

Erfassung und Behandlung gefährdeter Waldstandorte Bericht 2006-2014



INSTITUT FÜR ANGEWANDTE PFLANZENBIOLOGIE SCHÖNENBUCH

Unter Mitwirkung von:

Salim Belyazid, Belyazid consulting & communication, Malmö

Thomas Burger, Burger & Liechi, Ennetbaden

Richard Stocker, Waldwesen, Birrwil

Dani Kurz, EKG Geoscience, Bern

Jan Remund, Meteotest, Bern

Beat Rihm, Meteotest, Bern

Schönenbuch, den 27.02.15

Impressum

Auftraggeber

Bundesamt für Umwelt (BAFU), Abt. Wald, 3003 Bern

Bundesamt für Umwelt (BAFU), Abt. Luftreinhaltung + Chemikalien, 3003 Bern

Unter Einbezug von Ergebnissen des Interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramms, das durch die Kantone AG, BE, BL, BS, SO, TG, ZG und ZH finanziert wird.

Auftragnehmer

Institut für Angewandte Pflanzenbiologie, Sandgrubenstrasse 25, CH-4124 Schönenbuch,

+41 61 485 50 70

www.iap.ch

Autorin

Sabine Braun

Begleitung BAFU

Sabine Augustin, Abteilung Wald

Beat Achermann, Abteilung Luftreinhaltung und Chemikalien

Hinweis

Dieser Bericht wurde im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) verfasst. Für den Inhalt ist allein der Auftragnehmer verantwortlich.

Freigabe BAFU

10.03.2015

Download

Dieser Bericht kann heruntergeladen werden unter

www.bafu.admin.ch/wald

Inhaltsverzeichnis

1	Zusammenfassung	1
2	Einleitung.....	4
2.1	Problemstellung	4
2.2	Zielsetzung.....	6
2.3	Erkennen basenarmer Standorte: Hintergründe und Vorgehen	6
3	Material und Methoden.....	8
3.1	Walddauerbeobachtungsflächen	8
3.2	Bodenchemische Untersuchungen	8
3.3	Berechnung der Verwitterungsrate	8
3.4	Berechnung von Verdunstung und Sickerwassermenge.....	9
3.5	Nährstoffauswaschung aus dem Boden	9
3.6	Analysen von Laub und Holz.....	9
3.7	Triebwachstum.....	9
3.8	Stammzuwachs.....	9
3.9	Vegetationsaufnahmen.....	9
3.10	Statistische Auswertung	12
4	Beziehung zwischen Pflanzensoziologie und Bodenchemie.....	12
4.1	Beziehung zwischen Basensättigung und Zeigerarten.....	12
4.2	Beziehung zwischen Basensättigung und Vegetationseinheit	14
4.3	Beziehung zwischen den Konzentrationen an Calcium, Magnesium und Kalium im Oberboden und Waldgesellschaft.....	16
4.4	Beziehung zwischen Phosphor in Boden und Pflanzen und Vegetationseinheit.....	17
4.5	Beziehungen zwischen der Verwitterungsrate des Bodens und der Pflanzensoziologie	20
5	Verknüpfung von Pflanzensoziologie mit flächendeckend verfügbaren Umweltinformationen	21
5.1	Verwendete Daten und Methoden.....	21
5.1.1	Bodeneignungskarte	22
5.1.2	Geologische Karte	23
5.1.3	Schadstoffdepositionskarten.....	24
5.1.4	Vegetationskarten	24
5.2	Ergebnisse.....	24
5.2.1	Regressionsgleichungen	24
5.2.2	Resultierende Karten der Basensättigung unter Verwendung der Vegetationskarten.	25
5.2.3	Resultierende Karte auf der Basis von Bodeneignungskarte und geotechnischer Karte	30
6	Berechnen von Nährstoffbilanzen für Flächen des Interkantonalen Dauerbeobachtungsprogramms	34
6.1	Nährstoffkonzentrationen in Rinde und Holz	34
6.2	Phosphor-Eintrag und Phosphor-Austrag	37
6.3	Berechnung der Durchwurzelungstiefe.....	37
6.4	Nährstoffentzug bei Ernte verschiedener Baumfraktionen.....	41

6.4.1	Einfache Berechnung von Nährstoffbilanzen	41
6.4.2	Berechnung der Nährstoffbilanzen mit ForSAFE	44
7	Verallgemeinerung der Nährstoffbilanzrechnungen.....	48
7.1	Einleitung.....	48
7.2	Modellierung Oberhöhenbonität	49
7.3	Modellierung Nährstoffbilanzen	51
7.3.1	Karten der Nährstoffbilanzen	53
8	Waldbauliche Empfehlungen für gefährdete Standorte.....	81
8.1	Förderung des Jungwuchses.....	82
8.2	Ernteverfahren.....	83
8.3	Baumartenwahl und biologische Aktivität des Bodens	83
8.4	Humusbewirtschaftung	87
9	Auswirkung erhöhter Stickstoffeinträge.....	88
9.1	Das Critical Load Konzept.....	88
9.2	Ausmass und Verteilung im Schweizer Wald.....	89
9.3	Wirkung auf den Wald.....	91
10	Trockenheitsrisiko	92
10.1	Zeitliche und räumliche Variation des Trockenheitsrisikos.....	92
10.2	Auswirkung von Trockenheit auf die Waldbäume.....	95
10.2.1	Stammzuwachs	95
10.2.2	Triebwachstum	96
10.2.3	Mortalität	97
10.2.4	Übersicht über alle ausgewerteten Parameter.....	101
11	Ozonrisiko.....	104
12	Verknüpfung der genannten Risiken unter Einbeziehung der Überschreitung der Critical Loads für Stickstoff und der Critical Levels für Ozon	109
13	Schlussfolgerung und Ausblick	112
14	Simulating the effects of whole tree harvesting and ash recycling on forest sustainability	113
14.1	Background	113
14.2	Aims	113
14.3	Sites	114
14.4	Model improvements.....	114
14.5	Plant water use and soil hydrology.....	114
14.5.1	Canopy growth and regeneration, implications for tree top harvests	115
14.5.2	Tree tissue nutrient contents	116
14.6	Scenarios	117
14.7	Validation of model performance, site specific comparison between measured and modelled indicators.....	118
14.7.1	Tree biomass.....	118
14.7.2	Hydrology	119
14.8	Soil chemistry indicators	121
14.8.1	Aeschau.....	121

14.8.2	Bachtel	122
14.8.3	Frienisberg	124
14.8.4	Lurengo	125
14.8.5	Olsberg	127
14.8.6	Wengernalp	128
14.9	Nutrient removal at harvest events and ash recycling	130
14.10	Effects of whole tree harvest and ash recycling on biological and chemical indicators	131
14.10.1	Aeschau	131
14.10.2	Bachtel	132
14.10.3	Frienisberg	133
14.10.4	Lurengo	134
14.10.5	Olsberg	135
14.10.6	Wengernalp	136
14.10.7	Base cation budgets in response to harvesting scenarios	137
14.11	Conclusions	138
15	Anhang	152
15.1	Für die Kartierung der Basensättigung verwendete Werte für die Variable $pH_{\text{Oekogramm}}$	152
15.2	Bodenchemie pro Vegetationseinheit: Mittelwerte und Anzahl	157
15.3	Statistische Detailinformationen	159
15.3.1	Polynomially distributed lag model zur Berechnung der Tiefe der Nährstoffaufnahme.	159
16	Verdankungen	160
17	Literatur	161

Erfassung und Behandlung gefährdeter Waldstandorte

- Bericht 2006-2014

1 Zusammenfassung

Wälder sind derzeit vielen verschiedenen anthropogen verursachten Einflüssen ausgesetzt, die sich auf Vitalität und Wachstum der Bäume und auf andere Ökosystemleistungen nachteilig auswirken können. So führt die weiter anhaltende Belastung mit Stickstoff zu Eutrophierung, Nährstoffverarmung und Versauerung der Böden. Die Ozonbelastung der Luft beeinträchtigt den Wasserhaushalt und das Wachstum der Bäume und die Klimaänderung wird auf vielen Standorten zu einer zusätzlichen Belastung. Hinzu kommt die vermehrte Entnahme von Biomasse aus dem Wald für energetische Zwecke, die einen erhöhten Nährstoffentzug zur Folge hat und die Nährstoffverarmung auf vielen Standorten verschärfen kann.

Über die sich daraus ergebende Belastungssituation für die Wälder der Schweiz gibt es keine flächenhaft vorliegenden Informationen auf der Ebene von waldbaulichen Behandlungseinheiten. Daher brauchen die Förster Instrumente, mit denen sie den aktuellen Bodenzustand der Wälder und damit ihre Empfindlichkeit gegenüber weiteren Belastungen beurteilen können.

