbholz und nur Stammholz). Dargestellt sind jeweils Mittelwerte von 5 Standorten mit dem Standardfehler.

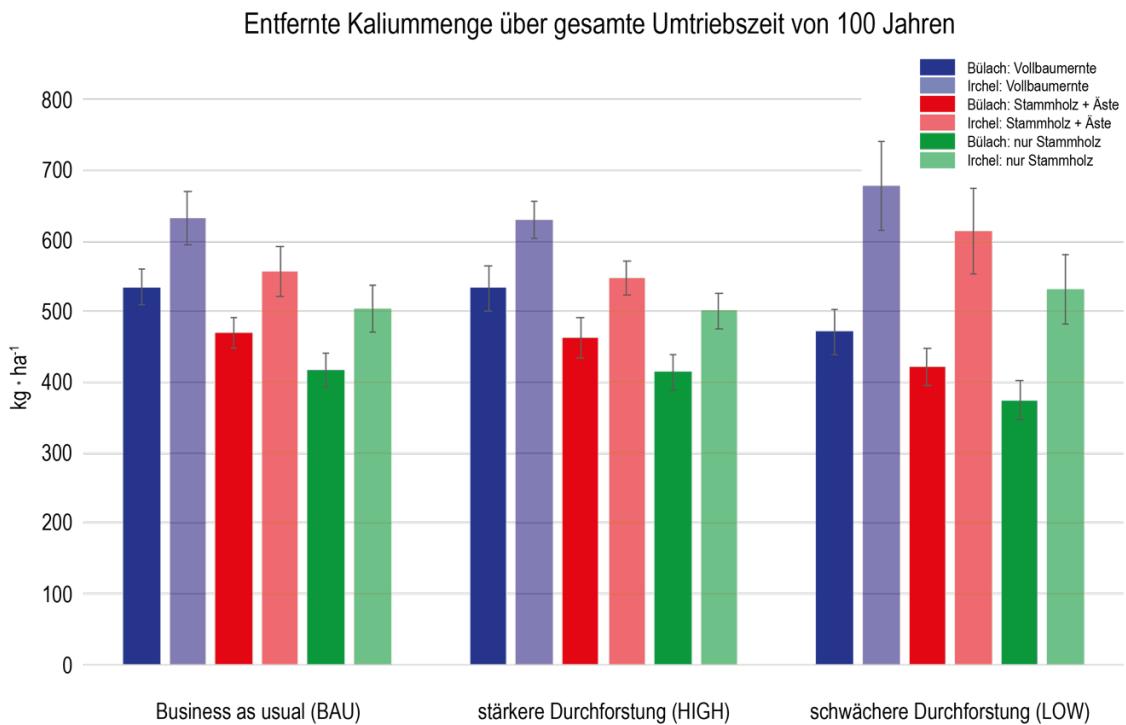


Abb. 24 Entfernte Kaliummenge über eine Umlaufzeit von 100 Jahren für drei unterschiedlich intensive Durchforstungsvarianten (business as usual, stärkere und schwächere Durchforstung) und drei verschiedene Holzernteintensitäten (Vollbaumernte, Stammholz mit Astderbholz und nur Stammholz). Dargestellt sind jeweils Mittelwerte von 5 Standorten mit dem Standardfehler.

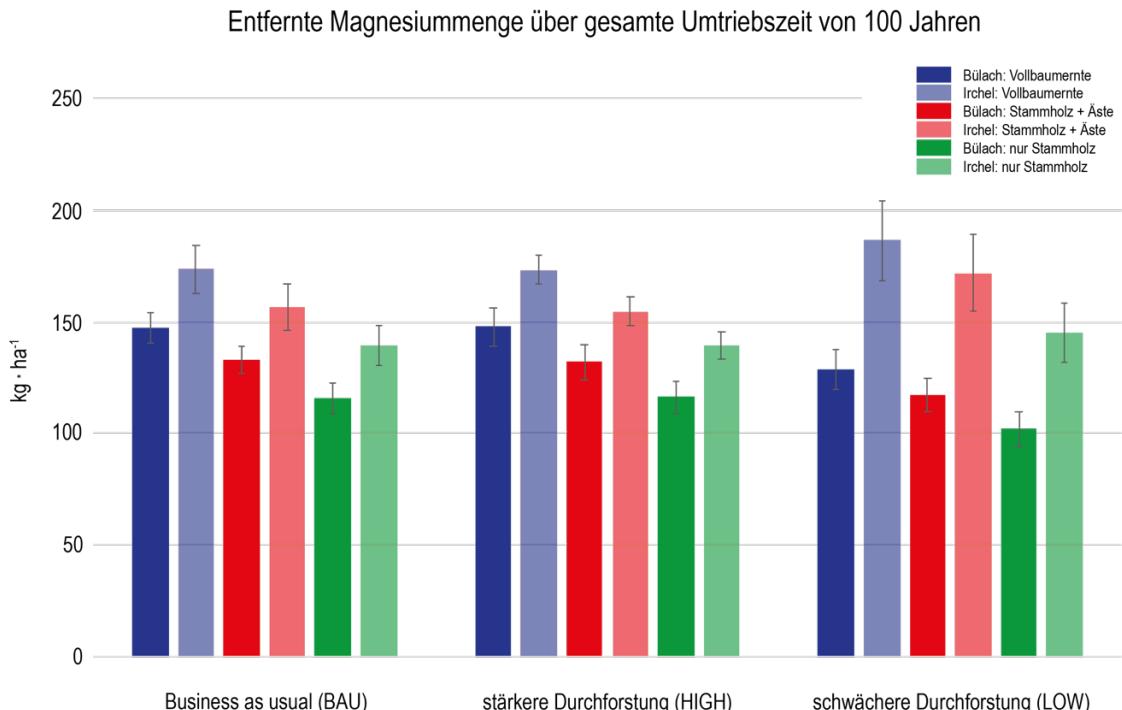


Abb. 25 Entfernte Magnesiummenge über eine Umtriebszeit von 100 Jahren für drei unterschiedlich intensive Durchforstungsvarianten (business as usual, stärkere und schwächere Durchforstung) und drei verschiedene Holzernteintensitäten (Vollbaumernte, Stammholz mit Astderholz und nur Stammholz). Dargestellt sind jeweils Mittelwerte von 5 Standorten mit dem Standardfehler.

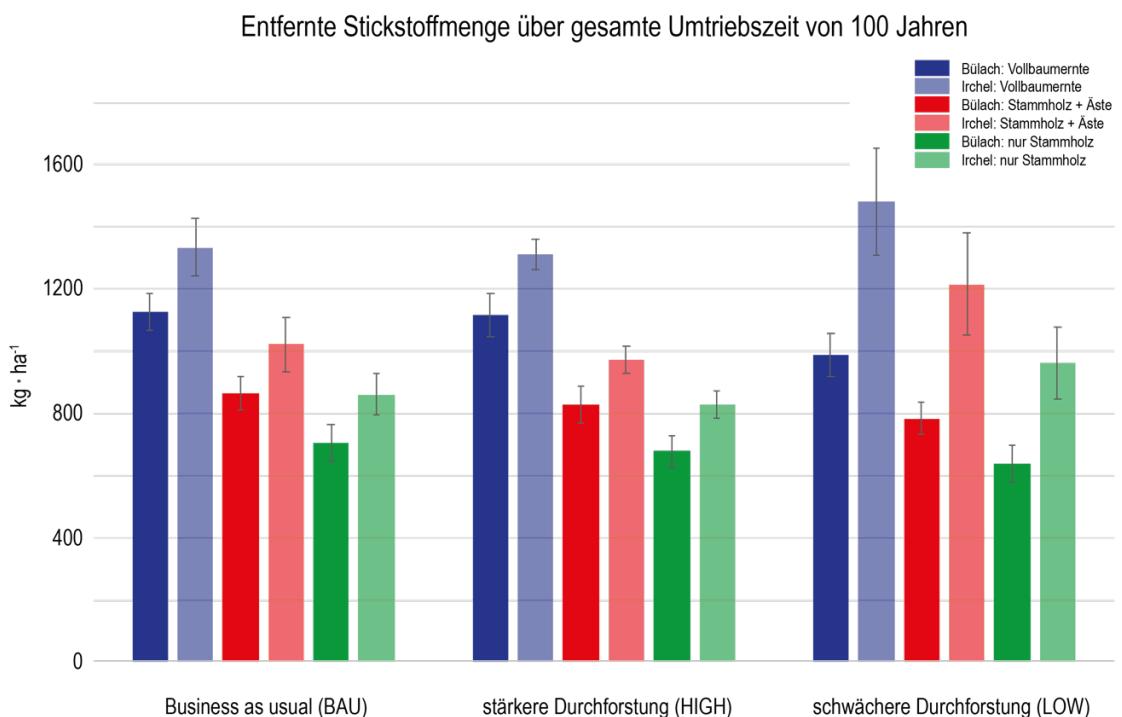


Abb. 26 Entfernte Stickstoffmenge über eine Umtriebszeit von 100 Jahren für drei unterschiedlich intensive Durchforstungsvarianten (business as usual, stärkere und schwächere Durchforstung) und drei verschiedene Holzernteintensitäten (Vollbaumernte, Stammholz mit Astderholz und nur Stammholz). Dargestellt sind jeweils Mittelwerte von 5 Standorten mit dem Standardfehler.

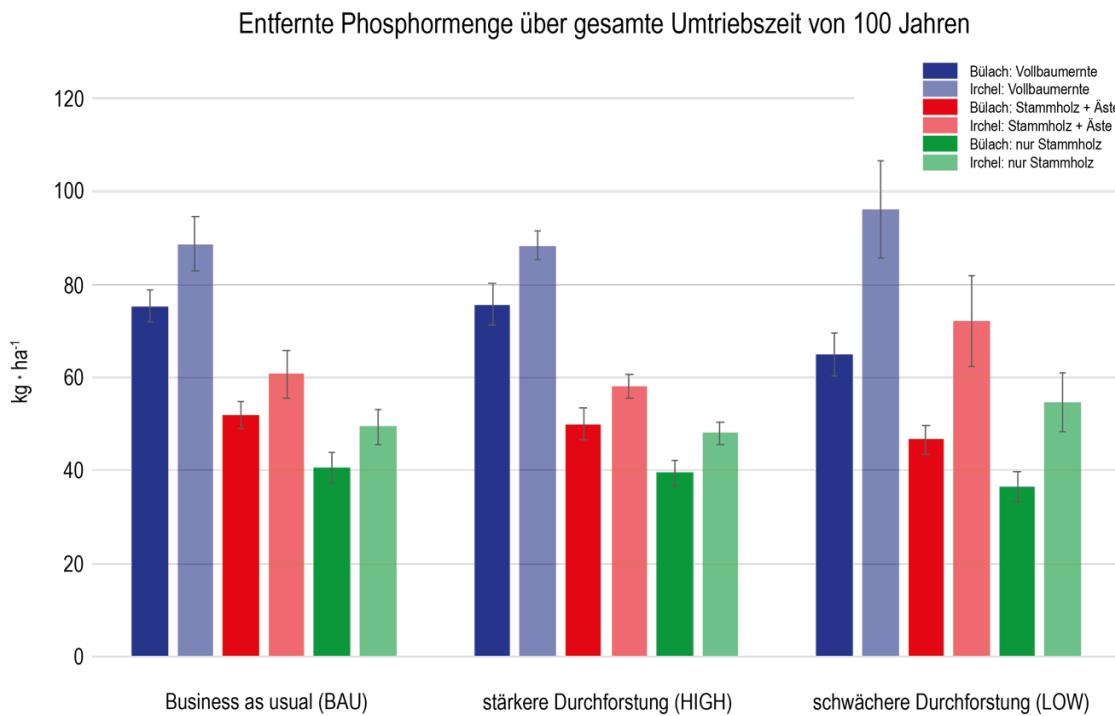


Abb. 27 Entfernte Phosphormenge über eine Umtriebszeit von 100 Jahren für drei unterschiedlich intensive Durchforstungsvarianten (business as usual, stärkere und schwächere Durchforstung) und drei verschiedene Holzernteintensitäten (Vollbaumernte, Stammholz mit Astderholz und nur Stammholz). Dargestellt sind jeweils Mittelwerte von 5 Standorten mit dem Standardfehler.

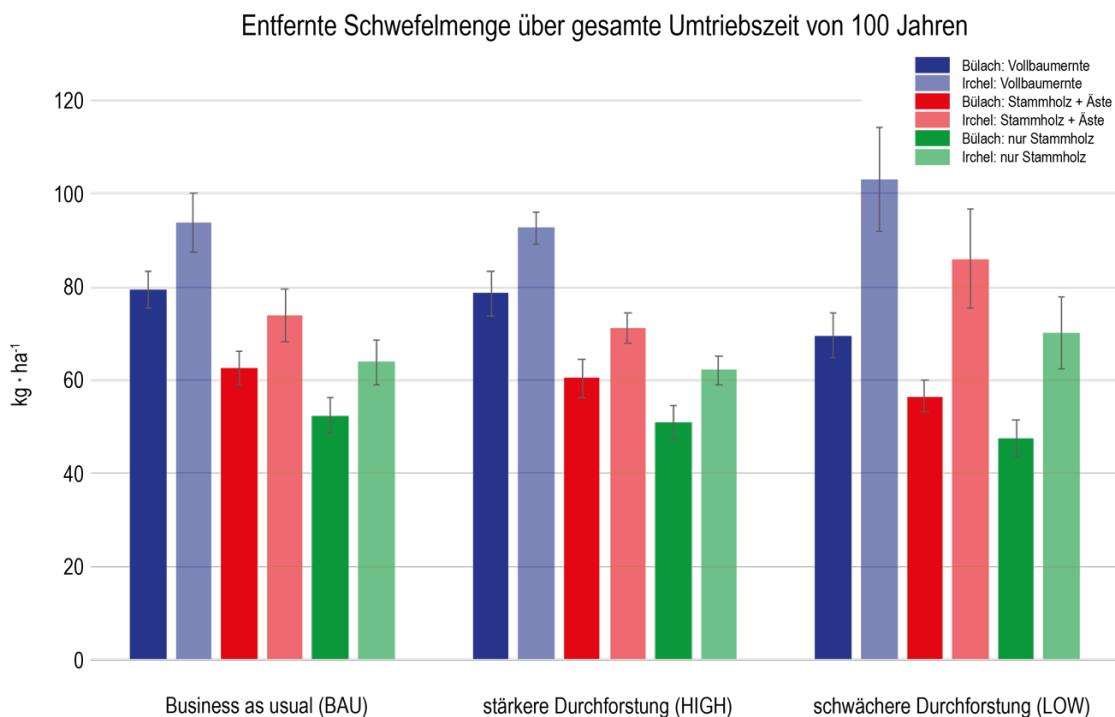


Abb. 28 Entfernte Schwefelmenge über eine Umtriebszeit von 100 Jahren für drei unterschiedlich intensive Durchforstungsvarianten (business as usual, stärkere und schwächere Durchforstung) und drei verschiedene Holzernteintensitäten (Vollbaumernte, Stammholz mit Astderholz und nur Stammholz). Dargestellt sind jeweils Mittelwerte von 5 Standorten mit dem Standardfehler.

3.5 Mineralogie und Verwitterung

3.5.1 Effektive Totalgehalte

Die effektiven Totalgehalte der Bodenproben variieren in beiden Testgebieten nicht wesentlich (Abb. 29 und 30). Am auffälligsten sind die stark zunehmenden Ca-Gehalte, sobald die Kalkgrenze in den Bodenprofilen erreicht ist. Auf dem Irchel ist das nur an zwei Standorten der Fall (Schartenflue und Schaffhuser) während in Bülach die Kalkgrenze an allen fünf Standorten erreicht wird.

Im Vergleich der Testgebiete fällt auf, dass die Bodenproben in Bülach die grösseren Na-Totalgehalte, jedoch die kleineren K-Totalgehalte im Vergleich zu Irchel haben. Das wirkt sich auf die modellierte mineralogische Zusammensetzung aus: in Bülach wird mehr Plagioklas modelliert als in Irchel (Abb. 34 und 35).

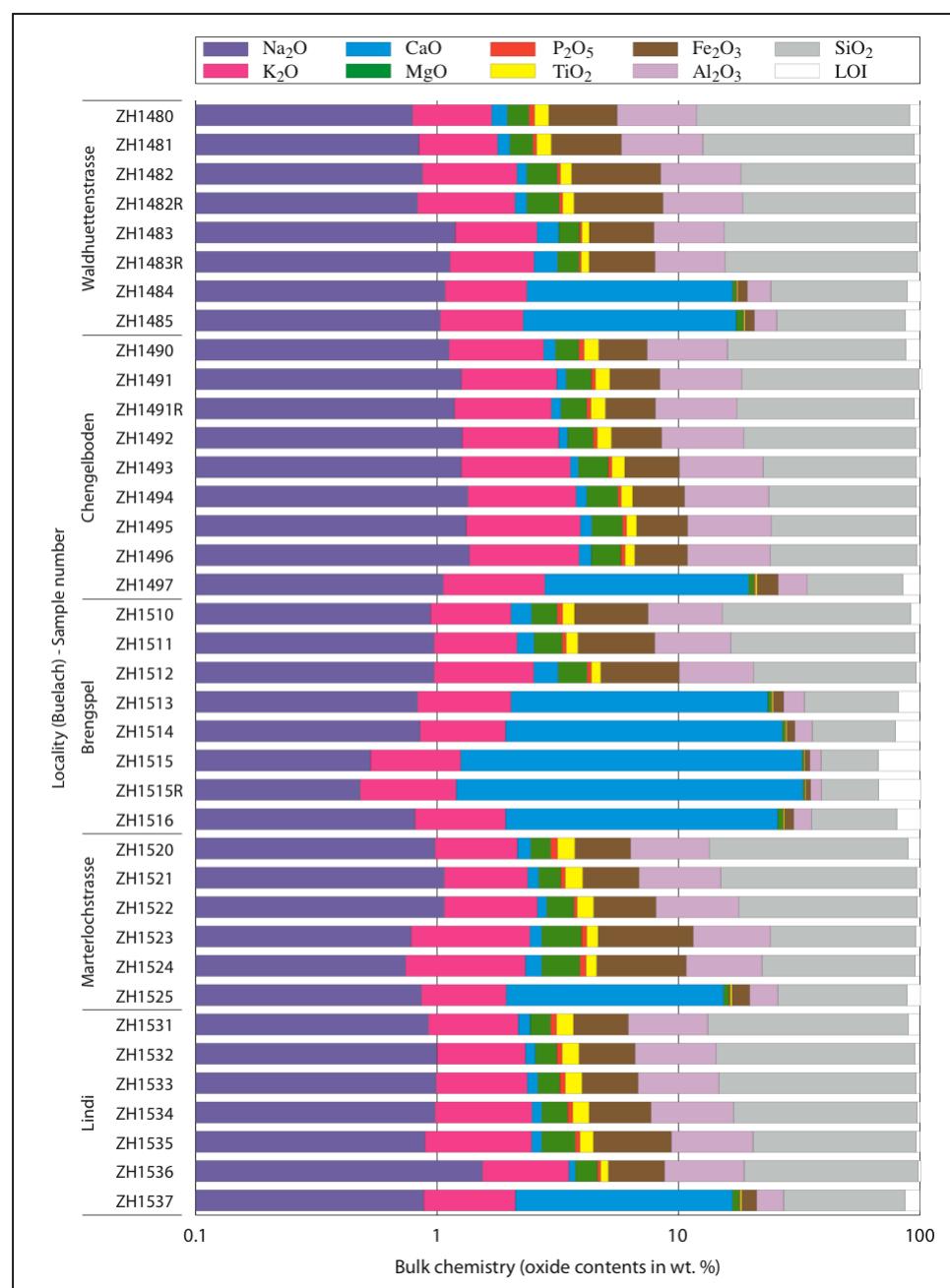


Abb. 29 Geochemie der Bodenproben aus den Profilen im Testgebiet Büelach (Achtung: x-Achse hat logarithmische Skala).

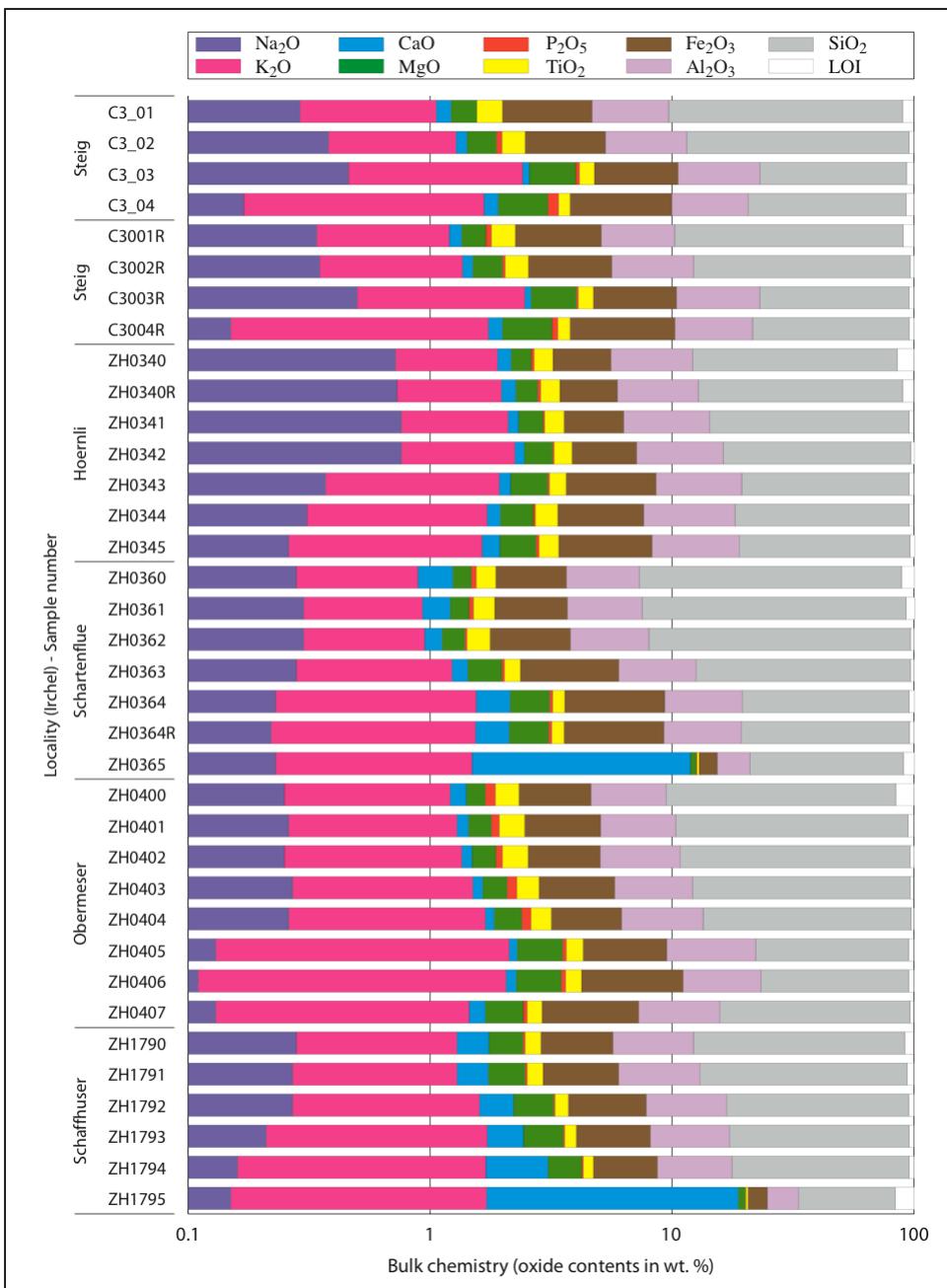


Abb. 30 Geochemie der Bodenproben aus den Profilen im Testgebiet Irchel (Achtung: x-Achse hat logarithmische Skala).

3.5.2 Verifikation der Mineralogiebestimmung

Die Abbildungen 31 bis 33 zeigen, dass die Modellierungen sehr gute Resultate liefern, d.h. modellierte und gemessene Werte korrelieren sehr eng. Tabelle 12 enthält die Resultate der Röntgendiffraktometrie der ausgewählten Bodenproben und in Abb. 31 sind diese Resultate den modellierten Gehalten der entsprechenden Minerale gegenübergestellt. Die sehr hohen Korrelationskoeffizienten zeigen, dass die beiden Gehalte nicht stark voneinander abweichen und das Spektrum der Gehalte der Minerale recht breit ist (von <1 % bis 65%).

Tab. 12 Quantitative Röntgendiffraktions-Analyse von ausgewählten Proben (Geol. Institut Universität Bern).

Mineral [wt.%]	ZH0345 Hörnli	ZH0365 Scharten- flue	ZH0407 Ober- meser	ZH1484 Lärchen- ischlag	ZH1495 Chengel- boden	ZH1513 Breng- spel	ZH1525 Marter- loch	ZH1537 Lindi	ZH1795 Schaff- huser
Quartz	58.57	57.19	65.52	53.02	46.16	36.78	45.54	48.13	32.55
Microcline	2.22	3.33	<1	4.22	5.18	3.53	<1	1.37	4.38
Albite	2.66	1.41	1.41	7.69	11.43	6.65	6.42	7.25	2.01
Calcite	-	15.97	-	22.06	-	32.99	20.49	22.48	25.87
Dolomite	-	-	-	-	-	-	-	-	2.28

• Rietveld-Resultate werden auf ganze Zahlen gerundet.

• Eindeutig identifizierte Phasen mit einem Anteil unter 1 Gew.-% werden als < 1 angegeben.

In Abb. 32 sind die modellierten Gehalte von Tonmineralen und sekundären Mineralen dem Gehalt der Tonfraktion aus der Körnungsanalyse gegenübergestellt. Auch dieser Vergleich zeigt ein sehr gutes Ergebnis, wie auch der Vergleich von modelliertem und gemessenem Gehalt an organischer Substanz (Abb. 33).

Insgesamt scheint die Modellierung der Mineralogie der Bodenproben somit nachvollziehbar und richtig zu sein.

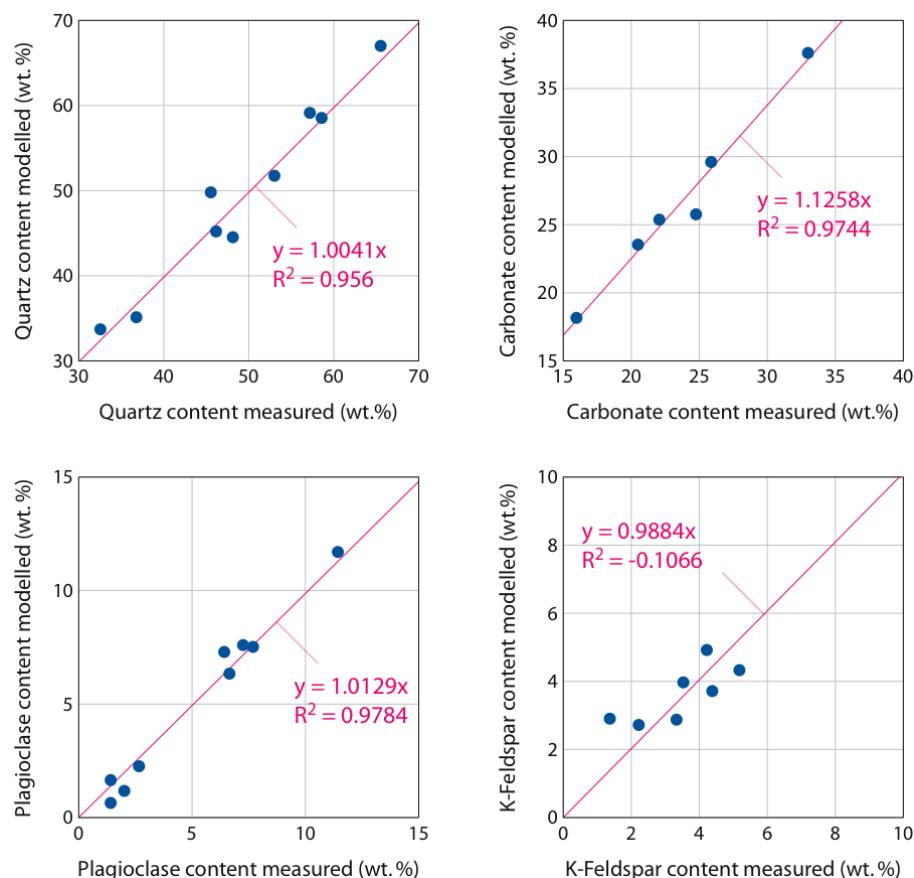


Abb. 31 Modellierte Gehalte von Hauptmineralen verglichen mit Gehalten aus Röntgendiffraktometrie-Analysen.

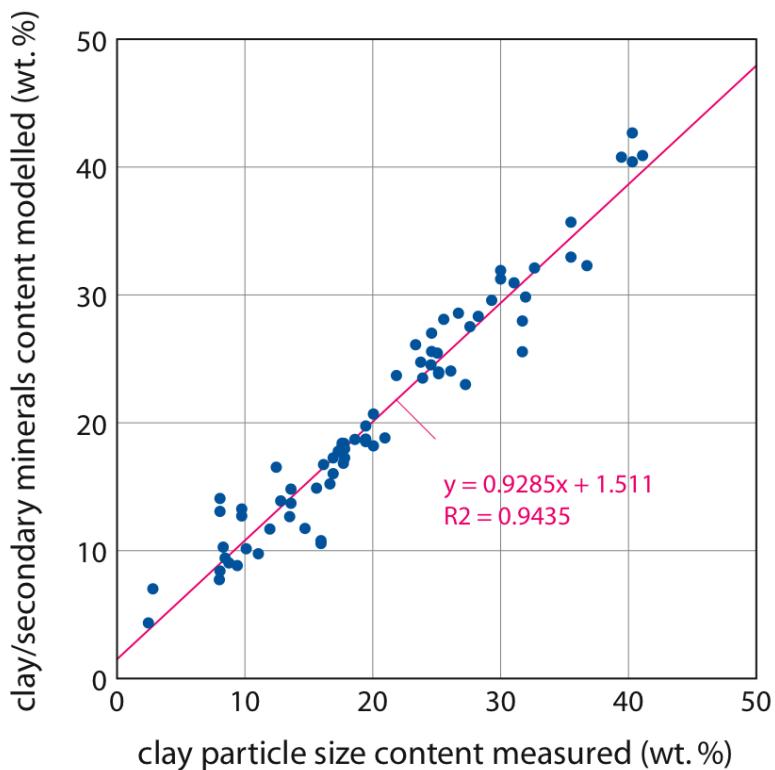


Abb. 32 Modellierte Gehalte von Ton- und sekundären Mineralen (Summe) verglichen mit dem Tongehalt aus der Texturanalyse.

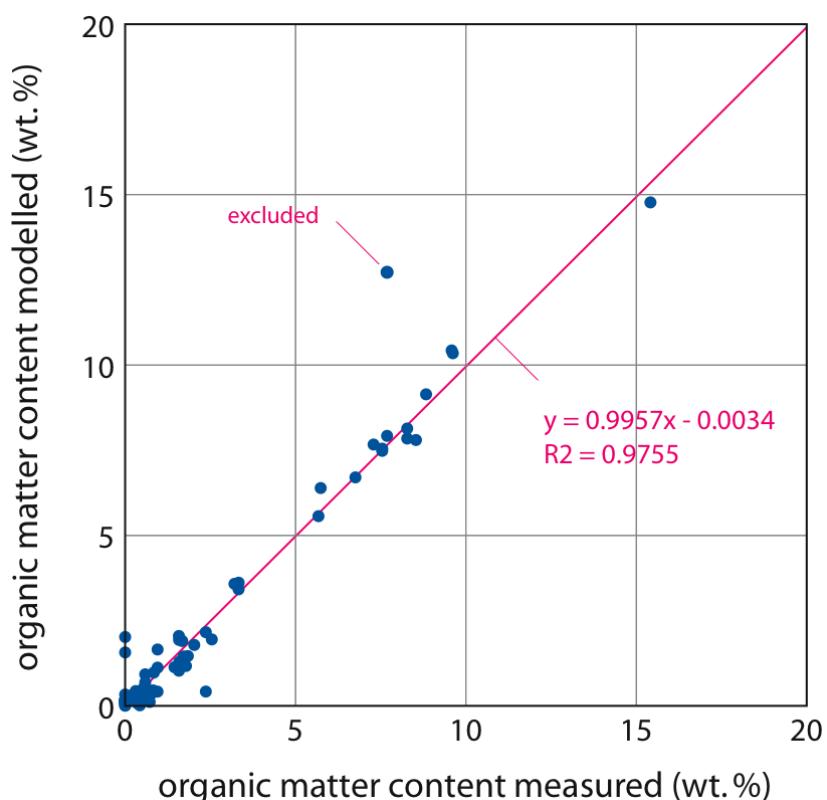


Abb. 33 Nach Modellierung verbleibender Glühverlust (stellvertretend für organische Substanz) verglichen mit dem analysierten Gehalt an organischer Substanz.

3.5.3 Verwitterungsraten von Ca, Mg, K, N und P

In den Abb. 34 und 35 ist die modellierte mineralogische Zusammensetzung der Bodenproben der Testgebiete Bülach und Irchel dargestellt. Die Proben in Bülach enthalten mehr Plagioklas und K-Feldspat als jene in Irchel. Im Testgebiet Irchel sind hingegen Muskovit und Illit stärker vertreten.

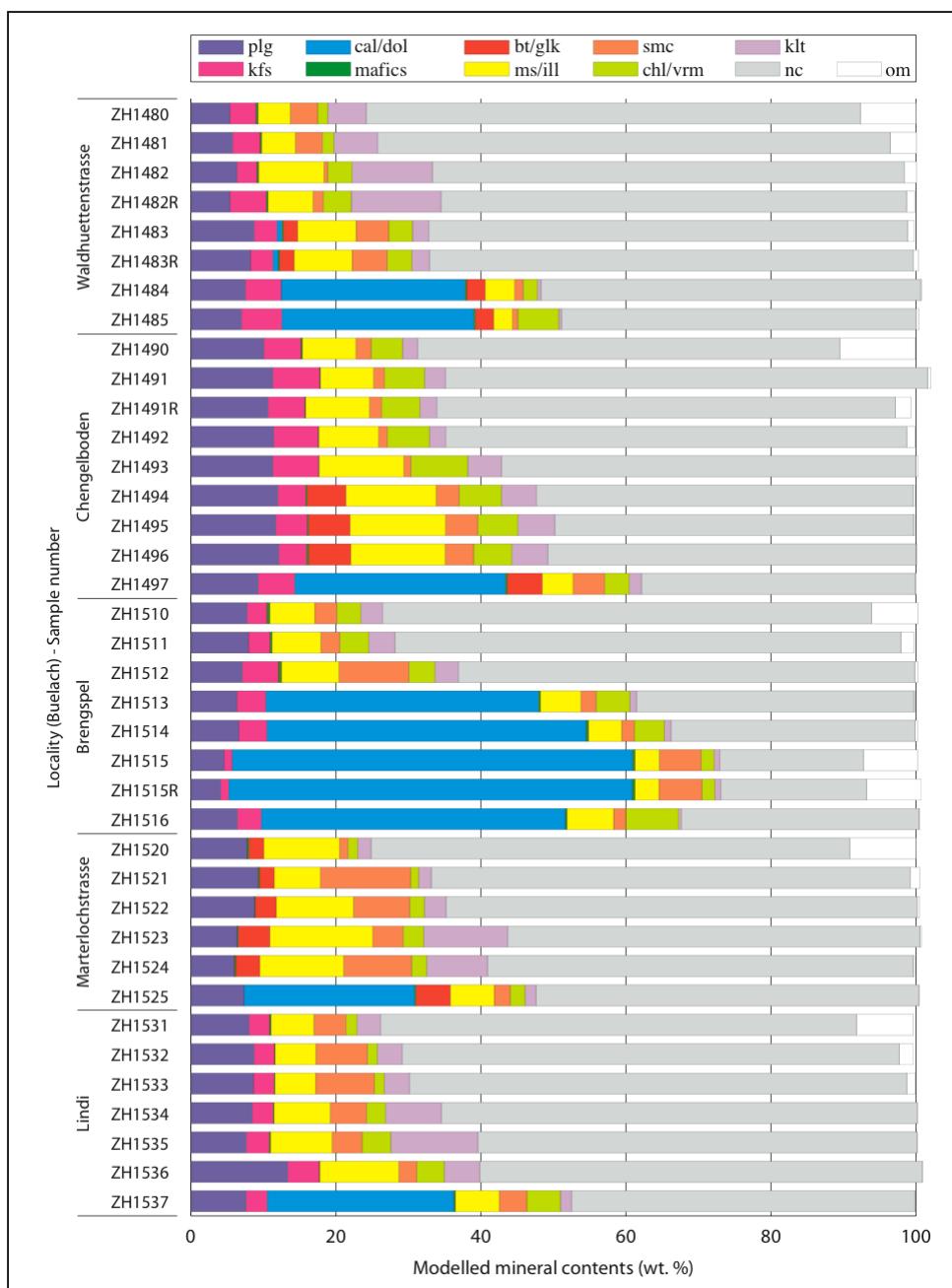


Abb. 34 Modellierte mineralogische Zusammensetzung der Bodenproben vom Testgebiet Büelach. Legende: plg = Plagioklas, kfs = K-Feldspat, cal/dol = Kalzit/Dolomit, bt/glk = Biotit/Glaukonit, ms/ill = Muskovit/Illit, smc = Smectit, chl/vrm = Chlorit/Vermikulit, klt = Kaolinit, nc = basenkationenfreie Minerale (Quarz, Fe-(Hydr)Oxide, Al-(Hydr)Oxide, Rutil, usw.: aus Sicht der für uns relevanten Verwitterungsrate sogenannte «non contributors»), om = organische Substanz

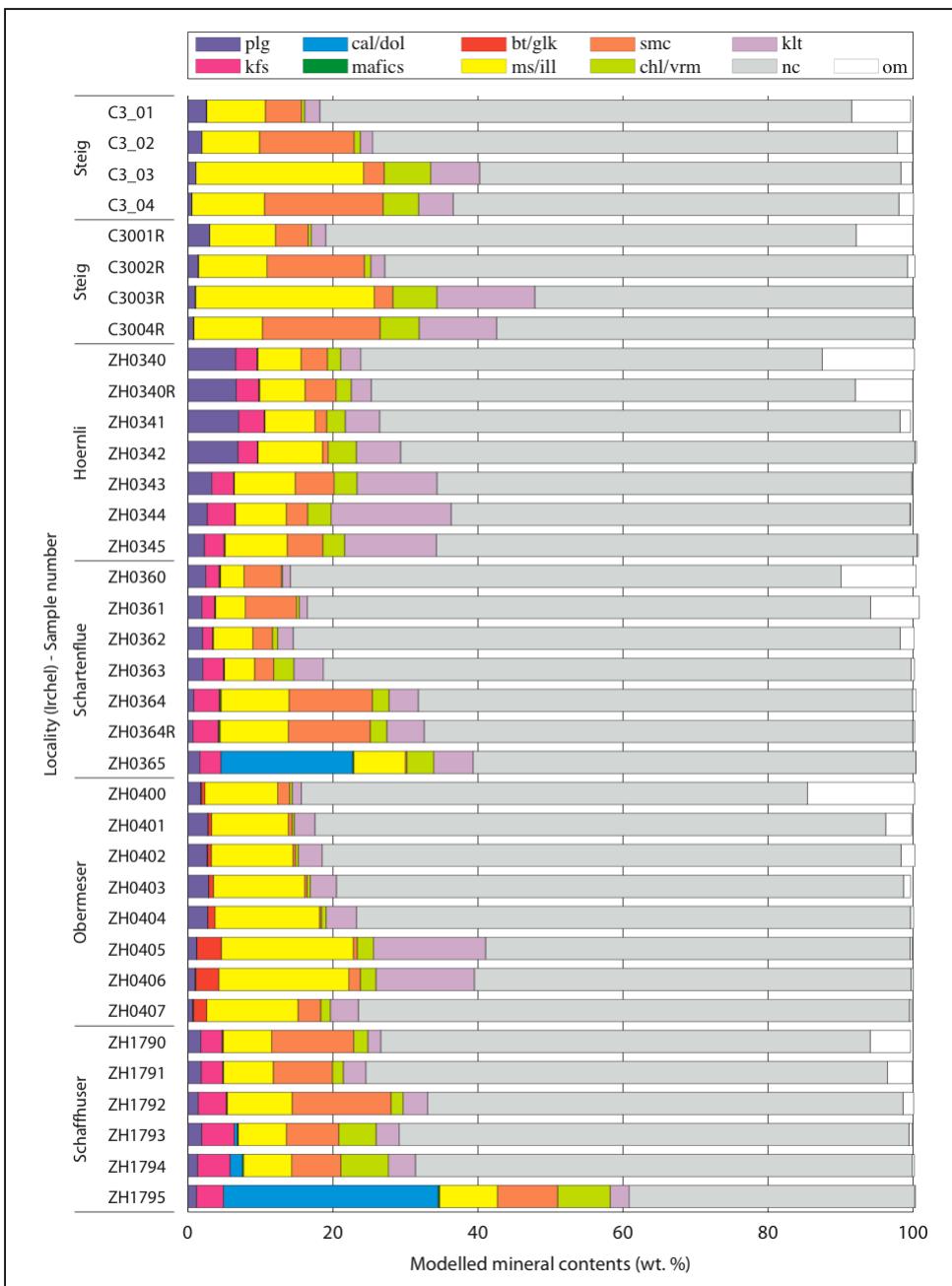


Abb. 35 Modellierte mineralogische Zusammensetzung der Bodenproben vom Testgebiet Irchel.
 Legende: plg = Plagioklas, kfs = K-Feldspat, cal/dol = Kalzit/Dolomit, bt/glk = Biotit/Glaukonit, ms/ill = Muskovit/Illit, smc = Smectit, chl/vrm = Chlorit/Vermikulit, klt = Kaolinit, nc = basenkationenfreie Minerale (Quarz, Fe-Oxide, Al-Oxide, Rutil, usw.), om = organische Substanz

Die so modellierte Mineralogie ist eine der Grundlagen zur Abschätzung der Verwitterungsrate. Die Verwitterungsraten für Ca, Mg und K wurden mit SWWM (Posch 2022) modelliert. Weiter wurde angenommen, dass N nicht durch Verwitterung freigesetzt wird, sondern ausschliesslich durch Deposition ins System eingetragen wird. Es gibt zwar Minerale, welche Spuren von N enthalten, die Freisetzung von N durch Verwitterung kann jedoch als vernachlässigbar klein angenommen werden. In der aktuellen Version gibt SWWM keine Verwitterungsraten für P aus. Die Verwitterung von P wurde aus dem Vorkommen von Apatit abgeleitet, indem aus der bei der Mineralogie geschätzten

Apatitmenge der stöchiometrische Anteil von P zur Abschätzung der Verwitterungsrate herangezogen wurde.

Aus den Darstellungen in Abb. 34 und 35 wird ersichtlich, dass die Verwitterungsrate beispielsweise von Ca stark davon abhängt, wie tief der Wurzelraum angenommen wird. Wenn die Kalkgrenze noch innerhalb des Wurzelraumes ist, ist viel leicht verwitterbarer Kalzit vorhanden, was eine grosse Menge von freiwerdendem Kalzium zur Folge hat. Dies ist in Tab. 13 für den Standort Brengspel ersichtlich, bei welchem die Kalkgrenze bereits in 40 cm Tiefe ansteht und damit im für die Modellierung relevanten Wurzelbereich liegt (im Gegensatz zu allen anderen Standorten).

Der Standort Chengelboden weist bei allen Elementen relativ grosse Verwitterungsraten auf und im Testgebiet Irchel fällt der Standort Schaffhuser mit relativ grossen Verwitterungsraten vor allem bei Ca und Mg auf. Steig hingegen hat grosse Mg- und K-Verwitterungsraten.

Die Unterschiede in der Verwitterungsrate zwischen den einzelnen Durchforstungsintensitäten sind allgemein gering.

Tab. 13 Modellierte Verwitterungsraten an den Standorten von Bülach und Irchel für drei waldbauliche Szenarien. HIGH: stärkere Durchforstung; LOW: schwächere Durchforstung; BAU: business as usual (vgl. Kap. 2.4.3).

Standort	Ca			Mg			K			N	P
	[kg*ha ⁻¹ a ⁻¹]										
	HIGH	LOW	BAU	HIGH	LOW	BAU	HIGH	LOW	BAU	-	-
Bülach											
Lärchenischlag	2.4	2.4	2.4	1.0	1.0	1.0	3.5	3.4	3.5	0	0.4
Chengelboden	8.4	8.4	8.4	12.1	12.1	12.1	42.1	41.9	42.0	0	2.3
Lindi	2.5	2.5	2.5	3.3	3.3	3.3	11.3	11.4	11.4	0	0.7
Marterloch	2.6	2.6	2.6	4.9	4.9	4.9	12.7	12.6	12.7	0	0.8
Brengspel	490	490	490	2.0	2.0	2.0	3.3	3.3	3.3	0	0.6
Irchel											
Hörnli	1.1	1.1	1.1	3.3	3.3	3.3	10.1	10.1	10.1	0	0.0
Schartenflue	0.4	0.4	0.4	0.3	0.3	0.3	0.6	0.6	0.6	0	0.1
Schaffhuser	9.5	9.5	9.5	3.4	3.3	3.4	4.0	4.0	4.0	0	0.2
Obermeser	1.2	1.2	1.2	6.5	6.5	6.5	25.2	25.2	25.2	0	0.0
Steig	1.7	1.7	1.7	13.5	13.5	13.5	42.9	43.0	42.9	0	0.0

3.5.4 Verluste von Ca, Mg, K, N, P und S durch Sickerwasser

Die Sickerwasserverluste für Ca, Mg, K und N wurden mit SWWM (Posch 2022) modelliert (vgl. Kap. 2.5.2). Für P und S ergibt diese Modellierung keine Resultate. Für diese beiden Elemente wurden mittlere Sickerwasserverluste aus den Bodenlösungsdaten der LWF-Flächen Schänis, Bettlachstock, Vordemwald und Lausanne für die Jahre 2013 bis 2017 berechnet. Es wurden die Bodenlösungskonzentrationen der jeweils untersten Messstelle in den Bodenprofilen zur Berechnung herangezogen und mit den modellierten Bodenwasserflüssen multipliziert. Weil diese Werte nicht in Abhängigkeit der waldbaulichen Behandlung (Durchforstungsstärken) modelliert wurden, können auch nicht für jede Durchforstungsstärke individuelle Sickerwasserverluste angegeben werden.

Bei der Modellierung mit SWWM wurde die Gründigkeit dort limitiert, wo bei der morphologischen Profilansprache an der Profilwand keine Wurzeln mehr beobachtet werden konnten (vgl. auch Kap. 3.7). Nährstoffe, die bei der Modellierung mit dem Bodenwasser tiefer verlagert werden, bilden die Sickerwasserverluste. Kalzium wird nur an den beiden Standorten mit der Kalkgrenze nahe der Bodenoberfläche ausgewaschen. Das sind Brengspel und Schaffhuser mit der Kalkgrenze in 40 bzw. 80 cm Tiefe. Bei den Böden mit tiefen pH-Werten und tief liegender Kalkgrenze werden viel Mg und K ausgewaschen (Hörnli, Obermeser, Steig und Chengelboden). Stickstoff wird nur im Lärchenischlag ausgewaschen und die Auswaschung von P und S wird, wie oben erwähnt, an allen Standorten gleich gross angenommen.

Zwischen den Durchforstungsintensitäten zeigen sich keine wesentlichen Unterschiede im Sickerwasserverlust (Tab. 14).

Tab. 14 Verluste von Ca, Mg, K, N, P und S durch Sickerwasser an den Standorten von Bülach und Irchel für drei waldbauliche Szenarien. HIGH: stärkere Durchforstung; LOW: schwächere Durchforstung; BAU: business as usual (vgl. Kap. 2.4.3). Die Werte für P und S wurden pauschal abgeschätzt aufgrund von Messwerten der Bodenlösung auf LWF-Flächen.

Standort	Ca			Mg			K			N			P	S
	[kg*ha ⁻¹ *a ⁻¹]													
	HIGH	LOW	BAU	HIGH	LOW	BAU	HIGH	LOW	BAU	HIGH	LOW	BAU	-	-
Bülach														
Lärchenischlag	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.30	0.73	0.28	0.08	5.33
Chengelboden	0	0	0	8.9	9.3	9.0	31.1	32.4	31.4	0	0	0	0.08	5.33
Lindi	0	0	0	1.3	1.1	1.1	4.4	3.5	3.7	0	0	0	0.08	5.33
Marterloch	0	0	0	2.6	2.8	2.6	5.4	5.9	5.3	0	0	0	0.08	5.33
Brengspel	392	391	392	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.08	5.33
Irchel														
Hörnli	0	0	0	1.6	1.4	1.6	4.2	3.5	3.9	0	0	0	0.08	5.33
Schartenflue	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.08	5.33
Schaffhuser	5.3	5.5	5.3	1.7	1.9	1.8	0.0	0.2	0.0	0	0	0	0.08	5.33
Obermeser	0	0	0	4.4	4.4	4.5	16.4	16.6	16.7	0	0	0	0.08	5.33
Steig	0	0	0	11.7	11.4	11.6	35.7	34.6	35.6	0	0	0	0.08	5.33

3.6 Atmogene Depositionen

Die atmogenen Depositionen wurden von Meteotest AG, Bern modelliert (Methodik siehe Kap. 2.5.2). Da die beiden Testgebiet und somit auch die insgesamt 10 untersuchten Standorte geographisch sehr nahe beieinander liegen, unterscheiden sich die modellierten Depositionsraten kaum. Am stärksten variieren die N-Depositionswerte. Sie sind in Bülach durchschnittlich etwas grösser als in Irchel und liegen zwischen 22.4 und 25.4 kg N pro ha und Jahr im Vergleich zu 18.6 bis 21.0 kg N pro ha und Jahr in Irchel (Tab. 15).