Es wurde eine Methode entwickelt, mit der die Basensättigung des Oberbodens, einem wichtigen Parameter zur Beurteilung der Bodenfruchtbarkeit und der Sensitivität gegenüber weiterer Versauerung, geschätzt werden kann. Sie basiert auf dem Indikatorwert der Bodenvegetation, die mit digital verfügbaren Informationen zu Bodeneignung, Geologie und Topographie kombiniert wurde. Es wurden hierfür Daten von 365 Vegetationsaufnahmen auf 303 Flächen des Interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramms genutzt. Die Basensättigung konnte so mit einem Bestimmtheitsmass von ca. 80% vorhergesagt werden. Die Eignung des Standorts für bestimmte Baumarten oder die Wahl eines ökologisch noch akzeptablen Ernteverfahrens kann so mit Hilfe der Vegetationszusammensetzung einfach beurteilt werden.

Weitergehende Nachhaltigkeitsberechnungen wurden mit einem Simulationsmodell sowie mit einfachen Bilanzrechnungen auf empirischer Grundlage durchgeführt. Hierfür müssen zusätzlich noch der verfügbare Nährstoffvorrat eines Standortes und die Rate der Nachlieferung durch die Verwitterung bekannt sein.

Mit dem Simulationsmodell ForSAFE wurden die Entwicklung von Nährstoffvorräten und ihre Verfügbarkeit für verschiedene Ernteszenarien und unter dem Einfluss von Stickstoffeinträgen berechnet. Für Schweizer Verhältnisse wurde es angepasst, u.a. durch die Zuordnung von Modellparametern zu einer Liste von Pflanzenarten in Schweizer Wäldern (zusammen mit Prof. Landolt, Zürich). Validiert wurde es mit Messdaten von sechs Walddauerbeobachtungsflächen (Bodenchemie, Zuwachs, Wasserhaushalt, Vegetation).

Die den einfachen Bilanzrechnungen zugrundeliegenden Daten wurden in 74 Waldbeobachtungsflächen erhoben. Die Berechnungen ergaben, unter Berücksichtigung von Auswaschungsverlusten auf heutigem Niveau, bei Vollbaumernte eine negative Calcium-Bilanz auf 83% der Flächen und eine negative Phosphor-Bilanz auf 90% der Flächen. Negative Bilanzen wurden nicht nur in Flächen mit geringer Verwitterungsrate (Nachlieferung), sondern auch für Flächen mit hohem Wachstum (Entzug) gefunden. Ohne Berücksichtigung der Auswaschung ist meist Phosphor das Element, das am häufigsten eine negative Nährstoffbilanz aufweist. Mit Auswaschungsverlusten sind es Calcium und Magnesium, wobei aber immer mindestens ein Element eine negative Bilanz aufweist. Die heute auf vielen Standorten beobachtete schlechte Phosphorversorgung der Waldbäume ist jedoch wahrscheinlich auf eine herabgesetzte P-Aufnahme infolge von Stickstoffanreicherung im Boden zurückzuführen.

Mit den Nährstoffbilanzdaten für die 74 Waldbeobachtungsflächen wurde eine Beziehung hergeleitet, die es erlaubt, die Nährstoffbilanz einer Vollbaumernte aus pflanzensoziologischen Angaben, dem modellierten Eintrag und Angaben zur Geologie zu schätzen. Für Kantone, für deren Wälder eine Vegetationskartierung vorliegt, konnte diese Schätzung flächenhaft dargestellt werden. Das Bestimmtheitsmass der Schätzung für die Bilanz der Nährstoffe Ca, Mg und K war unter Berücksichtigung der Auswaschung auf heutigem Niveau mässig bis hoch ($R^2=0.37-0.69$), bei P tiefer ($R^2=0.25$).

Die Modellrechnungen zeigen, dass die Nährstoffentnahme bei Vollbaumernte auf vielen Standorten zu erheblichen Nährstoffverlusten und damit zu beschleunigter Bodenversauerung oder zu Phosphorverarmung führt. Auf Standorten mit geringen Nährstoffvorräten im Boden sollten daher Äste, Reisig und Laub der geernteten Bäume im Wald verbleiben, da in ihnen die meisten Nährstoffe gespeichert sind. Weiterhin sollte das Nährstoffrecycling durch Pflanzung von Laubbaumarten mit rasch zersetzender Streu und durch Einmischung tiefwurzelnder Baumarten angeregt werden. Für basenärmere Standorte ist eine Rückführung der entnommenen Nährstoffe durch geeignete Massnahmen, wie der Rückführung von Holzasche, zu überlegen. Dies könnte die Nährstoffverluste durch Deposition und Nutzung kompensieren und die Filterleistung des Bodens erhöhen. Die Nachlieferung von Phosphor durch Verwitterung ist generell gering, weshalb für einen nachhaltigen P-Haushalt die Erhaltung der Vorräte essentiell ist. Hierzu zählt die Beschränkung auf die Stammernte, Massnahmen zur Förderung des Humuskreislaufs oder die Ascherückführung.

Ein weiteres Risiko für Wälder stellt die hohe Belastung der Luft mit Ozon dar. Die Ozonaufnahme durch die Bäume konnte für die Schweiz mit dem DO_3SE -Modell berechnet und kartiert werden. Mit experimentell ermittelten Dosis-Wirkungs-Beziehungen für Ozon und einer epidemiologischen Auswertung von Stammzuwachsdaten wird geschätzt, dass Ozon das Waldwachstum in der Schweiz zwischen 1991 und 2010 um durchschnittlich 11% verminderte.

Mit Stammzuwachs-, Triebwachstums- und Mortalitätsdaten aus 30 Jahren Waldbeobachtung auf den Flächen der Interkantonalen Walddauerbeobachtung konnten verschiedene Trockenheitsindikatoren berechnet und auf ihre Eignung getestet werden. Bester Einzelindikator für das Stammwachstum von Buchen und Fichten war die Standortswasserbilanz. Hiermit wurde ein Beitrag geleistet, die Wirkung der Trockenheit quantitativ zu schätzen und die künftige Entwicklung zu beschreiben.

Die verschiedenen Belastungsfaktoren können sich in ihrer Wirkung verstärken und werden von Standortfaktoren und dem Klima modifiziert. Interaktionseffekte von zu hohen Stickstoffeinträgen oder von Ozon mit Trockenheit sind vor allem im Hinblick auf den Klimawandel bedeutsam:

- Zu viel Stickstoff im Boden beeinträchtigt die Wurzeln und Mykorrhizen und damit die Wasser- und Phosphoraufnahme von Bäumen.
- Stickstoffbelastete und trockenheitsgestresste Bäume werden vermehrt von Parasiten befallen, wie z.B. den Fichtenborkenkäfer, die bis zum Absterben führen können.
- Bodenversauerung führt zu einer verminderten Durchwurzelungstiefe, was das Trockenheitsrisiko und die Anfälligkeit für Windwurf erhöht
- Bodenversauerung beeinträchtigt das Nährstoffrecycling.
- Eine chronische Ozonbelastung kann die Regulation der Spaltöffnungen hemmen und damit zu einem gesteigerten Wasserverbrauch der Bäume führen.
- Trockenheitstolerantere Baumarten wie Eiche, Kirsche, Linde, Ahornarten, Nussbaum, Mehlbeere, Elsbeere, Speierling, Weide, Aspe, Esche, Schwarzerle und Hagebuche

wiederum werden durch Bodenversauerung bzw. Nährstoffarmut in ihrer Entwicklung beeinträchtigt, was mögliche forstliche Massnahmen erschwert.

Die in dieser Untersuchung entwickelten Methoden sowie die Quantifizierung und Darstellung der Risiken sind wichtige Elemente, um künftige Massnahmen zielgerichtet und standortgerecht auszurichten und zu priorisieren. Sie dienen dem Schutz und der nachhaltigen Nutzung der Wälder.

2 Einleitung

2.1 Problemstellung

Für eine nachhaltige Waldbewirtschaftung ist es essentiell, Kenntnisse über den aktuellen Bodenzustand und die im Hauptwurzelraum vorhandenen Nährstoffvorräte zu haben. Dies ermöglicht die Beurteilung der Nachhaltigkeit verschiedener Ernteverfahren und die des Einflusses der Belastung durch Luftschadstoffe.

Die Stickstoffeinträge über die Luft verursachen Eutrophierung, Bodenversauerung und Nährstoffverarmung. Ist der Eintrag versauernd wirkender Verbindungen höher als die Nachlieferung puffernder Elemente aus der Mineralverwitterung, so versauern Böden. In Waldböden der Schweiz läuft dieser Prozess teils rasch ab, je nach Ausgangszustand der Böden und der Höhe der Einträge (Braun 2013). Die regionalen Unterschiede sind entsprechend der Geologie und der Eintragungssituation gross. Ein an Nährstoffen verarmter Boden kann sich – wenn überhaupt – nur über lange Zeiträume durch Verwitterung erholen und es gibt nur beschränkte Möglichkeiten, einmal versauerte Waldböden wieder zu sanieren.

Die Ernte von Baumkronenbestandteilen, wie sie heute bei der Gewinnung von Energieholz (u.a. Hackschnitzelherstellung) verbreitet ist, kann die Bodenversauerung noch verstärken und damit die Bodenfruchtbarkeit beeinträchtigen. Dabei spielt die Erntemethode (Stammholz, Stammholz mit Derbholz, Vollbaumnutzung) für den Nährstoffentzug eine zentrale Rolle (Kreutzer 1979, Gerber et al. 2004, Braun et al. 2009). Die Nährstoffentzüge bei der Vollbaumernte sind auf vielen Böden höher als die natürliche Nachlieferung mit der Verwitterung. Damit sind solche Ernteverfahren auf diesen Standorten nicht nachhaltig.

Bäume auf versauerten Böden zeigen eine unausgeglichene Nährstoffversorgung und sind anfälliger für Störungen. Auf sauren Böden sind die Konzentrationen an Calcium und Magnesium im Laub geringer, diejenigen von Mangan höher (Augustin et al. 2005, Mellert und Ewald 2014), wobei Mn auch toxische Konzentrationen erreichen kann (Lei et al. 2007). Die Wurzelsysteme sind verändert, d.h. die Nährstoffaufnahme und die Verankerung können beeinträchtigt sein (Puhe 1994, Jentschke et al. 2001). Die Bestände sind weniger robust gegenüber äusseren Einflüssen wie Stürmen (Braun et al. 2003, Mayer et al. 2005) oder Trockenheit und weniger fähig zur natürlichen Selbstregulierung. Waldleistungen wie nachhaltige Produktion, Schutzwaldfunktionen oder Trinkwasserfilterung werden gefährdet oder müssen mit grösserem Pflegeaufwand sichergestellt werden.

Eine langfristige Waldplanung mit geeigneter Baumartenzusammensetzung und an die Nährstoffverfügbarkeit angepasster Nutzung setzt deshalb Kenntnisse über den Bodenzustand und die verfügbaren Nährstoffvorräte (von basischen Kationen Ca, K, Mg, aber auch von P) voraus (Tab. 1). Es sind daher Informationen nicht nur über den momentanen, sondern auch über den im Verlaufe einer Umtriebszeit, d.h. in den nächsten 80-100 Jahren, zu erwartenden Zustand gefragt. Durch Versauerung besonders gefährdet sind Böden mit einer Basensättigung von <30-40% (Ulrich 1994, Braun et al. 2003). Von den 192 im Rahmen des Interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramms untersuchten Bodenprofilen befindet sich ein Drittel in dieser Gruppe.

Baumarten	Basensättigung in %
Feldahorn, Bergulme, Esche, Winterlinde	90%
Spitzahorn, Kirsche	70%
Bergahorn, Hagebuche	60%
Buche, Eiche	50%
Tanne, Fichte, Föhre, Douglasie, Lärche	30%

Tab. 1: Für eine nachhaltige Bewirtschaftung erforderliche Basensättigung im Hauptwurzelraum (nach Puhe und Ulrich 2001).

Eine tiefe Basensättigung stellt nicht nur für die Waldbewirtschaftung ein Problem dar, sondern auch für den Boden- und Trinkwasserschutz. Unterhalb eines pH-Wertes von 4.2, entsprechend etwa einer Basensättigung <5-15% (bei 8% der Flächen des Interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramms), werden durch Auflösung von Al-Oxiden potenziell toxische Al-Ionen in hohem Masse freigesetzt (Ulrich und Sumner 1991, Cronan und Grigal 1995). Dabei können mineralische Austauscherelemente zerstört werden und das Nährstoffspeichervermögen nimmt ab.

Der chemische Bodenzustand kann durch die Bewirtschaftung, d.h. die Baumartenwahl, bis zu einem gewissen Grad beeinflusst werden. Die Baumart bestimmt die Menge der bei der Ernte entzogenen Nährstoffe, den erschlossenen Wurzelraum und die Nährstoffrückführung durch die Laubstreu (Hagen-Thorn et al. 2004, Thelin et al. 2002). Die Bestandesstruktur (Laub-/Nadelbäume) bestimmt auch das Ausmass der Schadstoffeinträge. So wird durch einen hohen Koniferenanteil die Bodenversauerung beschleunigt, da infolge der ganzjährigen Benadelung mehr Luftschadstoffe in den Wald eingetragen werden (Auskämmeffekt), und andererseits beim Abbau der schwerer zersetzbaren Nadelstreu organische Säuren gebildet werden.

Aus Bodenschutzgründen sollten auf nährstoffärmeren Böden bevorzugt Laubbaumarten mit leichter abbaubarer Streu selbst dann angebaut werden, wenn die Bodenverhältnisse für diese Arten nicht ganz optimal sind. Die Anregung des Bodenlebens und der verbesserte Streuabbau fördern die Humusbildung im Mineralboden und die Bereitstellung der Nährstoffe. Weiterhin sollten Baumarten mit tieferer Durchwurzelung gefördert werden. Neben den Laubbaumarten sind dies Tanne und Föhre, auch wenn letztere eine schwer abbaubare Streu haben.

Stickstoffeinträge stellen heute nicht nur den grössten Anteil an den versauernden Einträgen, sondern führen auch zu Eutrophierung der Ökosysteme (Bobbink und Hettelingh 2011). So werden bei den Bäumen Nährstoffungleichgewichte verursacht. Dies konnte sowohl in N-Düngungsversuchen (Balsberg-Påhlsson 1992, Gundersen 1998, Flückiger und Braun 1999) als auch in Versuchen mit dem Ausschluss von Stickstoffeinträgen (Boxman et al. 1995, Edfast et al. 1996, Quist et al. 1999) gezeigt werden. Die Nährstoffungleichgewichte sind dann die Ursache für viele weitere Effekte wie erhöhter Empfindlichkeit gegenüber Parasiten oder Trockenheit (Flückiger und Braun 2011).

Ozon entsteht bei intensiver Sonneneinstrahlung durch photochemische Prozesse aus Vorläuferschadstoffen, überwiegend Stickstoffoxiden und flüchtigen organischen Verbindungen. Hohe Lufttemperaturen und starke Sonneneinstrahlung begünstigen die Entstehung von bodennahem Ozon in der Atmosphäre. Es ist ein starkes Pflanzengift und bei den aktuellen erhöhten Konzentrationen ein wichtiger Stressor für den Wald (Fuhrer und Achermann 1999, Mills et al. 2011, Büker et al. 2012). Es verursacht unter anderem sichtbare Schäden (Van der Heyden et al. 2001) und Wachstumsreduktionen (Karlsson et al. 2005, Wittig et al. 2009, UNECE 2010a). In der Schweiz wurden sichtbare Ozonschäden an Waldbäumen vor allem im

Tessin beobachtet (Skelly et al. 1999, Novak et al. 2003). Epidemiologische Auswertungen von Daten aus Buchenbeobachtungsflächen legten eine Wachstumsreduktion durch Ozon nahe, die auch für die Alpennordseite gilt (Braun et al. 1999, Braun et al. 2007, Braun et al. 2014).

Auch wenn Trockenheit vor allem ein natürlicher Stressor ist, wird ihre Bedeutung in den nächsten Jahrzehnten stark zunehmen. Es wird erwartet, dass Hitzesommer wie 2003 häufiger auftreten (OcCC 2008). Dies stellt eine grosse Herausforderung für die Waldwirtschaft dar. Eine Hilfe zur Risikobeurteilung ist die kartenmässige Darstellung von heutiger und zukünftig erwarteter Trockenheit, wie sie für die Landwirtschaft von Fuhrer und Jasper (2009) und für den Wald von Remund et al. (2011, 2014) entwickelt wurden. Die Bewertung der möglichen Auswirkungen auf Wälder muss quantitativ und für verschiedene Vitalitätsindikatoren erfolgen. In der vorliegenden Studie wurde sie für Fichten und Buchen in der Schweiz durchgeführt.

Die Studie war in vier Teile gegliedert. Der erste Teil bestand in der Herleitung von vegetationskundlichen Indikatoren für die Identifikation basenarmer Böden. Im zweiten Teil wurden Nachhaltigkeitsberechnungen für verschiedene Holzernteverfahren durchgeführt. Im dritten Teil wurden Abschätzungen über den Einfluss anderer Stressoren wie erhöhte Stickstoffeinträge, Ozonbelastung und Trockenheit sowie deren Interaktionen vorgenommen. Im vierten Teil wurden mit dem prozessorientierten Modell ForSAFE Standorte des Interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramms modelliert, um die Effekte von Erntemassnahmen auf den Nährstoffhaushalt abzuschätzen. Diese Arbeiten wurden in einem gesonderten Bericht zusammengefasst (hier: Kap. 14).