Tab. 15 Von Meteotest AG, Bern modellierte Depositionswerte für Ca, Mg, K, N, P und S in den beiden Testgebieten Bülach und Irchel.

Standort	Ca	Mg	K	N	P	S
	[kg*ha ⁻¹ a ⁻¹]					
Bülach						
Lärchenischlag	6.37	0.67	2.82	25.35	0.74	4.97
Chengelboden	6.31	0.67	2.78	22.41	0.74	3.84
Lindi	6.14	0.65	2.65	24.51	0.74	4.03
Marterloch	6.20	0.65	2.70	22.44	0.74	4.25
Brengspel	6.30	0.67	2.77	24.73	0.74	4.30
Irchel						
Hörnli	6.18	0.65	2.64	18.61	0.73	4.09
Schartenflue	6.18	0.65	2.64	18.85	0.73	4.09
Schaffhuser	6.30	0.67	2.73	20.67	0.73	4.02
Obermeser	6.15	0.65	2.62	21.04	0.73	3.98
Steig	6.21	0.66	2.67	20.88	0.73	3.88

3.7 Bilanzierung für verschiedene Bewirtschaftungsarten

3.7.1 Bewirtschaftungsszenarien

In diesem Kapitel werden die Bilanzierungen für die Elemente Ca, Mg, K, N und P für alle Bewirtschaftungsarten vorgestellt. Auf eine Bilanzierung für Schwefel wird verzichtet. Die S-Deposition, die Sickerwasserverluste sowie die Entnahme von S durch Holzernte wurden zwar berechnet. Wir sehen allerdings keine sinnvolle Möglichkeit mit den hier verwendeten Mitteln eine zuverlässige Abschätzung der Verwitterungsrate zu machen. Normalerweise kann die Schwefelverwitterung als vernachlässigbar klein angenommen werden, es sei denn, der Boden enthalte stark schwefelhaltige Minerale wie Pyrit (FeS_2) oder Gips ($CaSO_4$). Zudem ist beim Schwefel (ähnlich dem Phosphor) die Frage, wie viel durch biologische Aktivität aus der organischen Bodensubstanz pflanzenverfügbar gemacht wird.

Die berücksichtigten Bewirtschaftungsszenarien sind die drei unterschiedlichen Durchforstungsintensitäten («business as usual», «high: stärkere Durchforstung», «low: schwächere Durchforstung») in Kombination mit den drei Holzernteszenarien («Vollbaum», «Stammholz mit Astderbholz», «nur Stammholz»). Es gibt also pro Standort und Nährelement 9 verschiedene Bilanzen (siehe Abb. 36 bis 40).

3.7.2 Kalzium

Die Standardfehler für die Ca-Bilanzen sind im Testgebiet Bülach sehr gross. Das liegt vor allem an einem Standort (Brengspel). Dort liegt die Kalkgrenze bloss in 40 cm Tiefe, was dazu führt, dass vor allem die Verwitterung von Ca im Wurzelraum sehr gross ist und positive Ca-Bilanzen zwischen 90 und 100 kg pro ha und Jahr ergibt. Die meisten anderen Ca-Bilanzen sind in Bülach wie in Irchel negativ. Aufgrund dieser grossen Variabilität sind die Unterschiede zwischen den beiden Testgebieten nicht signifikant.

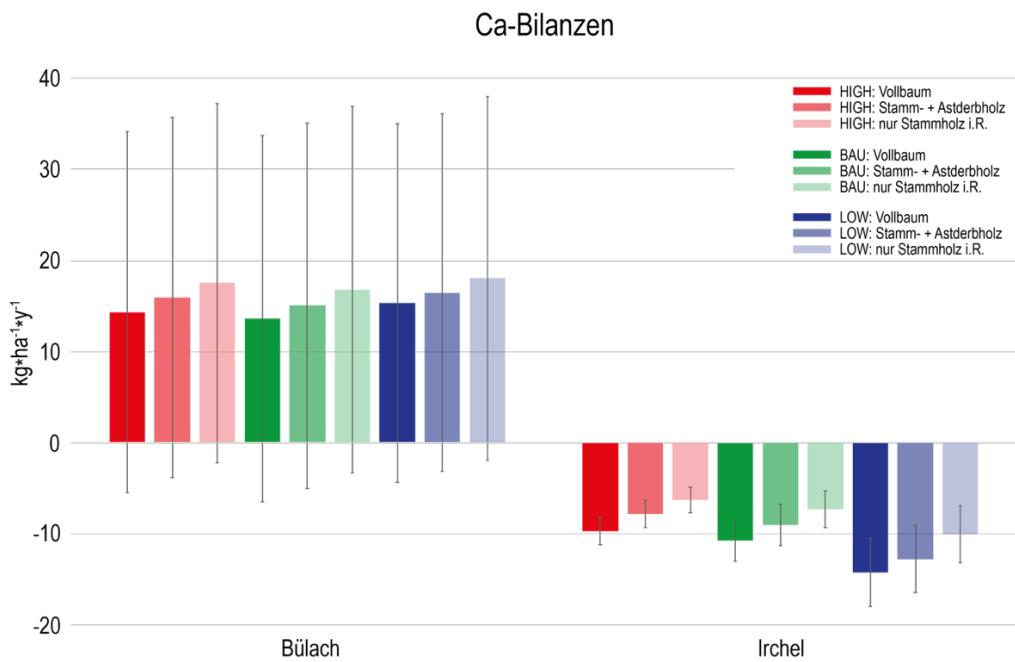


Abb. 36 Durchschnittliche Ca-Bilanzen der Testgebiete Bülach (links) und Irchel (rechts) für die drei Durchforstungsszenarien («business as usual», «high», «low») in Kombination mit den drei Holzerntestrategien («Vollbaum», «Stammholz und Astderholz», «nur Stammholz»). Dargestellt sind die Mittelwerte der 5 Standorte pro Testgebiet und die Standardfehler der Mittelwerte.

3.7.3 Magnesium

Die Magnesiumbilanz ist nur für den Standort Scharftenflue auf dem Irchel negativ. Alle anderen Bilanzen sind positiv. Somit sind auch die durchschnittlichen Bilanzen in beiden Testgebieten positiv, wobei sie für Bülach deutlich grösser sind als für Irchel.

Weiter fällt auf, dass je intensiver Holz entnommen wird (Vollbaum > Stammholz und Astderholz > Stammholz) und je intensiver durchforstet wird (high > BAU > low) desto weniger positiv fällt die Bilanz aus. Eine Ausnahme bildet wiederum das Testgebiet Irchel für die Szenarien «low» und «Vollbaum» sowie «low» und «Stammholz und Astderholz».

Obwohl optisch deutliche Unterschiede zwischen den beiden Testgebieten bestehen, sind die Unterschiede nicht signifikant. Der paarweise t-Test ergibt p-Werte von 0.08 bis 0.12.

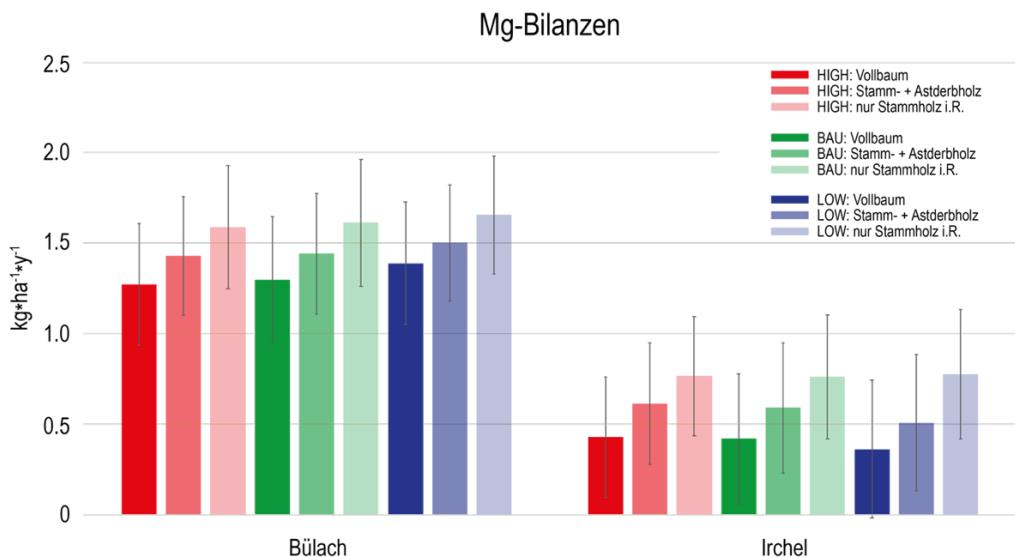


Abb. 37 Durchschnittliche Mg-Bilanzen der Testgebiete Büelach (links) und Irchel (rechts) für die drei Durchforstungsszenarien («business as usual», «high», «low») in Kombination mit den drei Holzerntestrategien («Vollbaum», «Stammholz und Astderholz», «nur Stammholz»). Dargestellt sind die Mittelwerte der 5 Standorte pro Testgebiet und die Standardfehler der Mittelwerte.

3.7.4 Kalium

Bei den Kalium-Bilanzen zeigt sich ein ähnliches Bild wie bei den Mg-Bilanzen. Allerdings sind hier die Standardfehler der Mittelwerte deutlich grösser. Das bedeutet auch hier, dass die Unterschiede zwischen den Testgebieten nicht signifikant sind. Tendenziell sind die Bilanzen in Irchel für alle drei basischen Nährstoffkationen (Ca, Mg und K) in Büelach deutlich positiver als in Irchel.

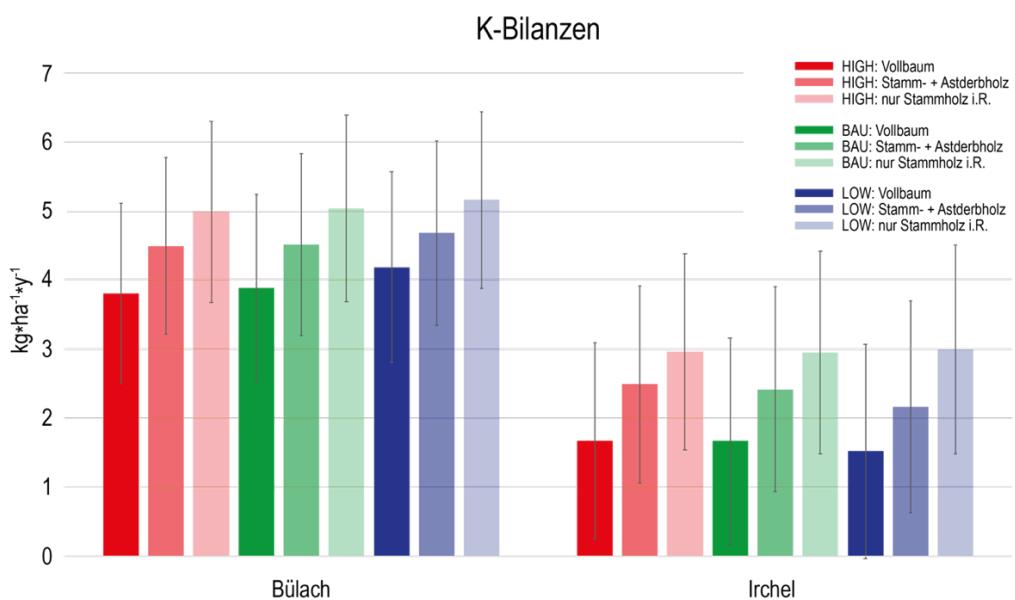


Abb. 38 Durchschnittliche K-Bilanzen der Testgebiete Büelach (links) und Irchel (rechts) für die drei Durchforstungsszenarien («business as usual», «high», «low») in Kombination mit den drei Holzerntestrategien («Vollbaum», «Stammholz und Astderholz», «nur Stammholz»). Dargestellt sind die Mittelwerte der 5 Standorte pro Testgebiet und die Standardfehler der Mittelwerte.

3.7.5 Stickstoff

Beim Stickstoff hat die Durchforstungsvariante «low» bei allen Holzerntestrategien im Vergleich zu den anderen beiden Durchforstungsvarianten schlechtere Bilanzen. Ansonsten ist das Bild dasselbe wie bei den basischen Nährstoffkationen. Beim Stickstoff sind allerdings die Unterschiede zwischen den beiden Testgebieten signifikant (paarweiser t-Test; Tab. 16).

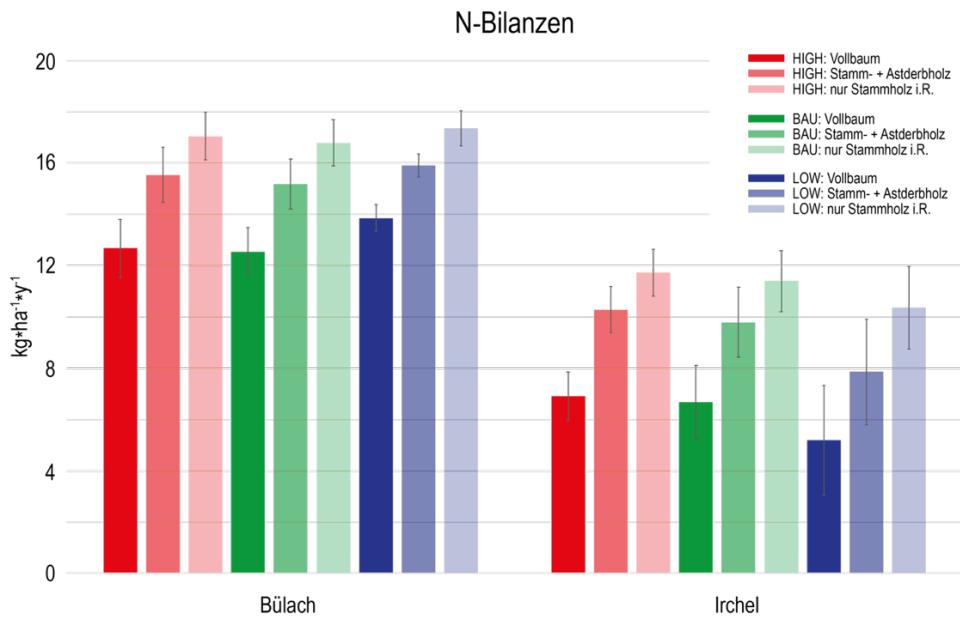


Abb. 39 Durchschnittliche N-Bilanzen der Testgebiete Bülach (links) und Irchel (rechts) für die drei Durchforstungsszenarien («business as usual», «high», «low») in Kombination mit den drei Holzerntestrategien («Vollbaum», «Stammholz und Astderholz», «nur Stammholz»). Dargestellt sind die Mittelwerte der 5 Standorte pro Testgebiet und die Standardfehler der Mittelwerte.

Tab. 16 Ergebnisse des paarweisen t-Tests für die N-Bilanzen (Vergleich Bülach vs. Irchel).

Waldbauliche Behandlung x Holzerntestrategie	t-Wert	Df	p-Wert
High x Vollbaum	3.94	7.77	0.005
High x Stammholz und Astderholz	4.11	8.00	0.003
High x nur Stammholz	3.74	7.75	0.006
BAU x Vollbaum	3.42	6.86	0.012
BAU x Stammholz und Astderholz	3.61	7.43	0.008
BAU x nur Stammholz	3.22	7.23	0.014
Low x Vollbaum	3.91	4.49	0.014
Low x Stammholz und Astderholz	3.99	5.39	0.009
Low x nur Stammholz	3.83	4.39	0.016

3.7.6 Phosphor

Auch die P-Bilanzen zeigen ein ähnliches Bild wie die Bilanzen der anderen Nährelemente. Hier sind allerdings die Bilanzen im Testgebiet Irchel für die Vollbaumernte in allen drei Durchforstungsintensitäten negativ und die anderen Szenarien nur leicht positiv. Dementsprechend sind die Unterschiede zwischen den beiden Testgebieten signifikant (paarweiser t-Test; Tab. 17).

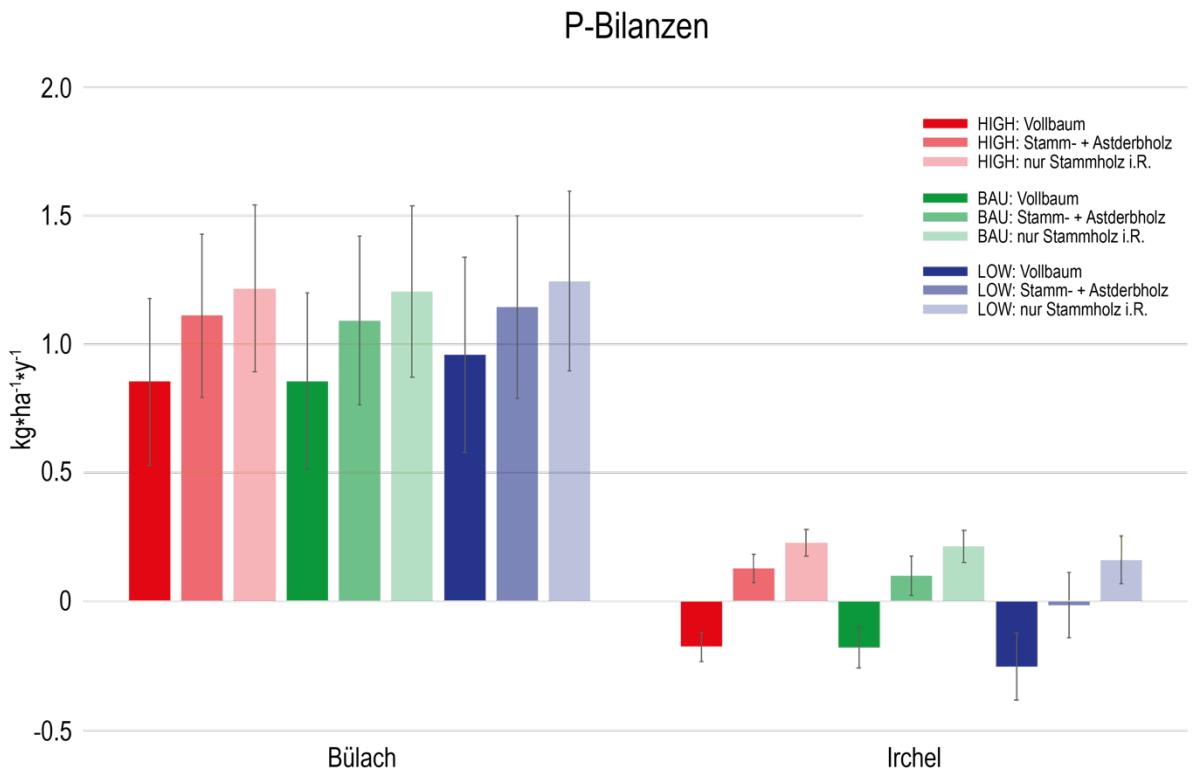


Abb. 40 Durchschnittliche P-Bilanzen der Testgebiete Bülach (links) und Irchel (rechts) für die drei Durchforstungsszenarien («business as usual», «high», «low») in Kombination mit den drei Holzerntestrategien («Vollbaum», «Stammholz und Astderholz», «nur Stammholz»). Dargestellt sind die Mittelwerte der 5 Standorte pro Testgebiet und die Standardfehler der Mittelwerte.

Tab. 17 Ergebnisse des paarweisen t-Tests für die P-Bilanzen (Vergleich Bülach vs. Irchel).

Waldbauliche Behandlung x Holzerntestrategie	t-Wert	Df	p-Wert
High x Vollbaum	3.13	4.24	0.033
High x Stammholz und Astderholz	3.01	4.19	0.037
High x nur Stammholz	3.05	4.23	0.035
BAU x Vollbaum	2.94	4.43	0.037
BAU x Stammholz und Astderholz	2.93	4.28	0.040
BAU x nur Stammholz	2.94	4.43	0.037
Low x Vollbaum	3.02	4.95	0.030
Low x Stammholz und Astderholz	3.00	4.55	0.034
Low x nur Stammholz	3.06	5.00	0.028

3.7.7 Szenarien mit erweitertem Wurzelraum

Bei der Modellierung und Bilanzierung der Nährstoffnachhaltigkeit gibt es zahlreiche «Stellschrauben», die einen wesentlichen Einfluss auf das Ergebnis haben. Ein solch kritischer Parameter ist die angenommene Tiefe des Wurzelraumes. In einem ersten Durchgang wurde die Tiefe des Wurzelraumes in Abhängigkeit der beobachteten Durchwurzelung angenommen. Das heisst, jener Horizont, in welchem noch Baumwurzeln an der Profilwand sichtbar waren, wurde dem Wurzelraum zugerechnet und die tieferen, an der Profilwand wurzelfreien Horizonte zählten nicht mehr zum Wurzelraum. Damit wurde die Modellierung der Verwitterung und die Abschätzung der Sickerwasserverluste natürlich auch nur auf diese Profiltiefe beschränkt. Es muss aber bedacht werden, dass ein Bodenprofil immer im Zwischenkronenbereich angelegt wird, in

welchem die Durchwurzelungsdichte sicher nicht mehr sehr gross ist. Damit wird der effektive und relevante Wurzelraum unterschätzt. Deshalb haben wir in einer weiteren Modellierung den Wurzelraum um jeweils den direkt unterhalb der beobachteten Durchwurzelung liegenden Horizont erweitert, um den Einfluss der tieferen, von den Bäumen ebenfalls, jedoch nicht sichtbar erschlossenen Bereiche aufzuzeigen.

In Tabelle 18 sind die Ergebnisse für die durchschnittlichen Ca-Bilanzen aufgezeigt. Alle durchschnittlichen Bilanzen wurden zum Teil sogar deutlich positiver. Allerdings sind die Standardfehler der Mittelwerte immer noch sehr gross.

Tabelle 19 zeigt die Ergebnisse der Ca-Bilanzen für jeden der fünf Standorte pro Testgebiet. An einigen Standorten wird eine negative Ca-Bilanz durch die Erweiterung des Wurzelraumes positiv (Lärchenischlag, Chengelboden, Schaffhuser). Es sind jene Standorte, welche die Kalkgrenze in einem mittleren Bereich haben, wodurch sie durch die Erweiterung des Wurzelraumes in die Berechnungen eingeschlossen wird.

Tab. 18 Durchschnittliche Ca-Bilanzen von jeder Region (Bülach und Irchel) für die drei Ernteszenarien und für alle drei waldbaulichen Szenarien (verschiedene Durchforstungsstärken). Die Bilanzen wurden einmal für den Wurzelraum mit sichtbarer Durchwurzelung durch die Bäume und einmal für diesen Wurzelraum plus den nächst tiefer gelegenen Horizont berechnet. Angegeben sind Mittelwerte und Standardfehler des Mittelwertes.

		Ca-Bilanzen [kg · ha ⁻¹ · y ⁻¹]					
Region	Durch-forstungs-intensität	Vollbaum		Stamm- und Astderholz		nur Stammholz in Rinde	
		nur Horizonte mit Wurzeln	Horizonte mit Wurzeln plus 1 Horizont	nur Horizonte mit Wurzeln	Horizonte mit Wurzeln plus 1 Horizont	nur Horizonte mit Wurzeln	Horizonte mit Wurzeln plus 1 Horizont
Bülach	HIGH	14.3±19.8	18.4±20.3	15.9±19.7	20.0±20.2	17.5±19.7	21.6±20.2
Irchel		-9.7±1.5	-6.3±4.0	-7.8±1.5	-4.4±4.1	-6.2±1.4	-2.8±3.9
Bülach	LOW	15.3±19.6	19.4±20.4	16.5±19.6	20.5±20.3	18.0±20.0	22.1±20.7
Irchel		-14.2±3.7	-11.1±5.8	-12.7±3.7	-9.6±5.8	-10.0±3.1	-6.9±5.2
Bülach	BAU	13.6±20.1	17.7±20.6	15.0±20.0	19.2±20.6	16.8±20.1	20.9±20.6
Irchel		-10.7±2.3	-7.4±4.6	-9.0±2.3	-5.7±4.6	-7.2±2.0	-3.9±4.3

Tab. 19 Ca-Bilanzen von jedem der 5 Standorte in Bülach und Irchel für die drei Ernteszenarien und für alle drei waldbaulichen Szenarien (verschiedene Durchforstungsstärken). Die Bilanzen wurden einmal für den Wurzelraum mit sichtbarer Durchwurzelung durch die Bäume und einmal für diesen Wurzelraum plus den nächst tiefer gelegenen Horizont berechnet. Bei der Variante Vollbaum und Durchforstungsintensität HIGH sind bei den Bilanzwerten die angenommene Mächtigkeit des jeweiligen Wurzelraumes in Metern angegeben.

Ernteszenarien			Ca-Bilanzen [kg · ha ⁻¹ · y ⁻¹]					
			Vollbaum (Mächtigkeit des Wurzelraumes [m])		Stamm- und Astderholz		nur Stammholz in Rinde	
Standort (Tiefe der Kalkgrenze [m])	Region	Durchforstungsintensität	nur Horizonte mit Wurzeln	Horizonte mit Wurzeln plus 1 Horizont	nur Horizonte mit Wurzeln	Horizonte mit Wurzeln plus 1 Horizont	nur Horizonte mit Wurzeln	Horizonte mit Wurzeln plus 1 Horizont
Lärchenischlag (0.8)	Bülach	HIGH	-7 (0.8)	1 (1.1)	-5	3	-4	5
Chengelboden (1.95)			-3 (1)	2 (1.4)	-1	4	1	6
Lindi (1.0)			-6 (0.8)	-5 (1)	-4	-4	-3	-3
Marterloch (1.05)			-6 (0.8)	-6 (1.05)	-5	4	-2	-2
Brengspel (0.4)			93 (0.95)	99 (1.25)	95	101	96	102
Hörnli (> 2.25)	Irchel		-12 (0.65)	-12 (0.9)	-10	-10	-9	-9
Schartenflue (1.0)			-13 (0.4)	-13 (0.6)	-11	-11	-9	-9
Schaffhuser (0.8)			-5 (0.8)	9 (1.2)	-3	11	-2	12
Obermeser (> 1.6)			-10 (0.95)	-9 (1.3)	-8	-7	-6	-5
Steig (> 1.8)			-8 (1.4)	-7 (2)	-6	-5	-5	-3
Lärchenischlag	Bülach	LOW	-5	3	-3	4	-2	5
Chengelboden			2	7	3	8	4	9
Lindi			-10	-10	-9	-9	-8	-7
Marterloch			-4	-3	-3	-2	-1	-1
Brengspel			93	100	94	101	98	104
Hörnli	Irchel		-24	-23	-22	-21	-19	-18
Schartenflue			-19	-18	-17	-17	-14	-13
Schaffhuser			-3	10	-1	12	-1	12
Obermeser			-9	-8	-8	-7	-6	-5
Steig			-17	-15	-16	-14	-11	-10
Lärchenischlag	Bülach	BAU	-7	2	-5	3	-4	4
Chengelboden			-3	2	-2	4	0	5
Lindi			-10	-9	-8	-8	-7	-6
Marterloch			-7	-6	-5	-5	-3	-2
Brengspel			94	100	95	101	97	103
Hörnli	Irchel		-16	-16	-14	-14	-13	-12
Schartenflue			-15	-15	-13	-13	-11	-11
Schaffhuser			-4	10	-2	12	-2	12
Obermeser			-8	-8	-7	-6	-5	-5
Steig			-10	-8	-8	-7	-6	-5

4. Diskussion

4.1 Allgemeine Bemerkungen zur Bilanzierung

Mit diesem Projekt verfolgten wir das Ziel, die für eine Abschätzung der Nährstoffnachhaltigkeit relevanten Nährstoffflüsse möglichst genau abzuschätzen und für verschiedene Bewirtschaftungsszenarien die Nährelementbilanzen zu rechnen. Des Weiteren sollten diese Bilanzen bezüglich einer mittelfristigen Nachhaltigkeit (Zeitraum von bis zu 10 Umtreibeszeiten) gewichtet und beurteilt werden.

Als positive Flüsse gehen die Deposition und die Verwitterung in die Bilanz ein. Die Depositionswerte wurden von Meteotest ausgehend von Messstationen und mit Hilfe von Gelände- und Klimamodellen modelliert. Sie gelten als die zuverlässigsten Daten, welche diesbezüglich vorhanden sind.

Verwitterungsraten für die basischen Kationen wurden mit einem Modell von Posch (SWWM, Posch 2022) gerechnet. Dieses Modell ist eine Weiterentwicklung von Modulen, welche bereits früher in Modellierungsstudien mit PROFILE und SAFE breite Anwendung fanden. Dieses Modell berücksichtigt viele Rückkoppelungen, welche durch Verschiebung von quasi-Gleichgewichten im Boden auf die Verwitterungsraten einwirken. Solche Gleichgewichtsverschiebungen haben ihre Ursachen unter anderem in der Nährstoffaufnahme (z.B. Aufnahme von basischen Kationen) durch die Pflanze, im Eintrag von versauernden Stickstoffverbindungen und vielem mehr. Der Arbeit von Lemm et al. (2010) konnte der Vorwurf gemacht werden, dass solche Zusammenhänge und Rückkoppelungen nicht berücksichtigt wurden. Das wurde in dieser Arbeit nun verbessert.

Trotzdem sind die Resultate von Modellierungen mit solch komplexen Modellen abhängig von zahlreichen Annahmen. Das gilt besonders für die Normierung der Mineralogie und deren Einfluss auf die Verwitterungsraten. Erfahrungsgemäss besteht die Tonfraktion zu 90 bis 98% aus Tonmineralen und aufgrund der Analyse der Korngrössenverteilung wurde für die Bodenproben in Bülach bzw. Irchel ein Anteil von 20 bis 30% Tonmineralien modelliert. Zudem wird bei der Normierung «überschüssiges» Al und Fe als Hydroxide in die Tonfraktion hineingerechnet. Das hat zur Folge, dass der Anteil der Tonfraktion durch Tonminerale dominiert wird. Für die Herleitung der für die Verwitterung wichtigen mineralischen Oberfläche geht die Tonfraktion mit einem Faktor von 8 in die Berechnung ein (entsprechende Faktoren für Silt- und Tonfraktion sind 2 bzw. 0.3). So lange keine anderen schnell verwitternden Minerale vorhanden sind, dominieren damit die Tonminerale die Verwitterungsraten. Das gilt in Moränen in 95% der Fälle. Gleichzeitig «fangen» die Tonminerale bei der Normierung viel K und Mg, jedoch weniger Ca und Na, weshalb die Verwitterungsbilanzen K- und Mg-lastig sind. Kalzium geht bei der Normierung vor allem in die Feldspäte. Deshalb werden aufgrund unserer Verwitterungsraten die K- und Mg-Bilanzen eher zu positiv und die Ca-Bilanzen eher zu negativ beurteilt.

Als negative Flüsse gehen die Sickerwasserverluste und die durch Holzernte entfernten Nährstoffmengen in die Bilanz ein. Das Modell von Posch (2022) gibt auch eine Sickerwasserrate und damit Nährelementverluste durch Sickerwasser aus. Diese sind wiederum von zahlreichen Prozessen im System Boden-Pflanze abhängig. Unter anderem spielt die Nährstoffaufnahme durch die Pflanze eine wichtige Rolle. Das Modell bietet die Möglichkeit des «adaptiven uptake», d.h. sobald in einem Horizont die verfügbaren Nährstoffe ausgeschöpft sind wird die Nährstoffaufnahme in den nächst tiefer gelegenen Horizont verschoben. Diese Annahme dürfte sehr nahe an der Wirklichkeit liegen, womit die modellierten Sickerwasserverluste als realistisch angenommen werden können.

Mit dem Modell SwissStandSim (Zell et al. 2020) wurde die bei verschiedenen Ernte- und waldbaulichen Strategien anfallende Biomasse modelliert. Die Nährelementverluste durch Holzernte wurden durch Multiplikation der geernteten Biomasse pro Baumkompartiment mit dem Nährelementgehalt des entsprechenden Baumkompartiments berechnet.

4.2 Biomassenutzung bei verschiedenen waldbaulichen und Erntestrategien

Bei der modellierten Biomassenutzung fällt auf, dass in Irchel in allen Durchforstungsstrategien und Holzernteszenarien mehr Biomasse anfällt als in Bülach. Das kann mehrere Gründe haben. Obwohl die Böden auf dem Irchelplateau stärker versauert und wenigstens zum Teil nährstoffärmer sind als in Bülach kann das Wachstum der in den Beständen vorkommenden Baumarten grösser sein als auf den weniger stark versauerten Standorten in Bülach. Die Bonität als Ausdruck der kombinierten Wirkung aller Standortsfaktoren (nicht nur des Bodenchemismus) ist in Irchel offensichtlich grösser als in Bülach. Zudem unterscheiden sich die Bestände in Bülach und Irchel bezüglich Baumartenzusammensetzung und Stammzahl. In Irchel kommen im Gegensatz zu Bülach auch Douglasien in den Beständen vor. Diese Baumart hat viel grössere Zuwächse als die anderen vorkommenden Baumarten. Zudem ist die Stammzahl pro Hektar in Irchel leicht geringer als in Bülach. Das könnte ein Resultat von waldbaulich idealen Eingriffen sein, mit welchen den Bäumen optimal geholfen wurde, die Stammzahl dafür aber geringfügig kleiner ausfällt.

In beiden Testgebieten wird mit der Vollbaumnutzung am meisten Biomasse geerntet gefolgt von der Variante Stammholz inklusive Astderholz und der Variante nur Stammholz, was absolut plausibel und logisch ist. Bei den Durchforstungsintensitäten ergibt sich kein einheitliches Bild mehr. Im Testgebiet Bülach wird bei allen Holzerntestrategien in den Durchforstungsvarianten «business as usual» und «high» praktisch gleich viel Biomasse genutzt. Bei der Durchforstungsvariante «low» wird deutlich weniger, jedoch nicht signifikant weniger Biomasse entnommen. Das Bild bei den ersten beiden Durchforstungsintensitäten sieht im Testgebiet Irchel gleich aus wie in Bülach. Bei der Variante «low» wird in Irchel deutlich mehr, jedoch nicht signifikant mehr Biomasse genutzt. Wenn also im Testgebiet Irchel weniger stark durchforstet wird, fällt über die gesamte Umtriebszeit von 100 Jahren mehr Biomasse an als bei stärkerer Durchforstung. Das kann mit (1) unterschiedlicher Reaktion der Bestände auf die Durchforstungsstärke, mit (2) der Baumartenzusammensetzung der Bestände sowie mit (3) allfälligen Unsicherheiten des Modells SwissStandSim erklärt werden. (1): Eine geringe Durchforstungsstärke ist nicht unbedingt mit einer geringeren Holzerntemenge verbunden. Es kann sein, dass mit intensiverer Durchforstung durch eine verstärkte Entnahme des «Produktionsmittels» Einzelstamm ein später möglicher Zuwachs bereits vorzeitig abgeschöpft wird. Einen ähnlichen Zusammenhang haben auch Mey et al. (2022) aufgezeigt. (2): Dieser erste Punkt lässt sich sehr gut mit der Beimischung der Douglasie in den Beständen auf dem Irchel illustrieren. Douglasie ist eine Baumart, die auch im höheren Alter noch überdurchschnittliche Zuwächse leisten kann. Wenn nun früh bereits stark eingegriffen wird ist der spätere Zuwachs limitiert. Wenn hingegen mit schwacher Durchforstung mehr Douglasien im Bestand verbleiben, kann das zu einer erhöhten Biomasse zum Erntezeitpunkt nach Ablauf der Umtriebszeit führen. Das ist vermutlich der Hauptgrund, weshalb im Irchel bei der Durchforstungsvariante «low» die grösseren Biomassen am Ende der Umtriebszeit anfallen. (3): Allfällige Unsicherheiten des Modells

können vor allem die Implementierung der Baumart Douglasie, welche im Schweizer Wald nicht sehr häufig ist, betreffen.

4.3 Bilanzierung der basischen Kationen

Die entfernten Nährelementmengen ergeben sich durch Multiplikation der geernteten Biomasse mit den Nährelementgehalten der entsprechenden Baumkompartimente. Somit widerspiegeln die entfernten Nährelementmengen die oben festgestellten Verteilungsmuster der anfallenden Biomasse in den unterschiedlichen Szenarien.

Die durchschnittlichen Bilanzen für die basischen Kationen (Abb. 36 bis 38) fallen für das Testgebiet Bülach positiver aus als für das Testgebiet Irchel. Das kann verschiedene Gründe haben. Primär würde man an die Nährstoffausstattung des Bodens denken. Die Basensättigung des Bodens ist im Irchel deutlich geringer als in Bülach. Damit stehen den Bäumen weniger basische Nährstoffkationen zur Verfügung. Betrachtet man allerdings die Nährstoffkonzentrationen in den Baumkompartimenten, gibt es zwischen den beiden Testgebieten keine signifikanten Unterschiede. Also muss die Nährstoffausstattung als Hauptursache für die Unterschiede ausgeschlossen werden.

In Kapitel 4.2 wurde aufgezeigt, dass im Testgebiet Irchel bei allen Szenarien mehr Biomasse genutzt wird als in Bülach. Dies kann einen wesentlichen Teil jedoch nicht die gesamte Differenz in den Bilanzen der basischen Kationen erklären. Angenommen, es werde in beiden Testgebieten bei den sich entsprechenden Szenarien gleich viel Biomasse genutzt, lassen sich die dadurch verminderten Nährstoffexporte in Irchel berechnen. Bei Kalzium würden die durchschnittlichen Bilanzen bei der Durchforstungsintensität «low» um 7.7 bis 9.3 kg Ca pro Hektar und Jahr positiver ausfallen und bei den anderen Durchforstungsintensitäten sind es immerhin noch 2.6 bis 3.9 kg Ca pro Hektar und Jahr. Bei Magnesium sind die entsprechenden Mengen 0.5 bis 0.6 kg Mg bzw. 0.2 bis 0.3 kg Mg pro Hektar und Jahr und bei Kalium nähern sich die Bilanzen am stärksten denjenigen von Bülach an (um 1.7 bis 2.2 kg K bzw. 0.6 bis 1.0 kg K pro Hektar und Jahr positivere Bilanzen).

Insgesamt bleiben die Bilanzen der basischen Nährstoffkationen in Bülach tendenziell jedoch positiver als in Irchel, auch wenn keine signifikanten Unterschiede zwischen den Testgebieten bestehen. Diese Unterschiede müssen mit Differenzen in der Verwitterung bzw. den Sickerwasserverlusten der jeweiligen Elemente erklärt werden. Die Depositionsraten der basischen Kationen unterscheiden sich zwischen den beiden Testgebieten nicht wesentlich.

4.4 Bilanzierung von Stickstoff und Phosphor

Die Bilanzen für Stickstoff sind in Bülach signifikant positiver als in Irchel. Das liegt neben dem geringeren Export von Biomasse vor allem an den grösseren N-Depositionen in Bülach. Die N-Deposition beträgt in Bülach durchschnittlich 24 kg N pro Hektar und Jahr, während es in Irchel nur 20 kg N pro Hektar und Jahr sind. Da im Sickerwasser kein Stickstoff ausgetragen wird, kann geschlossen werden, dass der eingetragene Stickstoff praktisch vollständig biologisch fixiert wird und das System immer noch N-limitiert ist. Die durchschnittlichen N-Bilanzen differieren zwischen Bülach und Irchel um 5 bis 8 kg N pro Hektar und Jahr womit der Unterschied in der durchschnittlichen N-Deposition von 4 kg N pro Hektar und Jahr bereits einen Grossteil der Differenz in den durchschnittlichen

Bilanzen erklärt. Die restlichen Unterschiede sind durch kleinere Abweichungen in den anderen N-Flüssen zwischen Bülach und Irchel zu erklären.

Die P-Bilanzen sind ebenfalls signifikant positiver in Bülach im Vergleich zu Irchel, obwohl die Baumkompartimente in Bülach signifikant mehr P enthalten als jene in Irchel. Dadurch müsste man erwarten, dass mit der Biomasse in Bülach viel mehr P exportiert wird als in Irchel. Dieser Widerspruch kann vor allem mit der in dieser Arbeit verwendeten Methode der Abschätzung der P-Verwitterung aufgelöst werden. Wir haben angenommen, dass P vor allem aus der Verwitterung von Apatit stammt. Apatit ist jedoch normalerweise ein Begleitmineral und in Sedimenten nur mit Schweretrennung, allenfalls noch im Dünnschliff nachweisbar. In der Normierung ist die Präsenz/Absenz von Apatit eigentlich weitgehend zufällig. Nur in seltenen Fällen besteht ein Dünnschliffnachweis, wodurch Apatit in die Normierung eingeschlossen werden könnte. In der hier verwendeten Normierung wurden zwei Phosphatphasen verwendet, um den P in Mineralen zu fixieren. Dies sind Apatit und Variscit, ein wasserhaltiges Aluminiumphosphat. Wenn allerdings das Kalziumangebot in einer Probe knapp ist, muss Apatit von der Normierung ausgeschlossen werden, damit diese ein vernünftiges Resultat ergibt. Es kann auch sein, dass in verschiedenen Iterationsschritten bei Ausschluss von Apatit die Reproduktion der Mineralogiemessungen besser wird. All dies begründet die Zufälligkeit des Vorhandenseins von Apatit.

In unserem Fall enthalten alle Standorte in Bülach Apatit aber nur zwei Standorte in Irchel. Somit ist die Verwitterung von P in Irchel klein bis inexistent, was offensichtlich zu den signifikanten Unterschieden in den P-Bilanzen führt. Daraus wird ersichtlich, wie wichtig es ist, alle relevanten Nährstoffflüsse im Bilanzrahmen zuverlässig zu schätzen.

4.5 Einfluss der Mächtigkeit des Wurzelraumes auf die Nährstoffbilanzen

Eine weitere wichtige Einflussgröße ist der Wurzelraum für welchen Nährstoffflüsse wie die Nährelementfreisetzung durch Verwitterung oder Auswaschung von Nährelementen aus dem Wurzelraum modelliert werden. Dies lässt sich sehr schön am Beispiel des Ca illustrieren, da die Ca-Flüsse sehr stark durch die Tiefe der Kalkgrenze beeinflusst werden. Wie in den Tabellen 18 und 19 gezeigt, verbessert sich die Ca-Bilanz zum Teil wesentlich, wenn der Wurzelraum nur um einen Horizont erweitert wird. An den Standorten Lärchenischlag, Chengelboden und Schaffhuser wird der Wurzelraum dadurch um 30 bis 40 cm erweitert, womit die Ca-Bilanzen nicht mehr negativ, sondern positiv sind. Das ist in erster Linie dadurch begründet, dass bei Lärchenischlag und Schaffhuser die Kalkgrenze nun im Wurzelraum liegt und bei Chengelboden wird sie durch die Erweiterung des Wurzelraumes angenähert. Auch an allen anderen Standorten verbessert sich die Ca-Bilanz, da die Ca-Sättigung des Austauschers mit der Bodentiefe in allen Böden deutlich zunimmt. Die Ca-Bilanzen werden durch die Erweiterung um einen Horizont zwar nicht positiv, jedoch zum Teil deutlich weniger negativ.

Die Erweiterung des Wurzelraumes ist nicht willkürlich. Sie ist aber durch die Zunahme der Basensättigung gegen den Oberboden begründet. Diese Zunahme widerspiegelt die Aufnahme der basischen Kationen durch die Baumwurzeln auch in grösserer Tiefe. Damit werden die Nährelemente in die Baumbiomasse integriert und über den Streufall auf der Bodenoberfläche wieder angereichert. Zwar wird Ca auch über atmosphärische Deposition in die Oberböden von Bülach und Irchel eingebracht. Die Ca-Deposition beträgt für beide Gebiet etwas mehr als 6 kg pro Hektar und Jahr. Aufgrund der austauschbar gebundenen Ca-Gehalte in den obersten 5 bis 10 cm der 10 Bodenprofile

lassen sich austauschbar gebundene Ca-Mengen von 60 bis 650 kg pro Hektar berechnen. Das sind nur die austauschbar gebundenen Mengen, die totalen Ca-Gehalte sind noch viel grösser. Dementsprechend kann nicht alles Ca im Oberboden, welches zu der Zunahme der Basensättigung führt, aus der Deposition stammen. Ein wesentlicher Teil wird effektiv über die beschriebene «Nährstoffpumpe» der Baumvegetation von den tieferen Horizonten an die Bodenoberfläche gebracht.

Oft wird also die Tiefe des Wurzelraumes unterschätzt, allein aus der Tatsache, dass Bodenprofile praktisch immer im Zwischenkronenbereich angelegt werden, wo die Bäume nicht mehr die dichteste und am tiefsten greifende Durchwurzelung haben. Damit werden die negativen Ca-Bilanzen, geschätzt aufgrund der Begrenzung des Wurzelraumes durch die sichtbare Durchwurzelung bei der morphologischen Profilansprache, stark relativiert.

4.6 Wertung der Nährstoffbilanzen bezüglich Nährstoffnachhaltigkeit

Sind der Vorrat und die Flüsse berechnet, kann die Nachhaltigkeit bei einer gegebenen Nutzungsintensität für jeden einzelnen Nährstoff beurteilt werden. Diese Beurteilung erfolgt pro Umtriebszeit aufgrund von zwei Kriterien gemäss Göttlein et al. (2007):

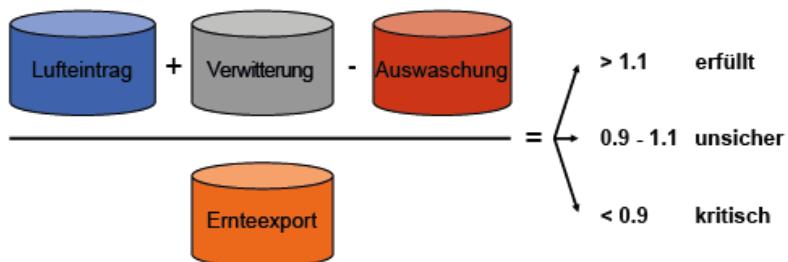
- A) in Bezug auf die Nährstoffnachlieferung
- B) in Bezug auf den Gesamtvorrat

Beim ersten Kriterium wird die Nachhaltigkeit bezüglich der Nährstoffnachlieferung bewertet (Abb. 41). Dabei wird das Verhältnis der natürlichen Ein- und Austräge zum Ernteexport dieses Nährstoffes analysiert. Sind die natürlichen Ein- und Austräge in der Summe grösser als der Ernteexport, dann wird die Nutzung als nachhaltig angesehen. Sind sie ungefähr gleich dem Erntexport, ist die Einschätzung unsicher, das zweite Kriterium muss entscheiden. Sind sie jedoch kleiner, wird die Nutzung als nicht nachhaltig bzw. kritisch eingeschätzt.

Beim zweiten Kriterium wird die Nachhaltigkeit der Nutzung bezüglich des Gesamtvorrates bewertet (Abb. 41). Dabei wird das Verhältnis des vorhandenen Vorrates zur Summe des Nettoaustrages analysiert. Der Quotient beantwortet die Frage, wie oft der Nettoaustrag in den Gesamtvorrat passt bzw. wie lange es dauert, bis der Vorrat aufgebraucht ist. Dabei wird die theoretische Annahme getroffen, dass das System jedes Mal gleich gut wächst. Dauert es 10 Umtriebszeiten oder mehr bis der Vorrat aufgebraucht ist, dann wird die Nutzung als nachhaltig angesehen. Bei den gängigen Umtriebszeiten sind dies ca. 1000 Jahre. Wird der Nenner negativ, liegt der günstige Fall vor, dass die Einträge grösser sind als die Austräge und der Vorrat sogar zunimmt.

Bewertung der Nachhaltigkeit

.... in Bezug auf die Nährstoffnachlieferung



.... in Bezug auf den Gesamtvorrat

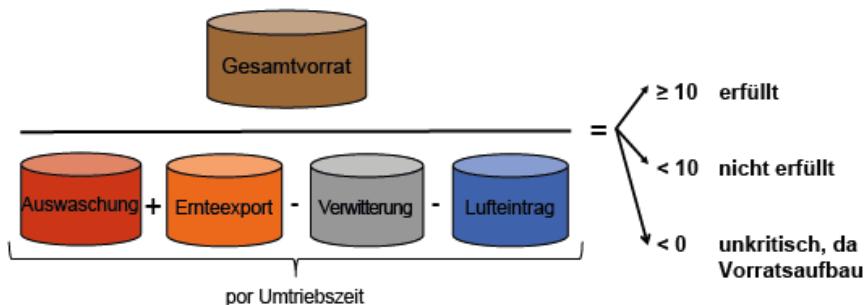


Abb. 41 Schematische Darstellung der Bewertung der Nährstoffnachhaltigkeit in Bezug auf die Nährstoffnachlieferung und in Bezug auf den Gesamtvorrat.