2.2 Zielsetzung

Im Rahmen des Projektes „Erfassung und Behandlung gefährdeter Waldstandorte“ sollen Instrumente zur Erkennung sensitiver Waldstandorte entwickelt und Empfehlungen für die Bewirtschaftung solcher Wälder erarbeitet werden. Unter sensitiv wird im Folgenden eine erhöhte Gefährdung durch weitere Nährstoffverluste verstanden. Dies erfolgte auf der Basis der Daten des Interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramms sowie weiteren Umweltinformationen zu Deposition, Klima und Geologie (-> Kap. 5).

2.3 Erkennen basenarmer Standorte: Hintergründe und Vorgehen

Für den Praktiker stellt sich die Frage, wie nährstoffarme Standorte einfach zu erkennen sind. Bodenkarten existieren für den Wald nicht, geologische Karten nur in sehr kleinem Massstab (1:500'000). Karten der Waldgesellschaften sind dagegen in vielen Kantonen im Massstab 1:5'000 vorhanden. Sie sind eine wichtige Grundlage für die Planung forstlicher Massnahmen in der Praxis. Es war deshalb naheliegend, diese Karten zusammen mit den anderen flächenhaft verfügbaren Informationen einzubeziehen.

Die den Vegetationskarten zugrundeliegenden Ökogramme beschreiben die Ansprüche der Waldgesellschaften hinsichtlich Wasserhaushalt und Bodenreaktion (pH-Wert). Die Bodenreaktion des Oberbodens beschreibt jedoch nicht den Nährstoffvorrat eines Standorts. Deshalb wurde zunächst die Eignung von Reaktionszeigern der Bodenvegetation (saure/basische Reaktion des Bodens) im Sinne der ökologischen Gruppierung nach Ellenberg et al. (1991) für die Beurteilung des Nährstoffvorrates von Waldböden geprüft. Zwischen Boden-pH und Basensättigung besteht keine enge Korrelation, wie anhand der Mineralbodenproben der Flächen der Interkantonalen Walddauerbeobachtung gezeigt werden konnte (Abb. 1). Das heisst nicht, dass zwischen Nährstoffvorrat des Bodens und ökologischen Pflanzengruppen keine Beziehung besteht. Verschiedene Untersuchungen weisen in diese Richtung (Bücking

und Dieterich 1981, Rastin 1992, Wang 1995). Zas und Alonso (2002) fanden, dass gewisse Arten nicht nur auf die Menge basische Kationen wie Kalium und Magnesium, sondern auch auf die Phosphor-Verfügbarkeit reagieren. Dies ist insbesondere im Hinblick auf die zunehmende P-Verarmung unserer Waldbäume von Bedeutung (Braun und Flückiger 2013). Sverdrup et al. (2007) nutzten umfangreiches Datenmaterial von Nihlgård und Ericsson zur Berechnung von Beziehungen zwischen Bodenchemie (pH, N- und P-Konzentration) und dem Vorkommen von Krautpflanzen. Diese Beziehungen werden verwendet, um Veränderungen der Krautschicht mit dem Modell ForSAFE-VEG (Belyazid et al. 2006) modellieren zu können. Eine Kombination von Pflanzensoziologie und Geologie zur Erkennung basenarmer Standorte wurde schon von Kreuzer und Schlenker (1980) vorgeschlagen, während Zirlewagen und von Wilpert (2004) die Beziehung zwischen Topographie und Bodenchemie zur Regionalisierung der Bodenchemie hervorheben.

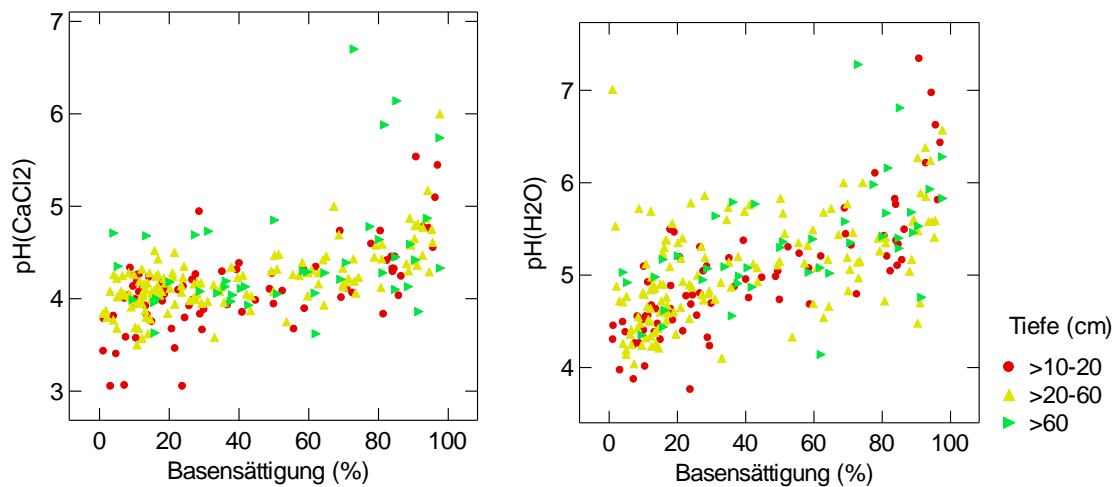


Abb. 1: Beziehung zwischen pH(CaCl₂) (links) bzw. pH(H₂O) (rechts) und Basensättigung. Proben mit einer hohen Basensättigung (>98%) sowie Oberbodenproben (0-10 cm), Auflagehumus (Oh-Lage) und Ah-Horizonte (hoher Anteil an organischen Säuren) wurden bei dieser Auswertung weggelassen (257 Proben aus 103 Profilen).

3 Material und Methoden

3.1 Walddauerbeobachtungsflächen

Datengrundlage für diesen Bericht bilden die Flächen des Interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramms (Abb. 2). Das Flächennetz ist in Braun und Flückiger (2013) näher beschrieben.

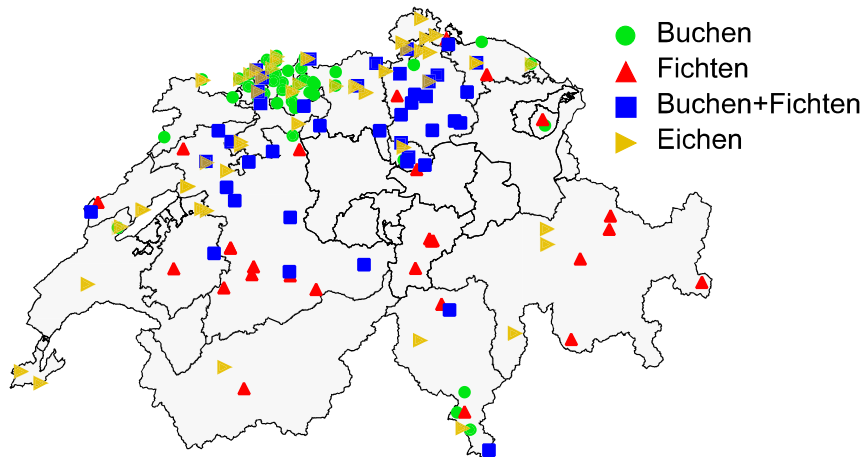


Abb. 2: Walddauerbeobachtungsflächen mit vegetationskundlichen Aufnahmen

3.2 Bodenchemische Untersuchungen

Proben für bodenchemische Analysen wurden 2005 entnommen, als Mischproben pro Horizont und Beobachtungsfläche (6-8 Einstiche). Die Proben wurden bei 40° getrocknet, nach Entfernung der Steine in einem Backenbrecher (Retsch) zerkleinert und auf 2mm gesiebt. In der Feinerde wurden folgende Parameter bestimmt:

- pH(CaCl₂): pH-Wert in einer 1:2.5 Suspension in 0.01 M CaCl₂
- Austauschbare Kationen, Basensättigung: Zweimalige Extraktion von 2.5 g Boden mit jeweils 50 ml 0.5M NH₄Cl (Trüby und Aldinger 1984). Messung von Ca, Mg, Al und Mn mit Atomabsorptionsspektrophotometrie, von K und Na mit Flammenphotometrie. Titration der Gesamtsäure mit 0.01 N NaOH. Die Basensättigung wird berechnet als Anteil von Na, K, Ca, Mg an den austauschbaren Kationen.
- Phosphor: Extraktion von mittelfristig verfügbarem Phosphor mit 2% Citronensäure (10 g Boden mit 100 ml während 1 Stunde schütteln, über Nacht stehen lassen und nochmals aufschütteln (FAL Liebefeld, pers. Mitt., Prietzel und Stetter 2010), Messung mittels Photometrie.