In den Tabellen 20 und 21 sind die Ergebnisse der Berechnung der beiden Nachhaltigkeitsindikatoren dargestellt. Tabelle 20 zeigt die Nachhaltigkeitsindikatoren bezüglich Nährstoffnachlieferung. Hier fällt das NährElement Ca auf. Dieses wird in den allermeisten Fällen als kritisch bis unsicher beurteilt. Nur am Standort Brengspel ist das Kriterium in allen drei Durchforstungsstärken und Holzerntevarianten erfüllt. Am Standort Chengelboden ist es in der geringsten Durchforstungsstärke ebenfalls erfüllt. Die hier beobachtete kritische Ca-Nachhaltigkeit deckt sich mit Erfahrungen aus der Literatur. In zahlreichen entsprechenden Arbeiten war Kalzium eines jener Elemente, welches praktisch in allen Untersuchungen die Nachhaltigkeitskriterien nicht erfüllte (Fichter et al. 1998, Rademacher et al. 1999, Becker et al. 2000, IAP 2015). Auch in unseren Untersuchungen ist Ca in 69 von 90 Fällen kritisch. Das hängt einerseits mit dem hohen Bedarf an Ca der Buche zusammen. In praktisch allen Baumkompartimenten ist der Ca-Gehalt höher als jener der anderen NährElemente (Tab. 10), was auf einen hohen Bedarf schliessen lässt. Andererseits kann die Buche diesen Ca-Bedarf besser decken, je höher die Kalkgrenze im Bodenprofil ansteht. Brengspel beispielsweise hat die Kalkgrenze in 40 cm Tiefe und mit einer angenommenen Mächtigkeit des Wurzelraumes von 95 cm ist die Kalkgrenze von Baumwurzeln problemlos erschlossen. Schartenflue hingegen hat die Kalkgrenze zwar nur in 100 cm Tiefe, aber mit einem angenommenen Wurzelraum von 40 cm werden die Ca-reichen Horizonte bei Weitem nicht erschlossen. Bei Schartenflue ist unter anderem auch deshalb die Nachhaltigkeit bezüglich K und Mg kritisch.

Tab. 20 Nachhaltigkeitsindikatoren bezüglich Nährstoffnachlieferung für die Elemente Ca, Mg, K, N und P für alle Bewirtschaftungsszenarien. HIGH = stärkere Durchforstung; LOW = schwächere Durchforstung; BAU = business as usual

			Nachhaltigkeitsindikatoren bezüglich Nährstoffnachlieferung														
			Ca			Mg			K			N			P		
			Vollbaum	Stammholz + Astderholz	nur Stammholz	Vollbaum	Stammholz + Astderholz	nur Stammholz	Vollbaum	Stammholz + Astderholz	nur Stammholz	Vollbaum	Stammholz + Astderholz	nur Stammholz	Vollbaum	Stammholz + Astderholz	nur Stammholz
Bülach	Lärchenischlag Chengelboden Lindi Marterloch Bremgspel	HIGH	0.6 0.8 0.6 0.6 9.8	0.6 0.9 0.7 0.7 11.4	0.7 1.0 0.7 0.8 13.7	1.1 2.3 2.0 1.8 2.2	1.2 2.6 2.3 2.4 2.4	1.3 3.0 2.5 2.8 2.2	1.1 2.3 2.4 1.4 2.8	1.3 2.6 2.4 1.6 1.8	1.4 3.0 2.3 2.3 1.8	2.1 2.3 2.4 1.9 2.7	2.9 2.3 3.2 2.5 3.9	3.3 2.8 3.7 3.3 5.0	1.3 3.5 2.0 1.8 2.0	2.0 5.0 3.0 2.6 3.2	2.4 6.4 3.6 3.6 4.3
			0.4 0.3 0.7 0.4 0.5	0.4 0.4 0.8 0.5 0.6	0.4 0.5 0.9 0.5 0.6	1.2 0.6 1.4 1.5 1.6	1.4 2.3 1.7 1.9 2.0	1.5 2.5 1.3 1.9 2.0	1.4 0.6 1.3 1.9 2.1	1.5 0.7 1.4 1.8 2.1	1.3 1.7 1.4 2.1 2.3	1.8 2.4 2.7 2.1 2.4	2.0 2.1 2.7 2.5 2.9	0.7 0.8 1.0 0.7 0.8	1.1 1.2 1.6 1.1 1.2	1.2 1.5 1.9 1.3 1.6	
			0.7 1.2 0.5 0.7 8.7	0.7 1.2 0.5 0.8 9.5	0.8 1.3 0.5 0.9 13.1	1.2 3.5 1.9 2.1 2.1	1.4 3.7 2.1 2.3 2.3	1.5 4.2 2.3 2.6 3.1	1.2 3.7 2.1 2.3 1.3	1.4 4.1 2.3 2.5 <br;="" data-cs="3" data-kind="parent">1.4</br;="">	1.5 2.9 2.0 2.3 2.6	2.4 3.3 2.5 2.3 3.1	3.8 3.9 2.9 3.7 4.9	1.5 6.1 1.8 2.2 2.0	2.3 7.5 2.4 3.4 4.4	2.8 9.2 2.8 4.0 4.4	
			0.2 0.3 0.8 0.4 0.3	0.2 0.3 0.9 0.5 0.3	0.3 0.3 0.9 0.5 0.4	1.1 0.5 1.6 1.8 1.5	1.1 0.6 1.9 1.8 2.1	1.3 0.5 1.5 1.9 1.6	1.1 0.6 1.5 2.0 1.8	1.2 1.2 1.6 2.1 2.3	0.9 1.2 2.1 1.7 1.3	1.1 1.4 1.8 2.2 2.2	0.5 0.7 0.7 0.8 0.6	0.7 0.9 1.1 1.1 0.8	0.9 1.3 2.2 1.4 1.2		
			10.0 0.6 0.5 0.6 10.0	11.5 0.9 0.6 0.8 14.5	14.5 1.0 1.9 1.8 2.2	2.6 2.6 2.1 2.0 2.4	2.6 3.3 2.3 2.4 2.9	2.9 2.9 1.9 2.0 1.4	2.1 2.0 2.1 2.0 1.6	2.1 2.3 2.1 2.3 1.8	2.1 2.0 2.1 2.8 2.8	2.9 2.4 2.6 3.8 3.8	3.3 3.9 3.1 5.1 5.1	1.3 4.0 1.8 2.0 2.0	2.1 5.3 2.4 3.5 3.1	2.3 6.8 3.0 3.5 4.5	
Irchel	Hörnli Schartenflue Schaffhäuser Obermeser Steig	LOW	0.2 0.3 0.8 0.4 0.3	0.2 0.3 0.9 0.5 0.3	0.3 0.3 0.9 0.5 0.4	1.1 0.5 1.6 1.8 1.5	1.1 0.6 1.9 1.8 2.1	1.3 0.5 1.5 1.9 1.6	1.2 0.6 1.5 2.0 1.8	1.3 0.6 1.5 2.1 2.3	0.9 1.2 2.1 1.7 1.3	1.1 1.4 1.8 2.2 2.2	0.5 0.7 0.7 0.8 0.6	0.5 0.9 1.1 1.1 0.8	0.7 0.9 1.4 1.4 1.2	0.9 1.3 2.2 1.4 1.2	
			0.7 1.2 0.5 0.7 8.7	0.7 1.2 0.5 0.8 9.5	0.8 1.3 0.5 0.9 13.1	1.2 3.5 1.9 2.1 2.1	1.4 3.7 2.1 2.3 2.3	1.5 4.2 2.3 2.6 3.1	1.2 3.7 2.1 2.3 1.3	1.4 4.1 2.3 2.5 3.1	1.5 2.9 2.0 2.3 2.6	2.4 3.3 2.5 2.3 3.1	3.8 3.9 2.9 3.7 4.9	1.5 6.1 1.8 2.2 2.0	2.3 7.5 2.4 3.4 4.4	2.8 9.2 2.8 4.0 4.4	
			0.2 0.3 0.8 0.4 0.3	0.2 0.3 0.9 0.5 0.3	0.3 0.3 0.9 0.5 0.4	1.1 0.5 1.6 1.8 1.5	1.1 0.6 1.9 1.8 2.1	1.3 0.5 1.5 1.9 1.6	1.2 0.6 1.5 2.0 1.8	1.3 0.6 1.5 2.1 2.3	0.9 1.2 2.1 1.7 1.3	1.1 1.4 1.8 2.2 2.2	0.5 0.7 0.7 0.8 0.6	0.5 0.9 1.1 1.1 0.8	0.7 0.9 1.4 1.4 1.2	0.9 1.3 2.2 1.4 1.2	
			0.6 0.8 0.5 0.6 10.0	0.6 0.9 0.6 0.8 11.5	0.7 1.0 0.6 0.8 14.5	1.1 2.6 1.9 1.8 2.2	1.1 2.8 2.1 2.0 2.4	1.3 3.3 2.3 2.4 2.9	1.3 2.6 2.1 2.0 1.4	1.2 2.0 2.1 2.3 1.8	2.1 2.0 2.1 2.8 2.8	2.9 2.4 2.6 3.8 3.8	3.3 3.9 3.1 5.1 5.1	1.3 4.0 1.8 2.0 2.0	2.1 5.3 2.4 3.5 3.1	2.3 6.8 3.0 3.5 4.5	
			0.3 0.3 0.8 0.5 0.5	0.3 0.3 0.9 0.5 0.5	0.4 0.4 0.9 0.6 0.6	1.2 0.5 1.6 1.8 1.6	1.2 0.6 1.9 1.8 2.0	1.3 0.5 1.5 1.9 2.1	1.2 0.6 1.5 2.0 1.8	1.3 0.6 1.5 2.2 2.0	1.4 1.1 1.8 2.3 2.2	1.5 1.6 2.6 2.3 2.7	0.6 0.7 1.1 0.8 0.8	0.9 1.1 1.8 1.2 1.4	1.0 1.4 2.0 1.4 1.4	1.0 1.4 2.0 1.4 1.4	
Bülach	Lärchenischlag Chengelboden Lindi Marterloch Bremgspel	BAU	0.6 0.8 0.5 0.6 10.0	0.6 0.9 0.6 0.8 11.5	0.7 1.0 0.6 0.8 14.5	1.1 2.6 1.9 1.8 2.2	1.2 2.8 2.1 2.0 2.4	1.3 3.3 2.3 2.4 2.9	1.3 2.6 2.1 2.0 1.4	1.2 2.0 2.1 2.3 1.8	2.1 2.0 2.1 2.8 2.8	2.9 2.4 2.6 3.8 3.8	3.3 3.9 3.1 5.1 5.1	1.3 4.0 1.8 2.0 2.0	2.1 5.3 2.4 3.5 3.1	2.3 6.8 3.0 3.5 4.5	
			0.3 0.3 0.8 0.5 0.5	0.3 0.3 0.9 0.5 0.5	0.4 0.4 0.9 0.6 0.6	1.2 0.5 1.6 1.8 1.6	1.2 0.6 1.9 1.8 2.0	1.3 0.5 1.5 1.9 2.1	1.2 0.6 1.5 2.0 1.8	1.3 0.6 1.5 2.2 2.0	1.4 1.1 1.8 2.3 2.2	1.5 1.6 2.6 2.3 2.7	0.6 0.7 1.1 0.8 0.8	0.9 1.1 1.8 1.2 1.4	1.0 1.4 2.0 1.4 1.4	1.0 1.4 2.0 1.4 1.4	
			0.7 0.8 0.5 0.6 0.7	0.7 0.8 0.5 0.6 0.7	0.9 0.9 0.6 0.6 1.5	1.5 1.7 1.8 1.8 1.8	1.5 1.7 2.0 2.0 1.8	1.8 1.8 2.0 2.0 1.8	1.5 1.5 1.4 2.0 2.0	1.6 1.6 2.0 2.2 2.4	1.7 1.3 1.7 2.2 2.4	2.2 1.6 2.6 2.3 2.8	2.8 2.8 2.8 2.8 2.8	5.1 5.1 5.1 5.1 5.1	2.0 2.0 2.0 2.0 2.0	3.1 3.1 3.1 3.1 3.1	4.5 4.5 4.5 4.5 4.5
			0.5 0.5 0.6 0.6 0.5	0.5 0.5 0.6 0.6 0.5	0.6 0.6 0.8 0.8 0.6	1.6 1.6 1.8 1.8 1.6	1.6 1.6 2.0 2.0 1.8	1.8 1.8 2.0 2.0 1.8	2.0 2.0 2.2 2.2 2.0	2.2 2.2 2.2 2.2 2.4	2.2 2.2 2.2 2.2 2.4	2.6 2.6 2.8 2.8 2.8	2.8 2.8 2.8 2.8 2.8	5.1 5.1 5.1 5.1 5.1	2.0 2.0 2.0 2.0 2.0	3.5 3.5 3.5 3.5 3.5	4.5 4.5 4.5 4.5 4.5
			0.5 0.5 0.6 0.6 0.5	0.5 0.5 0.6 0.6 0.5	0.6 0.6 0.8 0.8 0.6	1.6 1.6 1.8 1.8 1.6	1.6 1.6 2.0 2.0 1.8	1.8 1.8 2.0 2.0 1.8	2.0 2.0 2.2 2.2 2.0	2.2 2.2 2.2 2.2 2.4	2.2 2.2 2.2 2.2 2.4	2.6 2.6 2.8 2.8 2.8	2.8 2.8 2.8 2.8 2.8	5.1 5.1 5.1 5.1 5.1	2.0 2.0 2.0 2.0 2.0	3.5 3.5 3.5 3.5 3.5	4.5 4.5 4.5 4.5 4.5

Legende:

- kritisch
- unsicher
- erfüllt

Neben den 69 kritischen Fällen bezüglich Ca-Nachlieferung ist die Nachhaltigkeitsbeurteilung in neun weiteren Fällen unsicher. Hier muss das zweite Kriterium bezüglich dem Gesamtvorrat (Tab. 21) zur Beurteilung herangezogen werden. In acht der neun Fälle wird aus einer unsicheren Beurteilung die Beurteilung «erfüllt», da der Gesamtvorrat bei gleichbleibender Bewirtschaftungsintensität in mehr als 10 Umtriebszeiten, also mehr als 1000 Jahren, aufgezehrt würde.

Wie oben bereits aufgezeigt, hat die gewählte Mächtigkeit des Wurzelraumes vor allem beim Ca einen grossen Einfluss auf die Bilanzen bei den unterschiedlichen Bewirtschaftungsszenarien. Gerade in Buchenbeständen dehnt sich der Wurzelraum tiefer aus als die hier angenommenen 40 bis 100 cm. Damit werden dann auch tiefer liegende Horizonte, welche näher der Kalkgrenze sind oder diese bereits enthalten, in die Bilanzierung einbezogen, was die Ca-Bilanzen deutlich verbessert.

Aus Tab. 20 wird weiter ersichtlich, dass die Nachhaltigkeit von Phosphor bezüglich Nährstoffnachlieferung vor allem im Testgebiet Irchel und da vor allem bei der Vollbaumernte in allen Durchforstungsstärken kritisch ist. Dies hängt, wie weiter oben bereits diskutiert (Kap. 4.4) mit der Unsicherheit der P-Verwitterung in Irchel zusammen.

Tab. 21 Nachhaltigkeitsindikatoren bezüglich Gesamtvorrat für die Elemente Ca, Mg, K, N und P für alle Bewirtschaftungsszenarien. Bei Ca, Mg und K werden die Vorräte von austauschbaren Elementgehalten berücksichtigt, bei N die Totalvorräte und bei P die verfügbaren Vorräte. HIGH = stärkere Durchforstung; LOW = schwächere Durchforstung; BAU = business as usual

			Nachhaltigkeitsindikatoren bezüglich Gesamtvorrat														
			Ca			Mg			K			N			P		
			Vollbaum	Stammholz + Astdetritus	nur Stammholz	Vollbaum	Stammholz + Astdetritus	nur Stammholz	Vollbaum	Stammholz + Astdetritus	nur Stammholz	Vollbaum	Stammholz + Astdetritus	nur Stammholz	Vollbaum	Stammholz + Astdetritus	nur Stammholz
Bülach	Lärchenischlag	HIGH	2.9 11.8	4.0 25.5	5.3 -52.0	-7.0 -6.7	-2.4 -6.3	-1.7 -5.8	-2.2 -1.2	-0.8 -1.1	-0.6 -0.6	-2.4 -3.8	-1.9 -3.3	-1.8 -5.6	-3.8 -6.4	-1.5 -4.9	-1.3 -4.5
	Chengelboden		1.6 1.9	2.1 2.6	2.9 5.3	-1.3 -1.9	-1.2 -1.7	-1.1 -1.5	-0.6 -0.8	-0.5 -0.6	-0.5 -0.6	-3.8 -4.1	-3.3 -4.1	-3.1 -2.8	-3.9 -29.2	-3.5 -20.5	-3.3 -17.5
	Lindi		-1.3	-1.3	-1.3	-0.7	-0.6	-0.6	-1.0	-0.7	-0.6	-3.0	-2.6	-2.4	-2.1	-1.5	-1.4
	Marlerloch		0.6 0.5	0.7 0.7	0.7 0.9	-6.8 -6.5	-4.7 -5.0	-4.0 -4.4	-2.0 -6.6	-1.3 -3.2	-1.2 -2.7	-9.5 -4.6	-5.2 -3.2	-4.6 -2.0	3.9 1.3	-37.0 -2.2	-11.7 -1.0
	Brengspel		32.4 2.3	54.6 2.9	88.2 3.8	-6.5 -7.2	-5.0 -6.0	-4.4 -5.2	-3.2 -1.4	-2.7 -1.2	-1.1 -1.1	-3.0 -7.1	-3.2 -4.8	-3.0 -4.2	-280.9 7.6	-14.5 -47.5	-12.0 -12.4
	Irchel		2.6 -1.3	3.3 -1.3	4.5 -1.2	-27.0 -0.7	-22.8 -0.7	-19.7 -0.5	-2.6 -2.3	-2.3 -2.0	-9.0	-6.7	-6.0	7.5	-8.9	-4.7	
Bülach	Lärchenischlag	LOW	4.5 -16.8	6.6 -13.2	10.3 -9.1	-2.2 -6.1	-1.5 -5.9	-1.2 -5.7	-0.9 -1.1	-0.6 -1.1	-0.5 -1.0	-2.2 -5.6	-1.8 -5.2	-1.7 -4.9	-2.2 -3.3	-1.3 -3.2	-1.2 -3.1
	Chengelboden		0.9 3.0	1.0 4.7	1.2 8.5	-1.3 -1.8	-1.2 -1.6	-1.1 -1.5	-0.5 -0.7	-0.5 -0.6	-0.5 -0.6	-4.5 -3.4	-3.8 -2.8	-3.5 -2.6	-7.5 -23.2	-5.6 -17.9	-5.0 -16.7
	Lindi		-1.3 -1.3	-1.2 -1.2	-0.7 -0.7	-0.7 -0.5	-0.5 -1.1	-0.8 -0.8	-0.6 -0.6	-0.6 -0.8	-0.6 -3.1	-2.8 -2.4	-2.4 -2.1	-2.1 -1.7	-1.7 -1.4		
	Marlerloch		0.3 57.1	0.3 133.2	0.4 263.5	-24.3 -5.5	-9.7 -4.6	-4.9 -4.3	-7.3 -3.3	-2.6 -2.3	-1.5 -2.2	32.5 -7.6	-18.9 -4.0	-8.3 -2.4	1.9 0.8	3.8 3.2	10.7 -1.4
	Brengspel		1.3 2.6	1.4 3.0	1.9 3.8	-27.6 -6.7	-24.4 -6.0	-16.8 -5.3	-2.7 -1.3	-2.4 -1.2	-1.8 -1.1	-16.6 -6.0	-11.6 -4.7	-7.2 -4.2	13.6 11.8	-28.6 -11.8	-9.5
	Irchel		0.3 0.3	0.4 0.5	0.4 0.6	-24.3 -0.6	-9.7 0.7	-4.9 1.1	-7.3 0.1	-2.6 0.1	-1.5 0.2	32.5 -7.6	-18.9 -4.0	-8.3 -2.4	1.9 0.8	3.8 3.2	10.7 -1.4
Bülach	Lärchenischlag	BAU	2.9 12.4	4.0 21.8	4.9 -110.9	-6.2 -6.5	-2.3 -6.2	-1.8 -5.7	-2.3 -1.2	-0.8 -1.1	-0.6 -1.0	-2.4 -7.4	-1.9 -6.2	-1.8 -5.5	-3.5 -3.7	-1.5 -3.4	-1.3 -3.3
	Chengelboden		0.9 0.9	1.1 2.4	1.4 4.3	-1.3 -1.9	-1.2 -1.7	-1.1 -1.5	-0.6 -0.7	-0.5 -0.6	-0.5 -0.6	-4.4 -4.1	-3.7 -3.2	-3.4 -2.8	-7.6 -28.9	-5.6 -20.6	-4.9 -17.6
	Lindi		-1.3 -1.3	-1.2 -1.2	-0.7 -0.7	-0.7 -0.6	-0.6 -1.0	-0.7 -0.7	-0.6 -0.6	-0.6 -0.6	-0.6 -0.6	-3.0 -2.6	-2.3 -2.3	-2.1 -2.1	-1.5 -1.5	-1.3	
	Marlerloch		0.4 38.6	0.5 70.6	0.6 103.0	-9.0 -5.8	-5.7 -4.7	-4.2 -4.3	-2.7 -4.6	-1.6 -2.7	-1.2 -2.5	-17.9 -4.2	-7.0 -3.1	-5.4 -2.9	2.8 1.0	12.7 5.2	-38.6 -1.2
	Brengspel		0.4 2.8	0.5 3.5	0.6 4.4	-9.0 -6.8	-5.7 -5.8	-4.2 -5.2	-2.7 -1.3	-1.6 -1.2	-1.2 -1.1	-17.9 -6.0	-7.0 -4.4	-5.4 -4.0	2.8 12.1	12.7 -19.3	-38.6 -10.5
	Irchel		0.4 2.2	0.5 2.6	0.6 3.6	-26.3 -22.8	-18.9 -18.9	-2.6 -2.6	-2.3 -2.3	-2.0 -2.0	-9.5 -7.3	-6.1 -6.1	6.8 -6.0	-16.0 -5.1			

Legende: nicht erfüllt
erfüllt
unkritisch, Vorratsaufbau

4.7 Vergleich frühes vs. spätes Pleistozän

Ein weiteres wichtiges Ziel dieses Projektes, neben der möglichst genauen Abschätzung der relevanten Nährstoffflüsse, ist der Vergleich der Nährstoffnachhaltigkeit zwischen alten und jungen Moränen. Als Motivation für diesen Vergleich steht die Annahme, dass im Mittelland die intensivste Holzernte betrieben wird. Weiter kann angenommen werden, dass in Gebieten mit alten Moränen (frühes Pleistozän), welche während der letzten Vergletscherung nicht mehr von Gletschern überfahren wurden, die Böden weiter entwickelt, damit stärker versauert und vor allem bezüglich basischer Kationen nährstoffärmer sind. Deshalb kann angenommen werden, dass die Nährstoffnachhaltigkeit im Vergleich zu den Gebieten mit jungen Moränen und weniger stark versauerten Böden stärker gefährdet ist.

Interessant ist die Feststellung, dass die stärker verwitterten und versauerten Standorte im Irchel keine signifikant schlechteren Bilanzen der basischen Nährstoffkationen aufweisen – es bestehen nur in der Tendenz geringe Unterschiede, nachdem offensichtliche Differenzen wie beispielsweise grössere geerntete Biomassen in Irchel berücksichtigt wurden.

Bei den Stickstoffbilanzen konnte ein wesentlicher Teil der schlechteren Bilanzen in Irchel mit den dort geringer modellierten N-Depositionen erklärt werden. Auch hier bleiben in der Tendenz nur geringfügig weniger positive N-Bilanzen in Irchel im Vergleich zu Bülach. Und die Phosphorbilanzen konnten wegen grossen Unsicherheiten der P-Verwitterung nicht zuverlässig abgeschätzt werden.

Zudem hat sich gezeigt, dass die Variabilität innerhalb der Testgebiete ist gross ist, sodass praktisch individuell für jeden Standort eine Beurteilung der Nährstoffnachhaltigkeit gemacht werden muss. Durchschnittswerte pro Region verwischen die bestehenden regionalen Unterschiede und sind deshalb für den Einzelstandort wenig aussagekräftig.

Von daher wird es auch schwierig sein, aufgrund von einzelnen Standortsfaktoren wie z.B. dem geologischen Substrat Erkenntnisse über die Nährstoffnachhaltigkeit auf andere Gebiete zu übertragen. Wir sehen deshalb keine Möglichkeit, durch Analogieschlüsse Erkenntnisse dieser Studie zuverlässig auf andere Situationen und Gebiete zu übertragen.