Die Analysedaten wurden für die entsprechende Tiefe gemittelt und auf Gramm Feinerde bezogen.

3.3 Berechnung der Verwitterungsrate

Die Verwitterungsrate wurde durch D. Kurz (EKG Geoscience, Bern) mit dem Modell SAFE berechnet (Alveteg et al. 1998, Kurz et al. 1998a). Die dafür nötige mineralogische Zusammensetzung der Feinerde wurde horizontweise mit einer Bestimmung der Gesamtgehalte aller Metalle, einer optischen Analyse der Minerale und einer anschliessenden stöchiometrischen Zuordnung der Gesamtgehalte zu den Mineralen bestimmt. Die vom Modell berechneten Verwitterungsprodukte wurden bis 60 cm Tiefe aufsummiert. Horizonte in grösseren Tiefen wurden jedoch berücksichtigt, wenn die nach der bodenkundlichen Kartieranleitung (Benzler et al. 1982) im Bodenprofil aufgenommene Wurzeldichte mindestens Stufe 2 erreichte (≥ 3 Feinwurzeln/dm² Profilwand) (vgl. Kap. 6.3).

3.4 Berechnung von Verdunstung und Sickerwassermenge

Sickerwassermenge und Verdunstung wurden mit dem hydrologischen Modell Wasim-ETH (Schulla 2013) auf Tagesbasis berechnet. Die dafür notwendigen Parameter für den Boden wurden den Bodenprofilaufnahmen in allen Flächen entnommen, die Parameter für die Vegetation den Vegetationsaufnahmen bzw. den forstlichen Aufnahmen (Vollkluppierung). Die Klimadaten basierten auf Messwerten der MeteoSchweiz, die von Jan Remund (Meteotest) räumlich interpoliert wurden.

3.5 Nährstoffauswaschung aus dem Boden

In 40 Waldbeobachtungsflächen wird monatlich Bodenlösung mit Sauglysimetern gesammelt (Braun 2013). Die Elementkonzentrationen in 80 cm Tiefe wurden mit einer über die Sammelperiode aufsummierten Sickerwassermenge für diese Tiefe multipliziert, um Frachten der Auswaschung zu erhalten.

3.6 Analysen von Laub und Holz

Astproben von je 8 Bäumen pro Baumart und Standort wurden alle vier Jahre mit dem Helikopter geerntet. Erntezeitpunkt war Ende Juli/Anfang August. Buchenlaub und einjährige Fichtentriebe wurden von den Ästen entnommen, bei 70°C getrocknet und gemahlen. Proben von Rinde und Holz wurden gesammelt, wenn in den Beobachtungsflächen eine Durchforstung durchgeführt wurde.

Alle Proben wurden nach der Methode von Walinga et al. (1995) mit einem modifizierten Kjeldahlaufschluss aufgeschlossen. Ca und Mg wurden mittels Atomabsorptionsspektrophotometrie, K und Na mittels Flammenphotometrie gemessen. N und P wurden photometrisch bestimmt.

3.7 Triebwachstum

An den für die Nährstoffanalyse geernteten Ästen wurde das Triebwachstum jeweils rückwirkend gemessen. Die Triebwachstumsdaten wurden zu Trockenheitsindices des laufenden und des Vorjahrs in Beziehung gesetzt, wobei verschiedene Mittelungsperioden verglichen wurden. Die getesteten Zeitperioden orientieren sich am Blattaustrieb der Buchen (AUSTRBU) sowie am Austrieb der Fichten (AUSTRFI) aus der phänologischen Datenbank von Meteoschweiz (Defila und Clot 2005). Diese Daten wurden jährlich an die Höhe der Beobachtungsflächen angepasst.

3.8 Stammzuwachs

Der Stammzuwachs wird alle vier Jahre durch Kluppierung der Bäume an markierten Stellen gemessen. Pro Fläche und Messperiode liegen 30-60 Einzelbaummessungen vor. Für die Auswertungen der Trockenheit wurden die Zeitperioden 1992-2010 (Buchen) bzw. 1995-2010 (Fichten) ausgewählt, da für diese Perioden auch Ozonmodellierungen vorliegen und die Datenanalyse parallel zur Ozonauswertung erfolgte. Diese ist in Braun et al. (2014) näher beschrieben. Bei der Auswertung des Buchenwachstums wurde der Ozonflux als Kovariable verwendet, da er deutlich signifikant war (vgl. Kap. 11). Bei den Fichten wurden lediglich die Trockenheitsindikatoren geprüft.

3.9 Vegetationsaufnahmen

Die vegetationskundlichen Erhebungen stammten grösstenteils aus den Jahren 2003-2005 und bestanden aus 1-3 Aufnahmen auf je ca. 100 m² pro Beobachtungsfläche. Sie wurden nach der

Methode von Ellenberg und Klötzli (1972) durchgeführt. Allerdings war dieses Kollektiv für statistische Auswertungen zu klein, so dass noch Datensets aus den Kantonen Bern und Freiburg hinzugezogen wurden. Diese hatten 1991/92 für die pflanzensoziologische Kartierung ihrer Wälder in 673 Flächen vegetationskundliche Aufnahmen u.a. durch das Büro Burger & Stocker machen lassen. Da das Ziel der Untersuchung die Erkennung basenarmer Standorte war, wurden aus diesem Kollektiv in Zusammenarbeit mit T. Burger und R. Stocker 20 Waldgesellschaften auf der linken, basenarmen Seite des Ökogramms (Abb. 4) sowie mit tiefem Boden-pH (<4.5) ausgewählt. Die Untersuchungen wurden auf die Lagen kollin, sub-, unter- und obermontan konzentriert, da dort die grösste Häufigkeit von Problemstandorten erwartet wurde. Damit standen folgende Waldgesellschaften in der engeren Auswahl: 1, 1^{ho}, 2, 2^{ho}, 6, 7*, 7b, 7a^a, 7d, 8a^a, 8b, 8d, 8*, 15a, 18d, 18a_F, 19a, 19^{ps}, 46a, 46e, 46g, 46s, 56 (siehe auch Tab. 2). Angestrebt wurden 10 Standorte pro Waldgesellschaft, was jedoch nicht immer eingehalten werden konnte. Diese 186 zusätzlichen Standorte sind in Abb. 3 aufgeführt. Die Probenahme des Bodens dieser zusätzlichen Flächen erfolgte im Frühjahr 2006, mit je 2 Einstichen mit dem Spiralbohrer pro Aufnahme fläche bis in eine Tiefe von mindestens 40 cm und gleichzeitiger vegetationskundlicher Aufnahme. Diese war nötig, da die alten Aufnahmen nur in wenigen Fällen präzise lokalisiert werden konnten. Die Flächen wurden mittels GPS eingemessen.

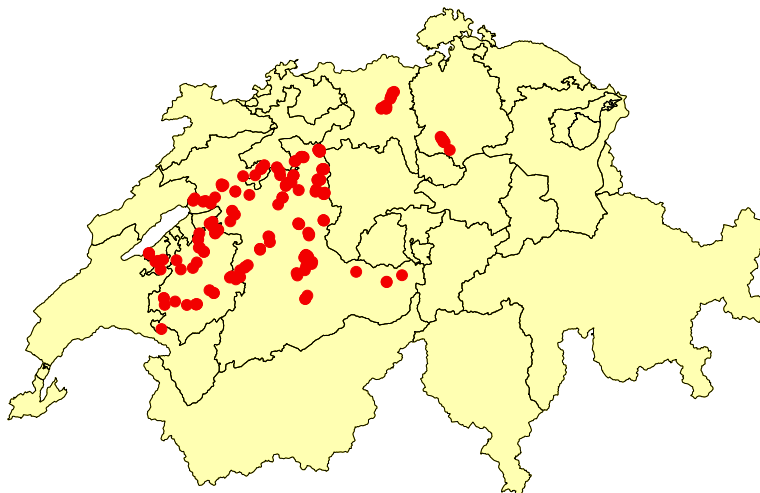


Abb. 3: Zusätzlich beprobte Flächen.

Alle vegetationskundlichen Aufnahmen wurden durch das Büro Burger und Stocker in Lenzburg durchgeführt. Die Waldgesellschaften wurden nach Ellenberg und Klötzli (1972) eingeteilt, mit Modifikationen nach den Kartierungsschlüsseln der Kantone Aargau, Basel, Bern/Freiburg, Thurgau und Zürich (Schmider et al. 1993, Burnand und Hasspacher 1999, Stocker et al. 2002, Schmider et al. 2003 (Abb. 4).