5. Ausblick

Als erfolgversprechendste Lösung sehen wir deshalb nicht eine Modellierung der Nährelementflüsse und deren Bilanzierung für jeden Standort von Interesse in der Schweiz. Das ist viel zu aufwendig. Zudem fehlen vielfach die Daten, um ein solches Ziel anzustreben. Vielmehr wird es realistisch sein, möglichst gute Karten der relevanten Nährelementflüsse für die Schweiz zu erstellen. Aufgrund dieser Karten kann dann für jeden beliebigen Standort eine Bilanz geschätzt werden. Dazu sind Karten der Verwitterung, der Sickerwasserverluste und der Deposition notwendig.

Die Depositionsdaten von Meteotest sind für jeden Koordinatenschnittpunkt und damit flächendeckend für die Schweiz erhältlich. Kürzlich wurde eine Karte der Verwitterung basischer Kationen publiziert (Rihm et al. 2023). Diese Karte basiert auf analogen Verwitterungsrechnungen wie sie im vorliegenden Projekt gemacht wurden. Mit jeder zusätzlichen Verwitterungsmodellierung kann diese Karte im Prinzip verfeinert und damit akkurate werden. Da mit der Modellierung der Verwitterung auch Sickerwasserdaten anfallen, müsste eigentlich eine Extrapolation dieser Sickerwasserdaten auf die Fläche ebenfalls möglich sein. Bisher wurden Verwitterungsraten vor allem für basische Kationen gerechnet. In Zukunft müssten Anstrengungen unternommen werden, um entsprechende Daten auch für andere Nährstoffe wie Phosphor, Schwefel, Mangen, und andere mehr zu erhalten. Damit liegen die Grundlagen für die beiden positiven Flüsse der Bilanzierung (Deposition und Verwitterung) sowie für einen negativen Fluss (Sickerwasserverluste) vor.

Den zweiten Nährstoffexport (durch Holzernte) müsste der Betriebsleiter, der sich für die Bilanzierung und damit für die Nährstoffnachhaltigkeit seiner waldbaulichen Massnahmen interessiert, selber abschätzen. Durch Multiplikation der von ihm geernteten Biomasse mit den Nährelementgehalten der entsprechenden Baumkompartimente kann er den Nährstoffexport durch Holzernte berechnen. Diese Nähr-elementgehalte der Baumkompartimente sind in der Schweiz noch relativ rar. Man müsste deshalb vorerst mit Daten aus den benachbarten Ländern Vorlieb nehmen. Mit der Zeit wird aber eine Datenbank mit Nährelementgehalten von Baumkompartimenten schweizweit erstellt. Im Rahmen des Projektes SwissBiomass haben wir von 16 verschiedenen Baumarten und insgesamt 189 Bäumen Proben pro Baumkompartiment entnommen (siehe Kap. 2.2, Tab. 1). Diese Proben werden zur Zeit am WSL aufgearbeitet und die Elementgehalte in naher Zukunft gemessen. Mit jeder weiteren Untersuchung der Nährelementgehalte in zukünftigen Projekten kann auch diese Datenbank ausgebaut werden.

Verdankungen:

Dieses Projekt wurde realisiert mit Unterstützung der Wald- und Holzforschungsförderung Schweiz (WHFF-CH). Wir danken für die finanzielle Unterstützung.

Für die Unterstützung bei den Feldarbeiten bedanken wir uns bei Marco Walser, Roger Köchli und Behzad Rahimi. Dem Team des Bodenchemielabors WSL und des Zentrallabors WSL danken wir für die zahlreichen Analysen.

Für die Auswahl der Bestände in Bülach und Irchel sowie bei der Hilfe der Probenahme der Baumkompartimente danken wir herzlich den zuständigen Förstern Thomas Kuhn und Hans Beereuter.

Die ertragskundlichen Inventurdaten der Bestände in Bülach und Irchel wurden uns von Nathalie Barengo vom Amt für Landschaft und Natur des Kantons Zürich, Abteilung Wald, zur Verfügung gestellt.

Die bodenkundlichen Daten stammen weitgehend aus unserer Zusammenarbeit mit der Baudirektion des Kantons Zürich, Amt für Landschaft und Natur, Fachstelle Bodenschutz. Es handelt sich um unsere eigenen Analysen an den Bodenprofilen der Waldbodenkartierung. Für die Bewilligung der Verwendung der Daten im Rahmen dieses Projektes sei Ubald Gasser herzlich gedankt.

Literaturliste

- Achat, D. L., Deleuze, C., Landmann, G., Pousse, N., Ranger, J., Augusto, L., 2015: Quantifying consequences of removing harvesting residues on forest soils and tree growth – A meta-analysis. *Forest Ecology and Management* 348: 124-141.
- ALN, 2020: Resultate der Waldinventur 2016 für die Bestände in Bülach und Irchel. Datenauszug geliefert von Anja Bader und Nathalie Barengo, März 2020, Amt für Landschaft und Natur, Abteilung Wald, Waldentwicklung und Ressourcen.
- Alveteg, M., 1998: Dynamics of Forest Soil Chemistry. Ph.D. Thesis, Department of Chemical Engineering II, Lund University.
- Becker, R., Block, J., Schimming, C.-G., Spranger, T., Wellbrock, N., 2000: Critical Loads für Waldökosysteme - Methoden und Ergebnisse für Standorte des Level II-Programms. In: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Arbeitskreis A der Bundesländer Arbeitsgruppe Level II, Bonn (Hrsg.); Bonn, Selbstverlag.
- Belyazid, S., Sverdrup, H., Kurz, D., Braun, S., 2011: Exploring Ground Vegetation Change for Different Deposition Scenarios and Methods for Estimating Critical Loads for Biodiversity Using the ForSAFE-VEG Model in Switzerland and Sweden. *Water, Air, and Soil Pollution* 216 (1-4): 289-317.
- BfS, Bundesamt für Statistik (ed), 2000: Digital soil map 1:200'000 („Bodeneignungskarte“, BEK). Swiss Federal Statistical Office, GEOSTAT, Neuchâtel. http://www.bfs.admin.ch/bfs/portal/de/index/dienstleistungen/servicestelle_geostat/datenbeschreibung/digitale_bodeneignungskarte.html.
- Block, J., Dieler, J., Gauer, J., Greve, M., Moshammer, R., Schuck, J., Schwappacher, V., Wunn, U., 2016: Gewährleistung der Nachhaltigkeit der Nährstoffversorgung bei der Holz- und Biomassenutzung im Rheinland-Pfälzischen Wald. Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz Nr. 79, 231 S.
- Bonten, L.T.C., Reinds, G.J., Posch, M., 2016: A model to calculate effects of atmospheric deposition on soil acidification, eutrophication and carbon sequestration. *Environ Model Softw*, 79: 75-84.
- Bösch, B., Kändler, G., 2012: WEHAM 2012 – Modelle und Algorithmen, Fachkonzept und Spezifikation, FVA Baden-Württemberg: 38 Seiten (unveröffentlichter Projektbericht).
- Bredemeier, M., 1987: Stoffbilanzen, interne Protonenproduktion und Gesamtsäurebelastung des Bodens in verschiedenen Waldökosystemen Norddeutschlands. Bericht Forschungszentrum Waldökosysteme A33, Göttingen.
- Bürgi, M.; Gimmi, U.; Stuber, M., 2013: Assessing traditional knowledge on forest uses to understand forest ecosystem dynamics. *For. Ecol. Manage.* 289: 115-122.
- Burschel, P., Huss, J., 2003: Grundriss des Waldbaus: ein Leitfaden für Studium und Praxis. Pareys Studentexte, ISSN 0939-303X; 2. Auflage, 487 S.
- Didion, M., Herold, A., and Thürig, E., 2019: Whole tree biomass and carbon stock. In Swiss National Forest Inventory – Methods And Models Of The Fourth Assessment, eds C. Fischer and B. Traub (Cham: Springer), 243–248. doi: 10.1007/978-3-030-19293-8_14
- Englisch M., Reiter R., 2009: Standörtliche Nährstoff-Nachhaltigkeit bei der Nutzung von Wald-Biomasse. *BFW-Praxisinformation* 18, 13 – 15.
- Erni V., Lemm R., 1995: Ein Simulationsmodell für den Forstbetrieb – Entwurf, Realisierung und Anwendung. Bericht 341, Eidgenössische Anstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL, Birmensdorf, 89 S.
- Fichter, J., Dambrine, E., Turpault, M.-P., Ranger, J., 1998: Base Cation Supply in Spruce and Beech Ecosystems of the Strengbach Catchment (Vosges Mountains, N-E France). *Water, Air, and Soil Pollution*, Vol. 104 (1-2): 125-148.

- FOEFL (ed), 1994: Critical Loads of Acidity for Forest Soils and Alpine Lakes - Steady State Mass Balance Method. Federal Office of the Environment, Forests and Landscape, Bern. Environmental Series No. 234.
- Forrester, D.I., Nitzsche, J., Schmid, H., 2019: The Experimental Forest Management project: An overview and methodology of the long - term growth and yield plot network. Birmensdorf, Swiss Federal Institute of Forest, Snow and Landscape Research WSL. 73 p.
- FVA (Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg), 2018: Holznutzung und Nährstoffnachhaltigkeit: Abschlussbericht zum Projekt "Energieholzernte und stoffliche Nachhaltigkeit in Deutschland (EnNa)". Fakultät für Umwelt und Natürliche Ressourcen der Universität Freiburg und Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (Hrsg.). Berichte Freiburger Forstliche Forschung, Heft 101, 375 S.
- Gee, G.W., Bauder, J.W., 1986: Particle-size Analysis. In: Klute, A. (Ed.) Methods of Soil Analysis, Part 1, Physical and Mineralogical Methods. 2nd Ed. Soil Sci. Soc. of America, Madison, Wisconsin USA: 383-423.
- Göttlein A., Ettl R., Weis W., 2007: Energieholznutzung und nachhaltige Waldbewirtschaftung – ein Zielkonflikt? Rundgespräche der Kommission für Ökologie, Bd. 33 «Energie aus Biomasse», S. 87-95.
- Herold, A., Zell, J., Rohner, B., Didion, M., Thürig, E., and Rösler, E., 2019: State and change of forest resources. In Swiss National Forest Inventory – Methods And Models Of The Fourth Assessment, eds C. Fischer and B. Traub (Cham: Springer), 205–230.
- Hodson, M.E., Langan, S.J., Wilson, M.J., 1997: A critical evaluation of the use of the PROFILE model in calculating mineral weathering rates. Water Air Soil Pollut, 98: 79-104.
- Hodson, M.E., Langan, S.J., Meriau, S., 1998: Determination of mineral surface area in relation to the calculation of weathering rates. Geoderma, 83: 35-54.
- IAP, 2015: Erfassung und Behandlung gefährdeter Waldstandorte. Bericht 2006 – 2014. Institut für Angewandte Pflanzenbiologie, Schönenbuch. Bericht im Auftrag des BAFU, 168 S. www.bafu.admin.ch/wald.
- Jönsson, C., Warfvinge, P., Sverdrup, H., 1995: Application of the SAFE model to the Solling spruce site. Ecol Model, 83: 85-96.
- Khanna, P.K., Fortmann, H., Meesenburg, H., Eichhorn, J., Meiwas, K.J., 2009: Biomass and element content of foliage and aboveground litterfall on three long-term experimental beech sites: dynamics and significance. In: Brumme, R., Khanna, P.K. (eds.), Functioning and Management of European Beech Ecosystems, Ecological Studies 208: 183-205.
- Kreutzer, K., 1972: Über den Einfluss der Streunutzung auf den Stickstoffhaushalt von Kiefernbeständen (*Pinus silvestris* L.). Forstwissenschaftliches Centralblatt. 91: 263-270.
- Kreutzer, K., 1979: Ökologische Fragen zur Vollbaumernte. Forstwissenschaftliches Centralblatt 98: 298-308.
- Kurz, D., 2021. Quantifizierung der mineralogischen Zusammensetzung der Böden von 10 Standorten der WSL (Projekt "Holzernte und Nährstoffnachhaltigkeit in Buchenbeständen"). EKG Geo-Science, Bern. Technischer Report zH der WSL, Ref.DK-211227.
- Lakanen, E., Erviö, R., 1971: A comparison of eight extractants for the determination of plant available micronutrients in soils. Acta Agralia Fennica 123: 223-232.
- Lemm R., Thees O., Hensler U., Hässig J., Bürgi A., Zimmermann S., 2010: Ein Modell zur Bilanzierung des holzerntebedingten Nährstoffentzugs auf Schweizer Waldböden. Schweiz. Z. Forstwes. 161 (10): 401–412.

- Mey, R., Stadelmann, G., Thürig, E., Bugmann, H., and Zell, J., 2021: From small forest samples to generalised uni-and bimodal stand descriptions. *Methods Ecol. Evol.* 12, 634–645. doi: 10.1111/2041-210x.13566.
- Mey, R.; Zell, J.; Thürig, E.; Stadelmann, G.; Bugmann, H.; Temperli, C., 2022: Tree species admixture increases ecosystem service provision in simulated spruce- and beech-dominated stands. *European Journal of Forest Research*, 141, 801-820. doi: 10.1007/s10342-022-01474-4
- Posch, M., Kurz, D., 2007: A2M – A program to compute all possible mineral modes from geochemical analyses. *Computers & Geosciences*, 33: 563-572.
- Posch, M., 2022: SWWM - A program to compute weathering rates for a multilayer soil profile. User Manual, Version 2.15 – March 2022, IIASA, Laxenburg, Austria.
- Preusser, R., Graf, H.R., Keller, O., Krayss, E. & Schlüchter, C., 2011: Quaternary glaciation history of northern Switzerland. - *Quatern. Sci. J.* 60/2-3, 282-305.
- Rademacher, P., Buss, B., Müller-Using, B., 1999: Waldbau und Nährstoffmanagement als integrierte Aufgabe in der Kiefernwirtschaft auf armen pleistozänen Sanden. *Forst und Holz* 54: 330-335.
- Rademacher, P., Khanna, P.K., Eichhorn, J., Guericke, M., 2009: Tree growth, biomass, and elements in tree components of three beech sites. In: Brumme, R., Khanna, P.K. (eds.), *Functioning and Management of European Beech Ecosystems*, Ecological Studies 208: 105-136.
- Remund, J., 2020: Downscaling CH2018. Berechnung von Meteo- und Trockenheitsindizes für die Waldforschung – Methoden und Resultate (Version 2). METEOTEST, Bern. Bericht zH Bundesamt für Umwelt.
- Rihm, B., Thimonier, A., Albrecht, S., Waldner, P., 2013: Zwischenbericht – Berechnung der Deposition basischer Kationen für Wälder, Provisorische Depositionskarten für Ca, Mg, K, Na und Cl. Interner Projektbericht METEOTEST/WSL vom 28.5.2013 z.H. des Bundesamtes für Umwelt, Abteilung Wald.
- Rihm, B., Achermann, B., 2016: Critical Loads of Nitrogen and their Exceedances. Swiss contribution to the effects-oriented work under the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (UNECE). Federal Office for the Environment, Bern. Environmental studies No. 1642.
- Rihm, B., Künzle, T., 2019: Mapping Nitrogen Deposition 2015 for Switzerland. METEOTEST, Bern. Technical Report on behalf of the Federal Office for the Environment (FOEN).
- Rihm, B., Braun, S., Kurz, D., 2023: Verwitterungskarte für Waldböden der Schweiz. Schweiz. Z. Forstw. 174 (5): 311–313.
- Rohner, B.; Waldner, P.; Lischke, H.; Ferretti, M.; Thürig, E., 2018: Predicting individual-tree growth of central European tree species as a function of site, stand, management, nutrient, and climate effects. *European Journal of Forest Research*, 137, 29-44. doi: 10.1007/s10342-017-1087-7
- Sayer, E.J., 2006: Using experimental manipulation to assess the roles of leaf litter in the functioning of forest ecosystems. *Biol. rev.* 81: 1-31.
- Solomon, D.K., Cerling, T.E., 1987: The annual carbon dioxide cycle in a montane soil: Observations, modelling, and implications for weathering. *Water Resour Res*, 23(12): 2257-2265.
- Stadelmann G., Temperli C., Rohner B., Didion M., Herold A., Rösler E., Thürig E., 2019: Presenting MASSIMO: A Management Scenario Simulation Model to Project Growth, Harvests and Carbon Dynamics of Swiss Forests. *Forests*, 10, 94; doi:10.3390/f10020094.

- Sverdrup, H.U., 1990: The Kinetics of Base Cation Release due to Chemical Weathering. Lund University Press, Lund, Sweden.
- Sverdrup H., Warfvinge P., 1993: Calculating field weathering rates using a mechanistic geochemical model-PROFILE. *J. Appl. Geochem.*, 8: 273-283.
- Teepe, R., Dilling, H., Beese, F., 2003: Estimating water retention curves of forest soils from soil texture and bulk density. *J Plant Nutr Soil Sci*, 166: 111-119.
- Thees, O., Zimmermann, S., Bürgi, A., Lemm, R., 2013: Modellansatz zur Bewertung des Nährstoffentzuges durch Holzernte in der Schweiz. *Freiburger Forstliche Forschung, Berichte*, Heft 94: 109-121.
- Thomas, G.W., 1982: Exchangeable Cations. In: Page, A.L. (Ed.), *Methods of Soil Analysis, Part 2: Chemical and Microbiological Properties*, 2. Auflage; *Agronomy* 9 (2); S. 159-165.
- Thriplleton, T., C. Blattert, L. G. Bont, R. Mey, J. Zell, E. Thürig, and J. Schweier. 2021: A multi-criteria decision support system for strategic planning at the Swiss forest enterprise level: coping with climate change and shifting demands in ecosystem service provisioning. *Frontiers in Forests and Global Change*, 4, 1-18. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.693020>
- Tiktak, A., Bredemeier, M., van Heerden, K., 1995: The Solling dataset – Site characteristics, monitoring data and deposition scenarios. *Ecol Model*, 83: 17-34
- Ulrich, B., 1972: Forstdüngung und Umweltschutz. *Allgemeine Forstzeitschrift* 27 (9/10): 147-148.
- Ulrich, B., Mayer, R., Sommer, U., 1975: Rückwirkungen der Wirtschaftsführung über den Nährstoffhaushalt auf die Leistungsfähigkeit der Standorte. *Forstarchiv* 46: 5-8.
- Ulrich, B., Mayer, R., Khanna, P.K., 1979: Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. *Sauerländer Verlag Frankfurt am Main*, 291 S.
- Ulrich, B., 1987: Stability, elasticity, and resilience of terrestrial ecosystems with respect to matter balance. *Ecological Studies* 61. Berlin, Heidelberg, Germany: Springer. pp. 11-49.
- Ulrich, B., 1988: Ökochemische Kennwerte des Bodens. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 151: 171-176.
- UNECE, 2004: Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads and Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends. UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (LRTAP), Geneva, http://icpmapping.org/Mapping_Manual.
- USDA (United States Department of Agriculture), 2004: Soil Survey Laboratory Methods Manual. *Soil Survey Investigations Report* 42, Version 4.0, November 2004.
- Van der Salm, C., 2001: Assessment of the regional variation in weathering rates of loess and clay soils in The Netherlands. *Water Air Soil Pollut*, 131: 217-243.
- Van Genuchten, M.T., 1980: A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci Soc Am J*, 44: 892-898.
- von Wilpert, K., 2008: Waldbauliche Steuerungsmöglichkeiten des Stoffumsatzes von Waldökosystemen: Am Beispiel von Buchen- und Fichtenvarianten der Conventwald-Fallstudie. *Berichte Freiburger Forstliche Forschung* 40, 237 S.
- Walther, L., Graf, U., Kammer, A., Luster, J., Pezzotta, D., Zimmermann, S., Hagedorn, F., 2010: Determination of organic and inorganic carbon, $\delta^{13}\text{C}$, and nitrogen in soils containing carbonates after acid fumigation with HCl. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 173: 207–216.
- Wittich, W., 1954: Die Melioration streugenutzter Böden. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 73: 211-232.
- Zell, J., 2016: A climate sensitive single tree stand simulator for Switzerland (SwissStandSim). Birmensdorf, Swiss Federal Institute of Forest, Snow and Landscape Research WSL. 107 p.

Schlussbericht des Forschungsprogramms “Wald und Klimawandel” des BAFU und WSL, online verfügbar: www.wsl.ch/wald_klima.

Zell, J., 2018: SwissStandSim: A climate sensitive single tree stand simulator for Switzerland: Schlussbericht im Forschungsprogramm Wald und Klimawandel. <https://www.research-collection.ethz.ch/handle/20.500.11850/311156>

Zell, J., Nitzsche, J., Stadelmann, G., Thürig, E., 2020: SwissStandSim: ein klimasensitives, einzelbaumbasierter Waldwachstumsmodell. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 171:116–123. <https://doi.org/10.3188/szf.2020.0116>

Anhang:

Tab. A1 Dichte und Menge der Feinerde, pH-Werte sowie C- und N-Gehalte in den Bodenprofilen auf dem Irchelplateau. Bedeutung der Profilnummern: 1 = Steig, 2 = Hörnli, 3 = Scharten-flue, 4 = Obermeser, 5 = Schaffhuser. < BG = kleiner Nachweisgrenze, n.b. = nicht bestimmt.

Profil	Horizont	Ober-grenze [cm]	Unter-grenze [cm]	Feinerde-dichte [g/cm³]	Feinerde-menge [kg/m²]	pH CaCl₂	N_tot [%]	C_tot [%]	C_org [%]
1	L	2.0	0.5	0.10	1.50	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	F	0.5	0.0	0.15	0.75	3.87	2.19	39.37	39.37
	A	0.0	-15.0	0.98	121.27	3.73	0.26	4.80	4.80
	EIB	-15.0	-40.0	1.15	237.19	3.86	0.05	0.92	0.92
	Bt	-40.0	-140.0	1.35	1113.77	3.66	0.03	0.00	0.00
	BC	-140.0	-200.0	1.43	708.15	3.98	0.04	0.00	0.00
2	L	1.0	0.0	0.10	1.00	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	0.0	-6.0	0.99	58.94	3.96	0.24	4.46	4.46
	(A)B	-6.0	-25.0	0.99	186.63	3.84	0.06	0.99	0.99
	(Sw)B	-25.0	-65.0	1.41	535.08	3.68	0.03	0.23	0.23
	Sd1	-65.0	-90.0	1.41	291.02	3.72	< BG	< BG	< BG
	Sd2	-90.0	-160.0	1.44	629.18	3.87	< BG	< BG	< BG
	Sd3	-160.0	-225.0	1.51	613.27	4.10	< BG	< BG	< BG
3	L	2.0	0.0	0.10	2.00	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	0.0	-6.0	0.59	21.99	4.38	0.29	5.58	5.58
	(E)AB	-6.0	-15.0	0.59	32.99	4.26	0.22	3.92	3.92
	(E)Bv	-15.0	-40.0	0.85	132.83	3.76	0.05	0.92	0.92
	(E)CBv	-40.0	-60.0	1.08	80.86	3.77	0.04	0.39	0.39
	(Bt)C	-60.0	-100.0	1.08	53.90	4.31	0.04	0.31	0.31
	Cca	-100.0	-140.0	1.13	56.59	7.55	< BG	2.37	0.25
4	L	1.5	0.0	0.10	1.50	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	0.0	-6.0	0.72	35.50	3.38	0.49	8.94	8.94
	(EA)B	-6.0	-16.0	0.72	59.16	3.61	0.10	1.86	1.86
	(E)Bcn1	-16.0	-35.0	1.04	162.73	3.66	0.06	0.97	0.97
	(E)Bcn2	-35.0	-50.0	1.04	128.47	3.65	0.04	0.49	0.49
	B(t),cn	-50.0	-65.0	1.24	153.54	3.51	0.03	0.18	0.18
	Sw	-65.0	-95.0	1.21	299.46	3.60	0.03	0.12	0.12
	Sd	-95.0	-130.0	1.34	388.21	3.68	0.03	0.13	0.13
	SdC	-130.0	-220.0	1.30	437.75	3.90	0.03	0.11	0.11
5	L	2.0	0.0	0.10	2.00	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	0.0	-10.0	0.67	54.98	3.96	0.20	3.29	3.29
	(E)AB	-10.0	-20.0	0.72	59.39	3.90	0.12	1.93	1.93
	B(t)	-20.0	-40.0	0.89	147.34	4.11	0.08	1.07	1.07
	Bcn	-40.0	-55.0	1.06	131.56	5.09	0.05	0.48	0.48
	CB	-55.0	-80.0	0.91	85.40	6.74	0.04	0.47	0.35
	(Bcn)Cca	-80.0	-120.0	1.36	538.03	7.44	0.04	3.85	0.42
	Rca	-120.0	-130.0	1.47	18.36	n.b.	n.b.	n.b.	< BG

Tab. A2 Dichte und Menge der Feinerde, pH-Werte sowie C- und N-Gehalte in den Bodenprofilen in Bülach. Bedeutung der Profilnummern: 1 = Lärchenischlag, 2 = Chengelboden, 3 = Brengspel, 4 = Marterloch, 5 = Lindi. < BG = kleiner Nachweisgrenze, n.b. = nicht bestimmt.

Profil	Hori-zont	Ober-grenze [cm]	Unter-grenze [cm]	Feinerde-dichte [g/cm ³]	Feinerde-menge [kg/m ²]	pH CaCl ₂	N_tot [%]	C_tot [%]	C_org [%]
1	L	1.5	0.0	0.10	1.50	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	0.0	-10.0	0.67	55.61	4.05	0.31	4.23	4.23
	(E)AB	-10.0	-30.0	0.72	90.05	3.97	0.13	1.93	1.93
	B(t)	-30.0	-50.0	0.74	55.30	3.62	0.05	0.55	0.55
	CBv	-50.0	-80.0	0.78	87.56	5.49	0.00	0.34	0.34
	Cca1	-80.0	-110.0	0.78	29.15	7.72	0.00	3.27	< BG
	Cca2	-110.0	-135.0	0.81	25.36	7.66	0.00	3.56	< BG
2	L	3.0	0.5	0.10	2.50	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	[F]	0.5	0.0	0.15	0.75	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	0.0	-6.0	0.91	54.16	3.74	0.39	5.56	5.56
	(A)B	-6.0	-20.0	0.91	126.37	3.64	0.11	1.37	1.37
	Bv	-20.0	-40.0	1.19	196.07	3.63	0.08	0.84	0.84
	BSw	-40.0	-60.0	1.28	252.55	3.60	0.05	0.40	0.40
	Sw	-60.0	-100.0	1.49	590.03	3.68	0.03	< BG	< BG
	2Sw	-100.0	-140.0	1.55	613.07	4.17	0.04	< BG	< BG
	2Sd	-140.0	-195.0	1.59	867.48	4.38	0.03	< BG	< BG
	IIcfa	-195.0	-220.0	1.46	45.68	7.58	< BG	3.54	< BG
	IIcfa	-220.0	-250.0	1.46	45.68	7.58	< BG	3.54	< BG
3	L	1.0	0.0	0.10	1.00	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	0.0	-15.0	0.67	83.43	4.45	0.23	3.33	3.33
	(A)B	-15.0	-30.0	0.72	67.09	4.44	0.09	1.18	1.18
	AB	-30.0	-40.0	0.79	9.93	5.12	0.05	0.55	0.55
	Cca1	-40.0	-70.0	0.71	26.52	7.66	< BG	4.63	0.34
	Cb,ca	-70.0	-90.0	1.15	227.26	7.65	0.04	5.61	0.45
	AbCca	-90.0	-95.0	1.10	54.30	7.36	0.23	10.76	4.38
	Cca2	-95.0	-125.0	1.01	38.00	7.76	< BG	5.16	< BG
	IIcfa	-125.0	-150.0	1.01	38.00	7.76	< BG	5.16	< BG
4	L	1.0	0.0	0.10	1.00	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	0.0	-5.0	0.91	43.40	3.55	0.34	5.12	5.12
	(EA)B	-5.0	-25.0	0.91	150.76	3.80	0.07	0.92	0.92
	(E)B(cn)	-25.0	-60.0	1.09	314.47	3.69	0.04	0.39	0.39
	B(t,cn)	-60.0	-80.0	1.10	137.73	3.65	0.04	0.29	0.29
	CB(t)	-80.0	-105.0	0.95	89.41	3.85	0.04	0.32	0.32
	Cca	-105.0	-140.0	0.95	41.64	7.36	< BG	2.95	< BG
5	L	3.0	1.0	0.10	2.00	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	F	1.0	0.0	0.15	1.50	4.56	1.69	36.51	36.51
	Ah	0.0	-4.0	0.88	34.95	3.65	0.35	4.95	4.95
	(EA)B	-4.0	-20.0	0.88	139.80	3.77	0.11	1.48	1.48
	(E)B	-20.0	-40.0	1.17	222.28	3.79	0.08	1.04	1.04
	B(t)	-40.0	-55.0	0.87	123.28	3.71	0.03	0.25	0.25
	CB(t)	-55.0	-80.0	0.87	135.18	3.60	0.04	0.21	0.21
	B(t)	-80.0	-100.0	1.33	263.17	3.75	< BG	< BG	< BG
	Cca	-100.0	-155.0	1.20	82.36	7.53	< BG	3.42	< BG
	IIcfa	-155.0	-180.0	1.20	82.36	7.53	< BG	3.42	< BG

Tab. A3 Austauschbare Kationen, Kationenaustauschkapazität und Basensättigung in den Bodenprofilen auf dem Irchelplateau. Bedeutung der Profilnummern: 1 = Steig, 2 = Hörnli, 3 = Schartenflue, 4 = Obermeser, 5 = Schaffhuser. CEC = Kationenaustauschkapazität, BS = Basensättigung, < BG = kleiner Nachweisgrenze, n.b. = nicht bestimmt.

Profil	Horizont	Austauschbare Kationen und Kationenaustauschkapazität [mmol _c /kg]									BS [%]
		Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	H	CEC	
1	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	F	2.8	166.0	0.20	15.61	25.2	100.8	1.03	44.6	356.7	58.3
	A	26.5	4.1	0.09	1.54	1.6	19.5	0.00	19.4	72.7	10.0
	EIB	36.1	0.8	0.02	0.21	0.5	2.1	0.00	10.0	49.8	3.1
	Bt	113.4	8.8	0.02	2.44	17.8	1.2	0.04	13.4	157.1	18.5
	BC	51.5	55.4	0.01	2.81	36.2	1.0	0.17	7.0	154.1	61.4
2	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	17.1	20.3	0.43	2.19	4.0	15.9	< BG	9.4	69.5	38.2
	(A)B	31.5	1.9	0.14	0.69	0.8	4.2	< BG	7.2	46.5	7.3
	(Sw)B	41.9	3.5	< BG	1.10	4.0	1.4	< BG	5.8	57.8	14.9
	Sd1	34.2	31.5	< BG	2.31	30.3	0.9	< BG	4.6	104.0	61.7
	Sd2	17.3	41.6	< BG	2.00	32.2	0.7	0.24	4.2	98.2	77.4
	Sd3	8.3	61.7	< BG	2.16	36.1	1.1	0.55	3.6	113.6	88.5
3	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	4.1	50.5	0.10	2.73	7.0	15.2	< BG	6.0	85.6	70.3
	(E)AB	6.2	37.5	0.09	1.83	5.1	12.1	< BG	5.9	68.9	64.5
	(E)Bv	28.3	5.9	0.15	0.00	1.2	3.2	< BG	5.2	44.1	16.2
	(E)CBv	32.4	20.2	< BG	0.54	5.7	2.8	< BG	5.9	67.6	39.1
	(Bt)C	10.4	118.9	< BG	1.89	10.7	2.7	< BG	4.1	148.7	88.4
	Cca	< BG	171.0	< BG	0.71	0.9	< BG	< BG	< BG	172.6	100.0
4	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	27.1	31.5	3.43	1.74	4.0	23.1	< BG	21.6	112.7	33.0
	(EA)B	35.5	2.0	0.22	0.53	0.6	8.8	< BG	10.5	58.3	5.4
	(E)Bcn1	36.6	0.8	0.06	0.54	0.4	4.5	< BG	7.6	50.6	3.5
	(E)Bcn2	43.2	1.3	< BG	0.61	0.4	1.7	< BG	5.4	52.6	4.3
	B(t),cn	61.6	3.0	< BG	1.40	1.6	1.0	< BG	6.3	75.0	8.0
	Sw	116.7	31.9	< BG	3.95	17.7	1.3	< BG	9.3	180.9	29.6
	Sd	99.7	49.9	< BG	3.75	29.4	0.7	< BG	7.9	191.4	43.4
	SdC	32.3	47.0	< BG	2.11	20.4	1.9	< BG	4.1	107.9	64.4
5	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	21.2	93.3	0.12	2.22	10.5	5.5	0.34	6.9	140.0	75.9
	(E)AB	33.8	84.5	0.11	1.59	6.1	5.0	0.45	6.6	138.3	67.0
	B(t)	18.2	147.1	< BG	2.72	8.4	3.1	0.60	5.8	186.1	85.4
	Bcn	0.9	175.7	< BG	3.60	7.1	0.9	0.56	2.3	191.1	97.8
	CB	< BG	261.6	< BG	3.12	4.1	0.0	0.41	1.2	270.4	99.6
	(Bcn)Cca	< BG	272.5	< BG	3.34	3.5	< BG	0.39	< BG	279.7	100.0
	Rca	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

Tab. A4 Austauschbare Kationen, Kationenaustauschkapazität und Basensättigung in den Bodenprofilen in Bülach. Bedeutung der Profilnummern: 1 = Lärchenischlag, 2 = Chengelboden, 3 = Brengspel, 4 = Marterloch, 5 = Lindi. CEC = Kationenaustauschkapazität, BS = Basensättigung, < BG = kleiner Nachweisgrenze, n.b. = nicht bestimmt.

Profil	Horizont	Austauschbare Kationen und Kationenaustauschkapazität [mmol _c /kg]								BS [%]
		Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	H	
1	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	19.4	17.2	0.24	2.16	3.3	6.6	0.15	8.1	57.2
	(E)AB	26.1	3.8	0.26	0.55	0.7	1.5	< BG	3.8	36.7
	B(t)	60.7	5.2	0.38	0.71	1.2	0.6	0.16	5.2	74.1
	CBv	< BG	97.0	< BG	0.52	3.0	0.9	0.14	1.5	103.1
	Cca1	< BG	122.8	< BG	< BG	1.0	0.1	< BG	< BG	123.8
	Cca2	< BG	123.7	< BG	0.56	1.1	0.1	< BG	< BG	125.4
2	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	[F]	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	21.7	25.6	1.41	3.32	6.6	13.7	0.25	11.1	83.8
	(A)B	41.4	1.6	0.78	0.96	0.7	1.2	0.16	5.9	52.8
	Bv	44.5	0.6	0.46	1.13	0.5	0.8	0.22	5.0	53.3
	BSw	64.2	2.5	0.30	1.63	1.2	0.3	0.21	5.3	75.8
	Sw	35.7	24.5	< BG	2.58	19.2	0.2	0.52	3.7	86.4
	2Sw	9.0	48.3	< BG	2.09	22.3	0.1	0.39	2.4	84.7
	2Sd	8.1	48.8	< BG	2.02	16.1	0.0	0.36	2.9	78.3
	IIcca	< BG	170.3	< BG	1.01	2.3	< BG	0.40	< BG	174.0
3	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	5.2	44.8	0.08	1.59	4.3	9.7	< BG	4.1	69.8
	(A)B	10.0	27.3	0.06	0.69	1.1	1.5	< BG	2.3	42.9
	AB	0.2	87.6	< BG	0.98	1.7	0.9	0.30	1.9	93.6
	Cca1	< BG	146.5	< BG	0.69	1.0	0.0	0.19	< BG	148.4
	Cb,ca	< BG	152.6	< BG	0.63	0.9	0.0	< BG	< BG	154.1
	AbCca	< BG	282.9	< BG	0.84	2.5	0.2	0.42	< BG	286.8
	Cca2	< BG	142.4	< BG	0.59	0.9	< BG	< BG	< BG	143.9
4	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	33.8	15.3	2.11	1.52	3.6	6.9	0.17	7.5	70.9
	(EA)B	30.6	1.0	0.10	0.64	0.5	2.1	0.13	3.7	38.9
	(E)B(cn)	46.0	1.1	0.07	0.94	0.8	1.1	0.31	4.1	54.4
	B(t,cn)	67.8	35.2	0.08	2.54	11.4	1.8	0.43	4.8	124.2
	CB(t)	30.1	53.2	< BG	2.21	19.2	1.5	0.52	2.3	109.0
	Cca	< BG	149.2	< BG	0.91	2.9	0.1	0.20	< BG	153.3
5	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	F	1.8	287.2	0.42	17.04	48.6	53.8	1.76	24.7	435.8
	Ah	28.5	15.7	1.70	2.06	4.5	5.9	0.19	8.8	67.4
	(EA)B	31.7	3.3	0.20	0.87	1.2	1.7	0.11	4.2	43.4
	(E)B	30.4	2.7	0.13	0.64	1.0	1.4	0.15	3.4	39.9
	B(t)	39.9	4.1	0.07	0.94	1.3	0.8	0.11	3.3	50.6
	CB(t)	56.8	14.6	0.08	1.63	4.8	0.9	0.39	4.5	83.8
	B(t)	29.5	19.0	0.09	1.12	14.3	0.7	0.36	2.4	67.5
	Cca	< BG	151.8	< BG	0.88	2.4	0.0	0.17	< BG	155.2

Tab. A5 Pflanzenverfügbare Elementgehalte (NH_4 -Acetat-EDTA-extrahierbar) in den Bodenprofilen auf dem Irchelplateau. Bedeutung der Profilnummern: 1 = Steig, 2 = Hörnli, 3 = Schartenflue, 4 = Obermeser, 5 = Schaffhuser. < BG = kleiner Nachweisgrenze, n.b. = nicht bestimmt.

Profil	Horizont	Pflanzenverfügbare Elementgehalte [mg/kg]							
		Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	P	S
1	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	F	4204.3	333.9	648.9	314.3	4985.4	75.9	325.9	118.9
	A	78.4	373.0	66.1	20.2	1160.0	5.3	25.4	49.6
	EIB	15.9	61.7	16.3	7.2	132.0	6.8	2.2	112.0
	Bt	172.0	73.6	103.0	224.0	67.6	9.5	1.1	65.9
	BC	1100.0	91.2	123.0	463.0	74.3	12.6	5.6	13.0
2	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	537.0	352.7	98.5	55.2	530.2	6.0	25.9	49.5
	(A)B	37.9	76.4	< BG	10.6	146.7	6.0	< BG	36.4
	(Sw)B	74.3	93.3	35.9	45.4	73.4	10.7	< BG	74.2
	Sd1	652.3	114.9	80.8	369.2	236.1	16.8	< BG	52.2
	Sd2	869.6	106.6	65.1	394.9	219.8	19.0	< BG	23.5
3	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	1179.5	214.8	97.3	84.5	554.1	11.4	27.0	30.7
	(E)AB	730.2	177.5	57.0	55.2	401.9	10.0	22.7	28.7
	(E)Bv	108.6	61.7	< BG	14.2	88.7	7.9	< BG	20.1
	(E)CBv	437.1	59.5	34.4	77.6	164.4	15.4	< BG	20.6
	(Bt)C	2560.8	98.8	74.3	132.2	326.6	21.5	< BG	15.0
4	Cca	61051.1	205.2	43.5	276.4	263.2	19.0	< BG	26.4
	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	565.6	935.8	71.9	43.8	682.6	12.1	75.4	74.4
	(EA)B	43.9	281.8	< BG	8.5	337.5	7.8	18.5	28.4
	(E)Bcn1	18.7	177.8	< BG	6.3	218.9	8.4	9.0	58.4
	(E)Bcn2	24.6	191.3	< BG	5.4	103.8	9.1	19.3	57.9
5	B(t),cn	46.8	249.4	49.1	13.9	71.7	10.9	38.9	49.4
	Sw	587.7	149.9	160.3	228.3	165.3	14.6	< BG	36.3
	Sd	977.8	241.6	138.5	335.1	444.5	14.3	< BG	56.6
	SdC	953.0	343.4	86.3	255.2	1560.2	15.2	< BG	38.3
	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	2003.9	301.4	80.4	115.9	422.9	10.4	9.2	19.3
5	(E)AB	1690.0	263.3	57.0	78.1	493.4	10.2	6.6	15.0
	B(t)	2800.0	153.1	88.0	106.4	601.9	13.6	< BG	9.1
	Bcn	3370.0	71.4	103.6	90.5	341.3	11.3	< BG	< BG
	CB	7913.9	74.8	128.4	73.2	377.2	15.4	< BG	< BG
	(Bcn)Cca	86694.9	139.6	93.4	352.3	163.4	18.9	7.1	38.6
	Rca	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

Tab. A6 Pflanzenverfügbare Gehalte von Aluminium, einigen Schwermetallen und Spurenelementen (NH₄-Acetat-EDTA-extrahierbar) in den Bodenprofilen auf dem Irchelplateau. Bedeutung der Profilnummern: 1 = Steig, 2 = Hörnli, 3 = Schartenflue, 4 = Obermeser, 5 = Schaffhuser. < BG = kleiner Nachweisgrenze, n.b. = nicht bestimmt.

Profil	Hori-zont	Pflanzenverfügbare Elementgehalte [mg/kg]							
		Al	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
1	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	F	105.4	< BG	< BG	< BG	7.88	4.04	29.22	40.92
	A	458.0	0.11	1.05	0.52	1.29	8.60	14.55	2.93
	EIB	489.0	0.07	0.44	0.17	0.26	0.78	2.22	1.47
	Bt	1130.0	0.08	0.97	0.10	1.06	1.58	3.83	1.62
	BC	582.0	0.08	0.42	0.12	1.03	2.85	2.24	1.50
2	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	410.5	< BG	1.13	< BG	1.46	0.68	13.30	2.72
	(A)B	387.1	< BG	4.83	< BG				
	(Sw)B	423.6	< BG	< BG	< BG	0.58	< BG	3.56	1.01
	Sd1	401.7	< BG	2.54	< BG	1.70	1.56	5.65	0.69
	Sd2	226.3	< BG	2.88	< BG	1.22	1.65	4.86	< BG
	Sd3	137.3	< BG	2.07	< BG	1.21	2.47	4.60	0.62
3	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	286.9	< BG	< BG	< BG	1.42	0.92	10.31	6.19
	(E)AB	312.7	< BG	< BG	< BG	1.15	0.81	9.70	3.97
	(E)Bv	289.1	< BG	2.64	1.07				
	(E)CBv	357.9	< BG	< BG	< BG	0.56	1.03	3.18	0.66
	(Bt)C	139.1	< BG	< BG	< BG	0.71	1.86	3.06	< BG
	Cca	43.4	< BG	< BG	< BG	0.80	1.73	< BG	< BG
4	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	459.1	< BG	1.88	< BG	3.25	1.35	24.59	6.10
	(EA)B	439.9	< BG	1.48	< BG	0.56	< BG	5.69	1.26
	(E)Bcn1	411.2	< BG	1.27	< BG	< BG	< BG	4.19	1.17
	(E)Bcn2	455.5	< BG	0.69	< BG	< BG	< BG	3.19	1.07
	B(t),cn	563.9	< BG	< BG	< BG	0.86	< BG	2.72	1.40
	Sw	1290.3	< BG	2.29	< BG	2.88	3.53	3.87	4.87
	Sd	1002.6	< BG	4.50	< BG	2.92	5.42	5.28	3.58
	SdC	399.8	< BG	2.81	< BG	3.10	16.04	3.26	3.02
5	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	386.9	< BG	0.98	< BG	1.48	4.20	12.86	2.51
	(E)AB	396.5	< BG	1.26	< BG	0.98	5.88	9.08	2.00
	B(t)	209.6	< BG	1.46	< BG	1.00	8.20	5.79	< BG
	Bcn	75.9	< BG	1.39	< BG	< BG	4.43	4.41	< BG
	CB	62.3	< BG	1.91	< BG	< BG	3.33	3.72	< BG
	(Bcn)Cca	31.4	< BG	< BG	< BG	0.86	< BG	< BG	< BG
	Rca	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

Tab. A7 Pflanzenverfügbare Elementgehalte (NH_4 -Acetat-EDTA-extrahierbar) in den Bodenprofilen in Bülach. Bedeutung der Profilnummern: 1 = Lärchenischlag, 2 = Chengelboden, 3 = Brengspel, 4 = Marterloch, 5 = Lindi. < BG = kleiner Nachweisgrenze, n.b. = nicht bestimmt.

Profil	Hori-zont	Pflanzenverfügbare Elementgehalte [mg/kg]							
		Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	P	S
1	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	340.7	169.9	77.9	37.7	198.7	13.0	32.4	31.5
	(E)AB	98.7	79.6	< BG	8.6	46.6	9.4	13.8	20.9
	B(t)	149.3	93.5	33.3	15.2	25.9	13.1	< BG	24.4
	CBv	2482.9	72.3	< BG	74.3	99.2	14.0	< BG	< BG
	Cca1	66971.9	365.0	< BG	436.2	164.5	20.8	< BG	< BG
	Cca2	64163.5	380.3	< BG	468.2	166.0	20.0	< BG	< BG
2	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	[F]	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	571.8	1086.1	134.4	83.8	498.6	15.4	129.3	65.3
	(A)B	33.5	321.1	36.2	8.2	42.5	11.6	57.0	30.4
	Bv	14.1	252.2	44.4	6.8	35.4	12.6	46.7	30.1
	BSw	51.0	322.6	62.6	15.6	15.2	15.8	36.7	19.2
	Sw	506.8	340.1	93.0	249.4	12.5	22.9	36.5	7.8
	2Sw	1046.0	810.8	82.1	281.2	3.5	22.2	100.9	8.1
	2Sd	1049.5	295.1	77.2	203.3	5.3	21.5	30.5	9.6
	IIcca	76997.4	477.4	47.0	518.7	455.1	30.4	22.8	24.6
3	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	1001.0	255.5	55.9	50.4	396.3	14.1	27.6	25.6
	(A)B	624.0	91.3	< BG	14.4	69.3	15.8	8.8	13.6
	AB	1957.6	118.6	< BG	23.7	123.8	16.6	< BG	10.0
	Cca1	88011.8	376.7	< BG	395.1	192.1	17.6	9.5	33.9
	Cb,ca	92814.8	272.8	< BG	313.6	139.9	20.9	10.9	43.9
	AbCca	92808.5	90.3	< BG	151.3	61.1	37.5	50.6	210.2
	Cca2	91613.6	426.5	< BG	494.7	208.3	18.2	8.0	25.4
4	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	301.7	939.8	51.2	44.7	257.7	14.1	114.4	71.1
	(EA)B	20.3	118.0	< BG	8.1	98.2	10.2	32.9	26.4
	(E)B(cn)	24.2	114.6	< BG	11.8	65.1	11.9	15.3	30.5
	B(t,cn)	706.8	186.2	91.8	142.7	147.7	18.9	12.4	27.2
	CB(t)	1058.2	189.2	77.9	235.0	146.9	20.8	17.8	14.9
	Cca	39087.5	227.9	< BG	271.7	136.8	11.4	12.8	< BG
5	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	F	5206.6	352.7	315.0	275.6	1766.0	12.1	167.6	40.1
	Ah	269.0	396.7	41.7	32.5	152.5	3.2	47.1	19.4
	(EA)B	46.2	94.8	< BG	8.8	36.6	< BG	25.5	< BG
	(E)B	51.6	154.8	< BG	12.1	56.4	5.5	47.0	21.2
	B(t)	77.3	164.0	34.4	15.3	64.2	6.3	45.7	21.0
	CB(t)	294.7	161.7	58.9	61.8	63.3	12.7	20.5	22.7
	B(t)	404.0	113.0	44.1	175.1	68.9	13.4	20.6	9.4
	Cca	61959.4	340.8	48.1	407.7	201.3	21.4	19.5	20.2

Tab. A8 Pflanzenverfügbare Gehalte von Aluminium, einigen Schwermetallen und Spurenelementen (NH_4 -Acetat-EDTA-extrahierbar) in den Bodenprofilen in Bülach. Bedeutung der Profilnummern: 1 = Lärchenischlag, 2 = Chengelboden, 3 = Brengspel, 4 = Marterloch, 5 = Lindi. < BG = kleiner Nachweisgrenze, n.b. = nicht bestimmt.