3.10 Statistische Auswertung

Je nach Datenstruktur (eine oder mehrere Beobachtungen pro Standort) wurde eine einfache multivariate Regression oder eine gemischte Regression gerechnet. Die Selektion der Variablen erfolgte rückwärts. Es wurde jedoch darauf geachtet, dass stark korrelierte Prädiktoren nicht gleichzeitig im Modell waren und dass die Zahl der Prädiktoren etwa 10mal kleiner als die Anzahl Werte bzw. Gruppen war, um Übersättigung zu vermeiden. Parameter, deren Entfernung das R^2_{adj} . (einfache Regression) bzw. das Akaike Information Criterion (AIC; gemischte Regression) nicht reduzierte, wurden schrittweise aus dem Modell entfernt. Die Residuen wurden auf Normalverteilung und Homoskedastizität sowie auf das Vorhandensein von Ausreißern geprüft. Plots der Residuen gegen die verbleibenden Prädiktoren wurden ebenfalls durchgeführt.

Die Mortalitätsdaten wurden mit einer logistischen Regression ausgewertet, ebenfalls mit einer Gruppierung nach Standort. Hier wurde die Funktion `glmer` eingesetzt (Paket `lme4` von R). Abhängige Variable war die Kombination von toten und lebenden Bäumen. Nach der Analyse wurde die Overdispersion berechnet und die Fehler entsprechend korrigiert. Die Auswertungen wurden in Zusammenarbeit mit PD Dr. C. Schindler, Swiss Tropical and Public Health Institute der Universität Basel, durchgeführt.

Die Nährstoffaufnahme aus verschiedenen Bodentiefen wurde mit einem polynomially distributed lag model berechnet. Dieses ist im Anhang (Kap. 15.3.1) beschrieben.

Spezielle Verfahren oder Auswertungen sind z.T. in den einzelnen Kapiteln beschrieben.

4 Beziehung zwischen Pflanzensoziologie und Bodenchemie

Sabine Braun, Richard Stocker, Thomas Burger

4.1 Beziehung zwischen Basensättigung und Zeigerarten

Die pflanzensoziologischen Aufnahmen von den Probeflächen der Kantone Bern/Freiburg und von den Flächen des Interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramms wurden mit den Daten zur Basensättigung im Oberboden (0-40 cm) korreliert (Abb. 5, Abb. 6). Ziel war es zunächst, Arten zu finden, die mit genügender Stetigkeit vorkommen und deren An- oder Abwesenheit als Indikator für basenarme Verhältnisse gewertet werden kann, oder andere Merkmale für basenarme Flächen zu finden. Insgesamt standen für die Auswertung 366 pflanzensoziologische Aufnahmen aus 303 Flächen zur Verfügung.

Die statistische Auswertung des Datensets nach Arten ergab eine Auswahl von Indikatorarten, die in Abb. 5 für basenarme und in Abb. 6 für basenreiche Verhältnisse dargestellt sind. Als Indikatoren für basenarme Verhältnisse eignen sich das Wald-Seegras (*Carex brizoides*), die Pillentragende Segge (*Carex pilulifera*), der Dornige Wurmfarne (*Dryopteris carthusiana*), der Adlerfarn (*Pteridium aquilinum*) und die Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*). Teilweise hat nicht nur das Vorkommen allein Indikatorwert, sondern auch der Deckungsgrad. Dies gilt für den Adlerfarn (vgl. Titelbild: Fläche Möhlin mit 11.9% Basensättigung) und die Heidelbeere. Abb. 6 zeigt eine analoge Auswahl für basenreiche Verhältnisse mit 6 Arten, den Aronstab (*Arum maculatum*), die Waldzwenke (*Brachypodium sylvaticum*), das Bingelkraut (*Mercurialis perennis*), die Waldschlüsselblume (*Primula elatior*), den Wolligen Schneeball (*Viburnum lantana*) und das Waldveilchen (*Viola reichenbachiana*). Wie aus Tab. 2 hervorgeht, können mit den 11 ausgewählten Arten basenarme und basenreiche Verhältnisse in 69% der Fälle richtig erkannt werden.

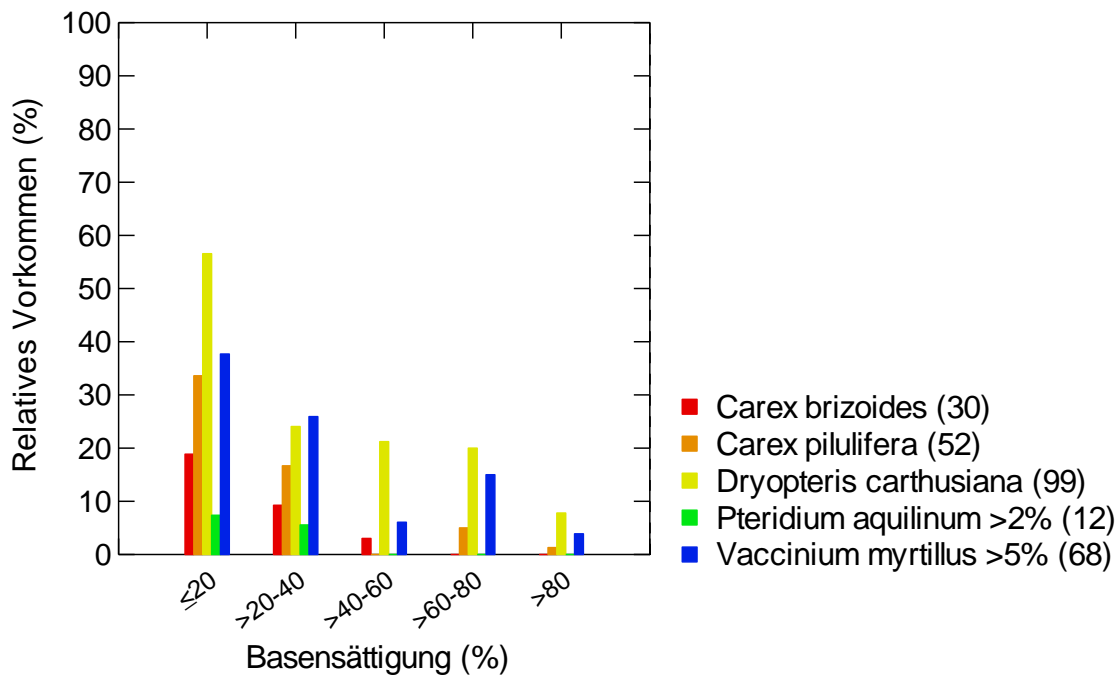


Abb. 5: Relatives Vorkommen der als Indikatorarten für basenarme Böden ausgewählten Pflanzenarten in Beziehung zur Basensättigung des Oberbodens (Prozent der Aufnahmen, die die entsprechende Art enthalten). In Klammern Anzahl Vorkommen in 366 Aufnahmen. Bei *Pteridium aquilinum* und *Vaccinium myrtillus* war die Beziehung deutlicher, wenn nur Vorkommen mit Deckungsgraden >2% bzw. >5% berücksichtigt wurden.

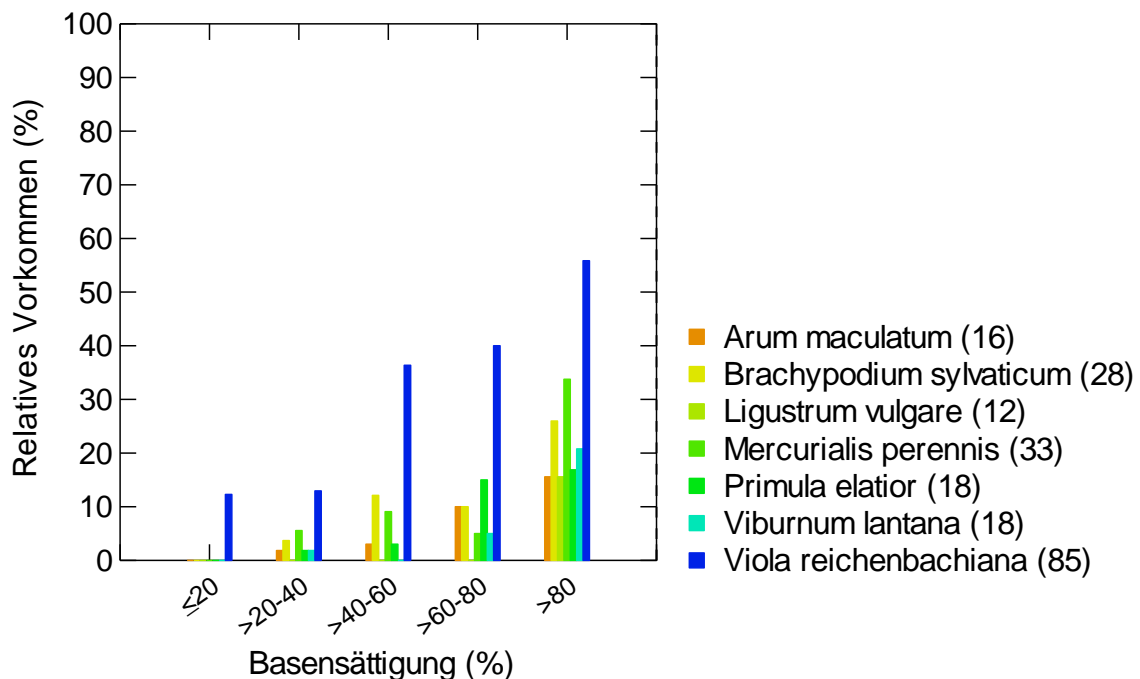


Abb. 6: Relatives Vorkommen der als Indikatorarten für basenreiche Böden ausgewählten Pflanzenarten in Beziehung zur Basensättigung des Oberbodens (Prozent der Aufnahmen, die die entsprechende Art enthalten). In Klammern: Anzahl Vorkommen.

	Anzahl Flächen	Prozent Zuordnung
richtig	247	69.8
falsch	35	9.9
fehlend	72	20.3

Tab. 2: Güte der Zuordnung von Vegetationseinheit zu BS% im Oberboden („Trefferquote“) in %. Mit den Zeigerarten in Abb. 5 und Abb. 6 kann eine Basensättigung <40% oder >40% in 69% der Flächen richtig zugeordnet werden. Fehlend: keine Zuordnung, da keine Indikatorpflanze vorhanden.

Zur Validierung der gefundenen Zusammenhänge wurden Daten des International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests (ICP Forest, Level II-Programm) herangezogen. Es wurden Daten zur Bodenvegetation und Basensättigung von drei Ländern (Frankreich, Tschechien und Österreich) zur Verfügung gestellt. Insgesamt konnten 105 Flächen mit Boden- und Vegetationsdaten ausgewertet werden. Die Ergebnisse sind in Tab. 3 aufgelistet. Sie sind den für die Schweiz ermittelten Werten sehr ähnlich, mit einem etwas höheren Anteil an fehlenden Werten.

	Anzahl Standorte	Prozent Zuordnung
richtig	65	61.9
falsch	7	6.7
fehlend	33	31.4

Tab. 3: Trefferquote für die Erkennung basenarmer Standorte aufgrund der in Abb. 5 und Abb. 6 aufgelisteten Indikatorarten auf europäischer Ebene (Datenset ICP Forests Level II: F, CZ, A).

Diese Ergebnisse können zwar für die Erkennung im Feld dienlich sein, doch ist die praktische Anwendung eingeschränkt, da kartierte Vegetationsaufnahmen keine Information über Einzelarten enthalten. Zudem kommen die Indikatorarten zu wenig häufig vor, um eine flächendeckende Beurteilung zu ermöglichen. Es wurde deshalb ein Weg gesucht, um über den Einbezug der Vegetationseinheiten zu einer flächenhaften Aussage zu kommen.

4.2 Beziehung zwischen Basensättigung und Vegetationseinheit

Die Auswertung des Datensets mit den Vegetationseinheiten zeigte, dass die Waldgesellschaften durchaus eine Differenzierung der Basensättigung ermöglichen (Abb. 7). Die pflanzensoziologischen Einheiten links, im ‚sauren‘ Teil des Ökogramms, kommen vorwiegend auf basenärmeren Böden vor als die im ‚basischen‘ Teil des Ökogramms. Um diese Beobachtung quantitativ in die pH-Skala der Ökogramme umzusetzen, wurde die Position der Gesellschaften in der Säureskala des Ökogramms in eine lineare Skala umgesetzt (Abb. 8). Diese Skala wird nachfolgend $pH_{\text{Ökogramm}}$ genannt. Sie beginnt wie die pH-Skala bei Werten um 3 und endet bei 8, ist aber im Gegensatz zur pH-Skala des Ökogramms linear unterteilt. Trägt man diese Säurebewertung der Gesellschaften gegen die Basensättigung auf, so ergibt sich eine recht gute Beziehung (Abb. 9). Ausnahme ist die Gesellschaft 41 (Platterbsen-Eichenmischwald), die im Ökogramm weit links figuriert, bei der aber eine mittlere bis hohe Basensättigung bis 40 cm Tiefe gemessen wurde. Für die Einheit 41 lagen nur vier Messungen vor. Im Mittel waren es 5.9 Erhebungen pro Gesellschaft (vgl. Tabelle im Anhang).

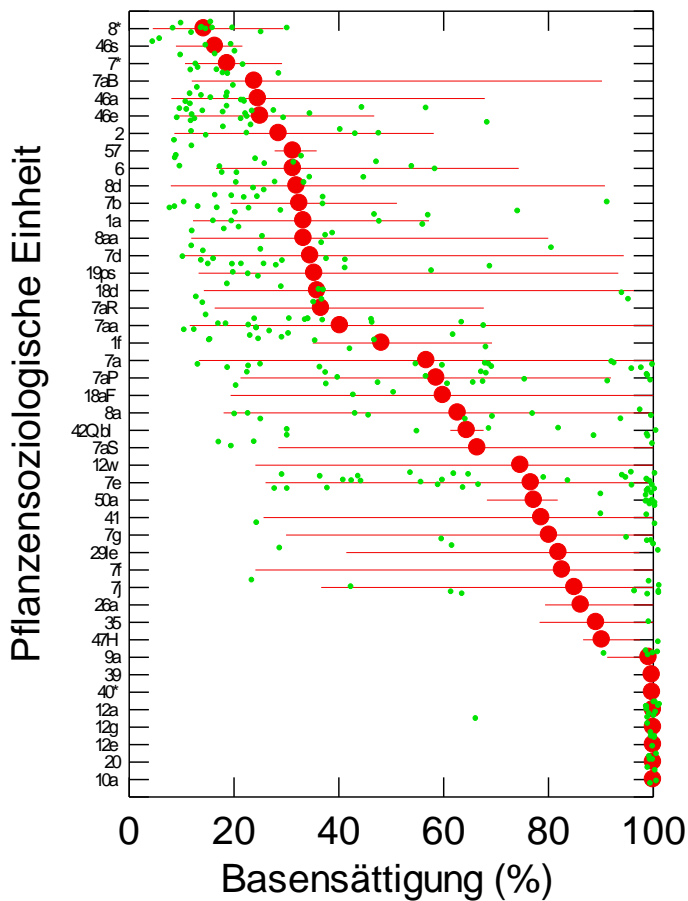


Abb. 7: Gemessene Werte der Basensättigung (Mittelwert für 0-40 cm Bodentiefe) nach pflanzensoziologischer Einheit. Roter Punkt: Medianwert, Balken: Bereich der gemessenen Werte, grüne Punkte: Einzelwerte. Die pflanzensoziologischen Einheiten erklären 65.6% der Varianz der Basensättigung.