Profil	Hori-zont	Pflanzenverfügbare Elementgehalte [mg/kg]							
		Al	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
1	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	637.1	< BG	< BG	< BG	1.46	< BG	9.91	2.68
	(E)AB	576.6	< BG	3.74	0.86				
	B(t)	699.5	< BG	< BG	< BG	0.47	< BG	5.09	1.08
	CBv	314.2	< BG	< BG					
	Cca1	29.6	< BG	< BG	< BG	< BG	0.92	< BG	< BG
	Cca2	33.6	< BG	< BG	< BG	< BG	1.05	< BG	< BG
2	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	[F]	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	568.9	< BG	0.92	0.68	2.39	1.36	20.70	4.33
	(A)B	634.8	< BG	< BG	< BG	1.41	< BG	3.96	1.44
	Bv	571.6	< BG	< BG	< BG	1.20	< BG	3.99	1.21
	BSw	699.4	< BG	< BG	< BG	1.96	< BG	4.84	1.33
	Sw	421.9	< BG	1.43	< BG	2.99	2.67	5.14	1.73
	2Sw	218.2	< BG	< BG	< BG	2.34	2.60	5.51	1.08
	2Sd	125.5	< BG	< BG	< BG	3.42	2.14	5.92	1.12
	II Cca	34.5	< BG	< BG	< BG	< BG	1.22	< BG	1.20
3	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	403.2	< BG	< BG	< BG	2.09	1.10	10.90	3.92
	(A)B	294.4	< BG	< BG	< BG	0.69	< BG	4.00	0.82
	AB	163.3	< BG	< BG	< BG	0.67	< BG	2.82	< BG
	Cca1	28.9	< BG	1.30	< BG	1.55	< BG	< BG	0.94
	Cb, ca	20.7	< BG	0.94	< BG	1.74	< BG	< BG	0.76
	AbCca	0.0	< BG	< BG	< BG	3.30	0.74	< BG	1.50
	Cca2	33.4	< BG	1.25	< BG	0.96	< BG	< BG	1.01
4	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	735.9	< BG	< BG	< BG	1.77	< BG	19.47	2.95
	(EA)B	477.5	< BG	< BG	< BG	0.55	< BG	3.03	0.97
	(E)B(cn)	530.1	< BG	< BG	< BG	0.58	< BG	3.35	0.83
	B(t, cn)	759.5	< BG	0.71	< BG	1.36	0.94	4.78	1.40
	CB(t)	365.2	< BG	0.71	< BG	0.78	1.05	4.64	< BG
	Cca	20.3	< BG	< BG					
5	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	F	117.5	< BG	< BG	< BG	2.75	2.36	13.33	28.20
	Ah	348.8	< BG	7.58	2.68				
	(EA)B	281.8	< BG	2.56	0.76				
	(E)B	490.7	< BG	< BG	< BG	0.81	< BG	3.43	< BG
	B(t)	486.5	< BG	< BG	< BG	1.01	< BG	3.51	< BG
	CB(t)	687.7	< BG	< BG	< BG	1.17	< BG	4.38	< BG
	B(t)	337.6	< BG	< BG	< BG	0.93	< BG	2.70	< BG
	Cca	46.7	< BG	< BG	< BG	1.20	< BG	< BG	< BG

Tab. A9 Totalgehalte an Elementoxiden in den Bodenprofilen auf dem Irchelplateau. Bedeutung der Profilnummern: 1 = Steig, 2 = Hörnli, 3 = Schartenflue, 4 = Obermeser, 5 = Schaffhuser. < BG = kleiner Nachweisgrenze, n.b. = nicht bestimmt.

Profil	Horizont	Totalgehalte von Elementoxiden [%]										
		Na ₂ O	MgO	Al ₂ O ₃	SiO ₂	P ₂ O ₅	SO ₃	K ₂ O	CaO	TiO ₂	MnO	Fe ₂ O ₃
1	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	F	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	A	0.29	0.34	5.00	80.10	< BG	0.13	0.77	0.16	0.43	0.38	2.30
	EIB	0.38	0.46	6.20	83.90	0.10	0.09	0.90	0.14	0.49	0.13	2.70
	Bt	0.46	1.43	12.50	70.10	0.14	0.04	1.95	0.16	0.64	0.11	5.70
	BC	0.17	1.16	10.70	72.30	0.32	< BG	1.50	0.24	0.40	0.17	6.00
2	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	0.72	0.46	6.58	73.23	0.07	< BG	1.18	0.26	0.53	0.13	2.24
	(A)B	0.76	0.61	7.99	81.16	0.04	< BG	1.34	0.22	0.61	0.09	2.64
	(Sw)B	0.76	0.76	9.16	80.65	0.04	< BG	1.48	0.21	0.61	0.07	3.21
	Sd1	0.37	0.91	10.81	76.24	0.05	< BG	1.56	0.22	0.54	0.11	4.82
	Sd2	0.31	0.72	10.57	77.27	0.05	< BG	1.41	0.23	0.65	0.07	4.20
	Sd3	0.26	0.80	10.72	77.26	0.08	< BG	1.38	0.30	0.58	0.11	4.75
3	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	0.28	0.24	3.67	81.57	0.07	< BG	0.61	0.35	0.32	0.12	1.67
	(E)AB	0.30	0.24	3.84	85.28	0.06	< BG	0.63	0.28	0.34	0.11	1.73
	(E)Bv	0.30	0.27	4.22	88.72	0.03	< BG	0.65	0.17	0.35	0.07	1.96
	(E)CBv	0.28	0.55	6.55	84.17	0.05	< BG	0.95	0.20	0.33	0.12	3.54
	(Bt)C	0.23	0.98	10.21	76.01	0.09	< BG	1.32	0.59	0.39	0.19	5.53
	Cca	0.23	0.68	5.62	69.51	0.08	< BG	1.26	10.41	0.29	0.13	2.30
4	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	0.25	0.28	4.84	74.65	0.17	< BG	0.96	0.20	0.47	0.16	2.13
	(EA)B	0.26	0.35	5.30	84.16	0.14	< BG	1.03	0.15	0.53	0.20	2.40
	(E)Bcn1	0.25	0.38	5.75	85.68	0.12	< BG	1.10	0.14	0.55	0.16	2.35
	(E)Bcn2	0.27	0.43	6.37	84.42	0.20	< BG	1.23	0.15	0.54	0.19	2.78
	B(t),cn	0.26	0.55	7.26	83.79	0.22	< BG	1.43	0.15	0.56	0.13	2.88
	Sw	0.13	1.24	12.68	72.88	0.12	< BG	1.99	0.17	0.64	0.11	5.10
	Sd	0.11	1.21	12.20	71.80	0.15	< BG	1.95	0.21	0.60	0.21	6.67
	SdC	0.13	0.74	8.47	80.47	0.09	< BG	1.32	0.24	0.38	0.39	3.99
5	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	0.28	0.67	6.56	79.34	0.05	< BG	1.01	0.46	0.40	0.13	2.70
	(E)AB	0.27	0.73	7.03	80.76	0.05	< BG	1.02	0.45	0.41	0.14	2.94
	B(t)	0.27	1.03	9.00	78.32	0.04	< BG	1.33	0.61	0.45	0.18	3.91
	Bcn	0.21	1.12	9.15	78.31	0.05	< BG	1.51	0.71	0.42	0.09	4.02
	CB	0.16	1.16	8.99	77.79	0.06	< BG	1.54	1.37	0.44	0.09	3.88
	(Bcn)Cca	0.15	1.31	8.61	50.43	0.09	< BG	1.56	17.06	0.43	0.08	4.07
	Rca	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

Tab. A10 Totalgehalte an Elementoxiden in den Bodenprofilen in Bülach. Bedeutung der Profilnummern: 1 = Lärchenischlag, 2 = Chengelboden, 3 = Brengspel, 4 = Marterloch, 5 = Lindi. < BG = kleiner Nachweisgrenze, n.b. = nicht bestimmt.

Profil	Hori-zont	Totalgehalte von Elementoxiden [%]										
		Na ₂ O	MgO	Al ₂ O ₃	SiO ₂	P ₂ O ₅	SO ₃	K ₂ O	CaO	TiO ₂	MnO	Fe ₂ O ₃
1	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	0.79	0.45	6.31	78.78	0.13	< BG	0.89	0.27	0.37	0.09	2.57
	(E)AB	0.84	0.49	6.81	82.01	0.09	< BG	0.94	0.22	0.39	0.06	2.76
	B(t)	0.87	0.79	9.71	77.41	0.10	< BG	1.27	0.21	0.37	0.05	4.76
	CBv	1.19	0.70	7.55	81.40	0.08	< BG	1.40	0.60	0.30	0.06	3.57
	Cca1	1.08	0.59	4.83	64.58	0.09	< BG	1.27	14.37	0.17	0.05	1.63
	Cca2	1.03	1.23	4.89	61.55	0.09	< BG	1.24	15.06	0.17	0.05	1.72
2	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	[F]	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	1.12	0.77	8.51	71.42	0.20	< BG	1.64	0.33	0.61	0.11	2.63
	(A)B	1.26	0.93	9.92	80.67	0.17	< BG	1.87	0.29	0.67	0.07	3.10
	Bv	1.27	0.96	10.12	77.33	0.17	< BG	1.92	0.28	0.67	0.07	3.16
	BSw	1.26	1.27	12.33	74.14	0.18	< BG	2.30	0.28	0.70	0.04	4.04
	Sw	1.34	1.44	13.03	72.79	0.18	< BG	2.42	0.40	0.68	0.03	4.09
	2Sw	1.32	1.48	13.33	72.19	0.24	< BG	2.60	0.45	0.62	0.02	4.17
	2Sd	1.36	1.42	13.11	72.87	0.23	< BG	2.51	0.48	0.59	0.02	4.26
	IICca	1.06	1.07	8.18	50.84	0.21	< BG	1.73	16.71	0.36	0.58	4.13
3	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	0.94	0.68	7.70	76.30	0.17	< BG	1.08	0.44	0.40	0.16	3.60
	(A)B	0.97	0.77	8.50	78.74	0.13	< BG	1.17	0.38	0.41	0.09	4.04
	AB	0.97	1.01	10.41	75.80	0.17	< BG	1.54	0.66	0.41	0.11	5.18
	Cca1	0.83	0.84	5.99	48.29	0.12	< BG	1.19	21.39	0.28	0.06	2.49
	Cb,ca	0.85	0.75	5.48	43.25	0.13	< BG	1.07	24.99	0.27	0.05	2.17
	AbCca	0.53	0.57	3.91	28.29	0.14	< BG	0.72	31.23	0.19	0.04	1.57
	Cca2	0.81	1.38	5.61	44.64	0.10	< BG	1.11	23.81	0.27	0.07	2.41
4	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	0.98	0.51	7.09	75.76	0.20	< BG	1.17	0.29	0.57	0.09	2.52
	(EA)B	1.07	0.62	8.10	81.89	0.14	< BG	1.30	0.26	0.62	0.11	2.73
	(E)B(cn)	1.07	0.84	9.71	79.50	0.12	< BG	1.53	0.24	0.65	0.08	3.53
	B(t,cn)	0.78	1.25	12.51	71.94	0.20	< BG	1.64	0.29	0.48	0.16	6.69
	CB(t)	0.74	1.19	11.41	73.26	0.24	< BG	1.58	0.39	0.44	0.16	6.01
	Cca	0.86	0.87	6.07	62.56	0.15	< BG	1.07	13.43	0.26	0.09	2.98
5	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	F	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	0.92	0.52	7.01	76.40	0.17	< BG	1.25	0.26	0.55	0.08	2.44
	(EA)B	1.00	0.58	7.70	80.89	0.16	< BG	1.32	0.23	0.58	0.10	2.63
	(E)B	0.99	0.61	7.90	81.44	0.17	< BG	1.37	0.25	0.59	0.10	2.71
	B(t)	0.98	0.76	9.23	80.36	0.17	< BG	1.49	0.24	0.62	0.08	3.34
	CB(t)	0.89	1.02	11.00	76.10	0.17	< BG	1.57	0.25	0.54	0.10	4.79
	B(t)	1.54	0.87	9.93	79.63	0.14	< BG	1.97	0.23	0.37	0.07	3.55
	Cca	0.88	1.14	6.16	59.44	0.14	< BG	1.23	14.61	0.25	0.09	2.72

Tab. A11 Totalgehalte verschiedener Elemente in den Bodenprofilen auf dem Irchelplateau.

Bedeutung der Profilnummern: 1 = Steig, 2 = Hörnli, 3 = Schartenflue, 4 = Obermeser, 5 = Schaffhuser. < BG = kleiner Nachweisgrenze, n.b. = nicht bestimmt.

Profil	Hori-zont	Effektive Totalgehalte verschiedener Elemente [mg/kg]										
		Ba	Br	Cd	Co	Cr	Cu	Mo	Ni	Pb	Sr	Zn
1	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	F	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	A	170	< BG	10	50	60	< BG	n.b.	< BG	50	40	40
	EIB	180	< BG	< BG	60	70	< BG	n.b.	10	< BG	40	40
	Bt	340	< BG	10	60	70	20	n.b.	60	10	50	80
	BC	250	< BG	< BG	60	90	40	n.b.	70	10	40	90
2	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	160	3	< BG	7	54	7	2	15	30	43	42
	(A)B	187	4	< BG	9	60	5	< BG	20	16	46	48
	(Sw)B	212	< BG	< BG	10	66	9	2	26	14	47	57
	Sd1	204	< BG	< BG	14	89	21	2	45	18	46	53
	Sd2	219	< BG	< BG	13	87	18	< BG	40	20	47	50
	Sd3	214	< BG	< BG	14	86	19	1	45	19	45	57
3	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	86	2	< BG	5	45	8	< BG	14	20	31	35
	(E)AB	87	3	< BG	4	50	8	1	14	20	32	33
	(E)Bv	90	3	< BG	5	49	7	< BG	17	11	32	26
	(E)CBv	122	< BG	< BG	10	64	15	2	33	12	34	37
	(Bt)C	177	3	< BG	11	110	25	2	58	18	44	63
	Cca	135	2	< BG	7	71	12	2	31	9	173	28
4	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	121	4	< BG	8	55	10	1	15	44	35	38
	(EA)B	138	5	< BG	13	62	6	1	21	22	42	34
	(E)Bcn1	145	4	< BG	12	57	8	< BG	27	16	42	36
	(E)Bcn2	167	3	< BG	12	64	5	< BG	18	16	41	44
	B(t),cn	183	1	< BG	11	71	8	< BG	23	14	42	53
	Sw	220	< BG	< BG	18	108	23	< BG	61	19	44	89
	Sd	218	< BG	< BG	23	110	24	2	62	22	45	84
	SdC	176	< BG	< BG	12	75	22	1	61	14	37	56
5	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	149	3	< BG	8	73	11	1	35	32	40	51
	(E)AB	153	3	< BG	9	74	11	1	39	24	40	48
	B(t)	190	3	0.6	11	92	17	< BG	55	18	47	53
	Bcn	188	3	< BG	11	93	19	< BG	52	16	47	53
	CB	181	4	< BG	12	103	18	< BG	52	15	53	52
	(Bcn)Cca	173	11	< BG	12	98	17	2	47	14	174	49
	Rca	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

Tab. A12 Totalgehalte verschiedener Elemente in den Bodenprofilen in Bülach. Bedeutung der Profilnummern: 1 = Lärchenischlag, 2 = Chengelboden, 3 = Brengspel, 4 = Marterloch, 5 = Lindi. < BG = kleiner Nachweisgrenze, n.b. = nicht bestimmt.

Profil	Horizont	Effektive Totalgehalte verschiedener Elemente [mg/kg]										
		Ba	Br	Cd	Co	Cr	Cu	Mo	Ni	Pb	Sr	Zn
1	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	129	6	< BG	6	54	7	< BG	17	27	42	44
	(E)AB	142	5	< BG	7	58	5	< BG	19	17	44	43
	B(t)	214	2	< BG	10	80	10	< BG	32	18	53	63
	CBv	180	1	< BG	9	74	9	< BG	24	15	47	39
	Cca1	149	< BG	< BG	5	37	2	< BG	12	8	225	19
	Cca2	148	< BG	< BG	5	38	3	< BG	12	8	234	20
2	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	[F]	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	200	4	< BG	7	68	11	< BG	21	43	57	50
	(A)B	231	3	< BG	9	75	11	< BG	24	22	62	51
	Bv	245	3	< BG	9	78	12	< BG	27	19	65	56
	BSw	289	1	< BG	12	94	21	< BG	36	23	67	70
	Sw	300	< BG	< BG	17	100	27	< BG	48	22	73	80
	2Sw	318	< BG	< BG	12	91	25	< BG	48	23	79	76
	2Sd	311	< BG	< BG	17	89	35	< BG	56	24	82	81
	IICca	233	< BG	< BG	13	53	14	1	30	15	301	47
3	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	177	4	< BG	8	60	12	< BG	25	33	58	64
	(A)B	197	4	< BG	10	67	12	< BG	28	21	63	54
	AB	261	4	< BG	12	88	17	< BG	38	19	78	64
	Cca1	172	4	< BG	7	46	11	< BG	19	12	310	31
	Cb,ca	164	6	< BG	7	40	8	< BG	16	9	301	27
	AbCca	121	18	< BG	6	33	8	< BG	13	6	246	21
	Cca2	167	< BG	< BG	7	43	8	< BG	18	9	329	31
4	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	157	4	< BG	6	63	8	< BG	17	41	47	45
	(EA)B	196	4	< BG	9	67	6	< BG	21	18	52	46
	(E)B(cn)	244	2	< BG	10	83	10	< BG	29	16	54	54
	B(t,cn)	290	1	< BG	16	101	22	1	48	24	50	84
	CB(t)	265	2	< BG	13	90	19	1	46	24	53	90
	Cca	152	< BG	< BG	7	54	8	1	22	13	216	37
5	L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	F	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	Ah	167	4	< BG	7	58	8	< BG	18	33	46	45
	(EA)B	192	5	< BG	9	67	7	< BG	19	21	49	44
	(E)B	199	4	< BG	9	71	8	< BG	20	19	50	47
	B(t)	240	1	< BG	10	74	11	< BG	27	17	51	56
	CB(t)	272	< BG	< BG	12	86	15	1	38	20	52	67
	B(t)	246	< BG	< BG	9	72	9	< BG	28	13	52	47
	Cca	162	2	< BG	8	50	9	< BG	22	11	222	36

Tab. A13 Nährelementbilanzen von Ca, Mg und K über eine Umlaufszeit von 100 Jahren unter Berücksichtigung aller Zwischennutzungen sowie der Endnutzung in beiden Testgebieten für jede Bewirtschaftungsvariante. HIGH = stärkere Durchforstung, LOW = schwächere Durchforstung, BAU = business as usual.

		Ca-Bilanz [kg·ha ⁻¹ ·a ⁻¹]	Mg-Bilanz [kg·ha ⁻¹ ·a ⁻¹]			K-Bilanz [kg·ha ⁻¹ ·a ⁻¹]					
			Vollbaum	Stamm und Astderbholz	Nur Stammholz	Vollbaum	Stamm und Astderbholz	Nur Stammholz			
Bülach	Lärchenischlag	HIGH	-7.0	-5.0	-3.8	0.1	0.3	0.4	0.5	1.3	1.7
	Chengelboden		-2.8	-1.3	0.6	2.2	2.3	2.5	7.9	8.5	9.1
	Lindi		-5.6	-4.3	-3.2	1.3	1.5	1.6	4.9	5.5	5.8
	Marterloch		-6.2	-4.6	-2.3	1.3	1.5	1.7	4.2	4.9	5.6
	Brengspel		93.3	94.7	96.3	1.4	1.6	1.7	1.6	2.2	2.7
Irchel	Hörnli		-12.4	-10.4	-9.3	0.5	0.7	0.8	1.6	2.5	2.9
	Schartenflue		-13.0	-11.2	-9.2	-0.9	-0.7	-0.5	-3.1	-2.4	-1.8
	Schaffhuser		-4.8	-2.8	-1.8	0.7	0.8	0.9	0.8	1.6	2.0
	Obermeser		-10.0	-8.0	-6.1	1.0	1.2	1.4	4.7	5.5	6.1
	Steig		-8.1	-6.4	-4.7	0.9	1.1	1.2	4.4	5.2	5.7
Bülach	Lärchenischlag	LOW	-4.5	-3.0	-2.0	0.3	0.5	0.6	1.1	1.8	2.1
	Chengelboden		2.0	2.5	3.7	2.4	2.5	2.6	8.7	8.9	9.3
	Lindi		-10.4	-9.1	-7.7	1.4	1.5	1.6	5.1	5.6	6.0
	Marterloch		-4.0	-2.6	-1.4	1.4	1.6	1.7	4.6	5.2	5.6
	Brengspel		93.4	94.4	97.5	1.4	1.5	1.8	1.4	1.9	2.8
Irchel	Hörnli		-23.9	-22.0	-18.9	0.1	0.3	0.6	0.5	1.3	2.2
	Schartenflue		-18.6	-17.2	-13.5	-1.0	-0.9	-0.5	-3.7	-3.1	-2.0
	Schaffhuser		-2.7	-1.2	-0.6	0.8	0.9	1.0	1.6	2.3	2.5
	Obermeser		-9.1	-7.7	-6.1	1.1	1.2	1.3	4.9	5.5	6.0
	Steig		-16.8	-15.6	-10.9	0.9	1.0	1.5	4.4	4.9	6.3
Bülach	Lärchenischlag	BAU	-6.9	-5.0	-4.1	0.1	0.3	0.4	0.4	1.3	1.6
	Chengelboden		-2.7	-1.5	0.3	2.3	2.4	2.6	8.2	8.7	9.3
	Lindi		-9.5	-8.2	-6.5	1.3	1.5	1.6	4.9	5.5	6.0
	Marterloch		-6.6	-5.1	-2.8	1.3	1.5	1.7	4.3	5.0	5.7
	Brengspel		93.8	95.1	97.0	1.4	1.6	1.8	1.6	2.2	2.7
Irchel	Hörnli		-16.4	-14.4	-12.5	0.3	0.5	0.7	1.2	2.1	2.7
	Schartenflue		-15.1	-13.5	-11.1	-0.9	-0.8	-0.5	-3.4	-2.7	-2.0
	Schaffhuser		-4.0	-2.2	-1.5	0.7	0.9	1.0	1.2	1.9	2.2
	Obermeser		-8.3	-6.6	-5.2	1.0	1.2	1.3	4.9	5.6	6.0
	Steig		-9.6	-8.2	-5.9	0.9	1.1	1.3	4.5	5.1	5.8

Tab. A14 Nährelementbilanzen von N und P über eine Umtriebszeit von 100 Jahren unter Berücksichtigung aller Zwischennutzungen sowie der Endnutzung in beiden Testgebieten für jede Bewirtschaftungsvariante. HIGH = stärkere Durchforstung, LOW = schwächere Durchforstung, BAU = business as usual.

		HIGH	N-Bilanz [kg·ha ⁻¹ ·a ⁻¹]			P-Bilanz [kg·ha ⁻¹ ·a ⁻¹]		
			Vollbaum	Stamm und Astderbholz	Nur Stammholz	Vollbaum	Stamm und Astderbholz	Nur Stammholz
Bülach	Lärchenischlag	HIGH	12.8	16.4	17.5	0.21	0.53	0.61
	Chengelboden		9.9	12.6	14.5	2.11	2.35	2.48
	Lindi		14.5	16.9	17.9	0.69	0.91	0.98
	Marterloch		10.5	13.4	15.6	0.62	0.88	1.04
	Brengspel		15.7	18.3	19.7	0.64	0.88	0.98
Irchel	Hörnli		4.4	8.1	9.1	-0.30	0.03	0.10
	Schartenflue		5.0	8.2	10.1	-0.18	0.11	0.24
	Schaffhuser		8.6	12.1	13.1	0.02	0.33	0.40
	Obermeser		7.5	11.0	12.7	-0.27	0.04	0.17
	Steig		9.1	12.1	13.7	-0.15	0.12	0.23
Bülach	Lärchenischlag	LOW	14.4	17.0	18.1	0.36	0.60	0.67
	Chengelboden		14.6	15.6	16.7	2.46	2.54	2.62
	Lindi		12.5	14.7	16.0	0.59	0.79	0.88
	Marterloch		12.7	15.3	16.3	0.78	1.01	1.08
	Brengspel		15.1	16.9	19.7	0.62	0.78	0.98
Irchel	Hörnli		-1.3	2.2	5.1	-0.62	-0.31	-0.11
	Schartenflue		2.7	5.2	8.6	-0.29	-0.07	0.16
	Schaffhuser		10.8	13.6	14.1	0.17	0.43	0.46
	Obermeser		8.8	11.3	12.8	-0.15	0.07	0.17
	Steig		4.9	7.0	11.3	-0.37	-0.18	0.12
Bülach	Lärchenischlag	BAU	13.0	16.5	17.4	0.23	0.54	0.60
	Chengelboden		10.9	13.1	14.8	2.19	2.38	2.50
	Lindi		12.6	14.9	16.5	0.58	0.79	0.90
	Marterloch		10.5	13.3	15.4	0.63	0.88	1.03
	Brengspel		15.8	18.1	19.9	0.65	0.86	0.99
Irchel	Hörnli		2.3	6.0	7.7	-0.42	-0.09	0.03
	Schartenflue		4.1	7.1	9.3	-0.23	0.04	0.20
	Schaffhuser		9.5	12.8	13.4	0.08	0.38	0.42
	Obermeser		8.9	11.9	13.2	-0.17	0.11	0.20
	Steig		8.6	11.2	13.3	-0.16	0.07	0.22