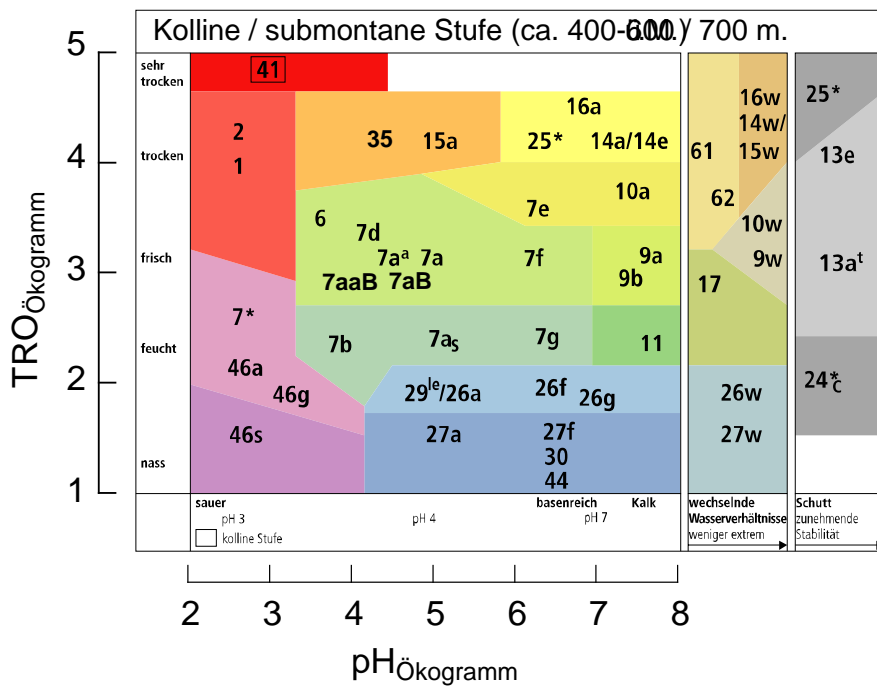


Abb. 8: Erläuterung der Herleitung der Variable „pH_{Ökogramm}“

Die Gesellschaft 41 (Platterbsen-Eichenmischwald) kommt gemäss den Erfahrungen von Thomas Burger und Richard Stocker auf nur oberflächlich versauerten Böden vor und ist deshalb im Ökogramm wahrscheinlich zu stark im basenarmen Bereich eingestuft. Es ist deshalb legitim, die Zuordnung für Gesellschaft 41 für diese Auswertung soweit anzupassen, dass sie in die Beziehung zwischen Basensättigung und $\text{pH}_{\text{Ökogramm}}$ plausibel passt. Nach dieser Modifikation wurde die X-Achse aus Abb. 8 als kontinuierliche Variable in die Auswertungen einbezogen. Damit konnte das Problem der Auswertung in Kap. 4.1, die viele Lücken infolge fehlender Zuordnungen aufgewiesen hatte, gelöst werden. Zudem können auch Gesellschaften, für die keine Bodenbeprobung vorliegt, in die Auswertung einbezogen werden.

Die Ergebnisse zeigen, dass die pflanzensoziologische Standortsbeurteilung, die sich vor allem auf den pH-Wert bezieht, grossenteils auch für die Beurteilung der Basensättigung geeignet ist.

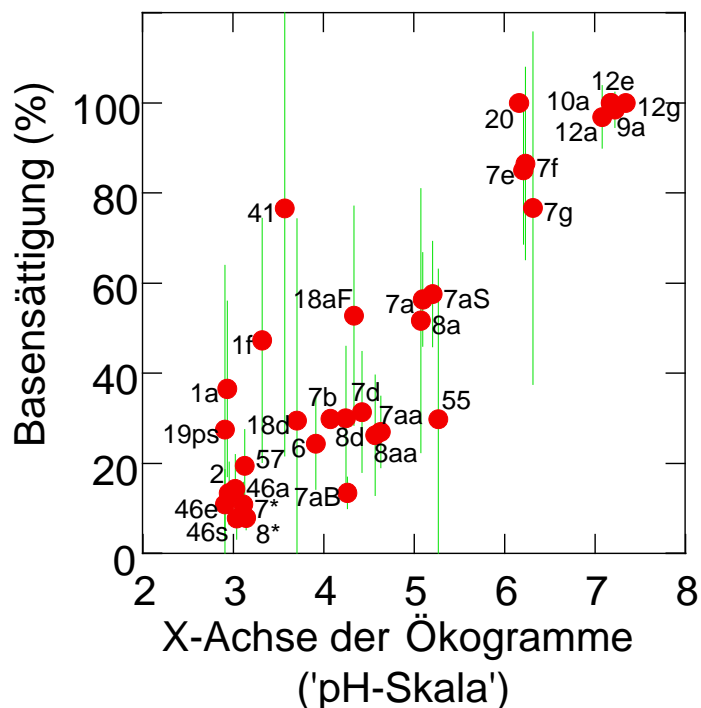


Abb. 9: Mittelwert der gemessenen Basensättigung 0-40 cm (\pm 95%-Vertrauensbereich) für pflanzensoziologische Einheiten mit mindestens 4 Aufnahmen in Beziehung zur pH-"Skala" des Ökogramms (Abb. 8). Diese X-Achse ist hier, im Gegensatz zum pH-Wert in den Ökogrammen, linear umgesetzt und entspricht nur an den Enden einem pH-Wert.

4.3 Beziehung zwischen den Konzentrationen an Calcium, Magnesium und Kalium im Oberboden und Waldgesellschaft

Die Konzentrationen an austauschbarem Calcium, Magnesium und Kalium wurden über die obersten 40 cm des Bodens gemittelt und einzeln nach Waldgesellschaft ausgewertet (Tab. 4). Erwartungsgemäss war die Korrelation zwischen Waldgesellschaft und Calcium-Anteil ähnlich gut wie diejenige mit der Basensättigung, da Calcium meist den grössten Teil der Basensättigung ausmacht. Bei Magnesium und Kalium sind die Unterschiede zwischen den Vegetationseinheiten weniger gross, bei diesen Elementen kann durch die Waldgesellschaft nur ca. 45% der Varianz erklärt werden.

Element	R ² (erklärte Varianz in%)
Calcium	64.6
Magnesium	44.4
Kalium	46.0
Basensättigung	65.7
Citratlöslicher Phosphor	25.4

Tab. 4: Durch die Vegetationseinheit erklärte Varianz (in Prozent) für mittlere Konzentrationen an austauschbarem Calcium, Magnesium und Kalium. Zum Vergleich sind auch die Ergebnisse für Basensättigung (vorhergehender Abschnitt) und Phosphor (nachfolgender Abschnitt) angefügt. Alle abhängigen Variablen ausser Basensättigung log-transformiert.

4.4 Beziehung zwischen Phosphor in Boden und Pflanzen und Vegetationseinheit

Phosphor liegt im Boden in sehr vielen verschiedenen Formen vor. Eine Abschätzung der P-Verfügbarkeit für Pflanzenwurzeln ist deshalb schwierig. Zudem erfolgt die Aufnahme vor allem über die Mykorrhizen, die den Phosphor mit ihren Ausscheidungen massgeblich aus schwer löslichen Verbindungen mobilisieren und ihn pflanzenverfügbar machen. Als Extraktionsmittel wurde Citronensäure gewählt, um die Ausscheidung organischer Säuren durch die Wurzeln und Mykorrhizapilze zu simulieren (Prietzl und Stetter 2010). Bei einer Extraktion mit 1% Citronensäure wird für Forstbaumschulen eine P-Konzentration von 200 ppm als ausreichend, 100-200 ppm als mässig angesehen (Süchting et al. 1938).

Zwischen dem citratlöslichen Phosphor und der Phosphorkonzentration im Laub besteht eine recht gute Beziehung (Abb. 10). Mit einem Rho_{Spearman} von 0.54 erklärt sie einen höheren Anteil der Varianz als die Beziehung zwischen austauschbarem Kalium (K) im Boden und K im Laub (0.39) bzw. zwischen austauschbarem Mg und Mg im Laub (0.25).

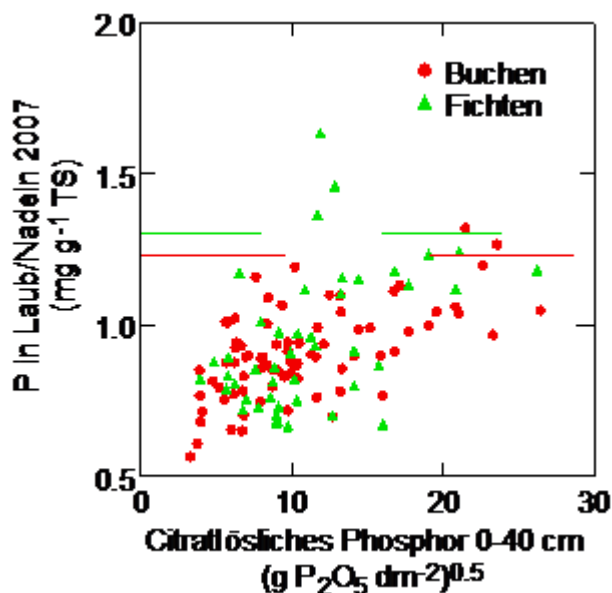


Abb. 10: Beziehung zwischen dem citratlöslichen P im Boden (wurzelntransformiert) und der Phosphorkonzentration in Laub/Nadeln. Gestrichelte Linie: Grenzwert zur ausreichenden Versorgung nach Mellert und Göttlein (2012).

Die Konzentrationen an citratlöslichem Phosphor wurden ähnlich wie in Abb. 7 gegen die Pflanzengesellschaften aufgetragen (Abb. 11). Am unteren Ende der Skala liegen die Waldgesellschaften 9a, 19ps, 10a, 2, 7e, 12e, 41 und 8aa. Von diesen sind zwei Waldgesellschaften

(19ps und 2) auch in der Gruppe der basenarmen Waldgesellschaften vertreten. Allerdings wird durch die Waldgesellschaften ein deutlich geringerer Anteil der Varianz des P im Boden erklärt als bei der Basensättigung (25.4% im Vergleich zu 65.6%).

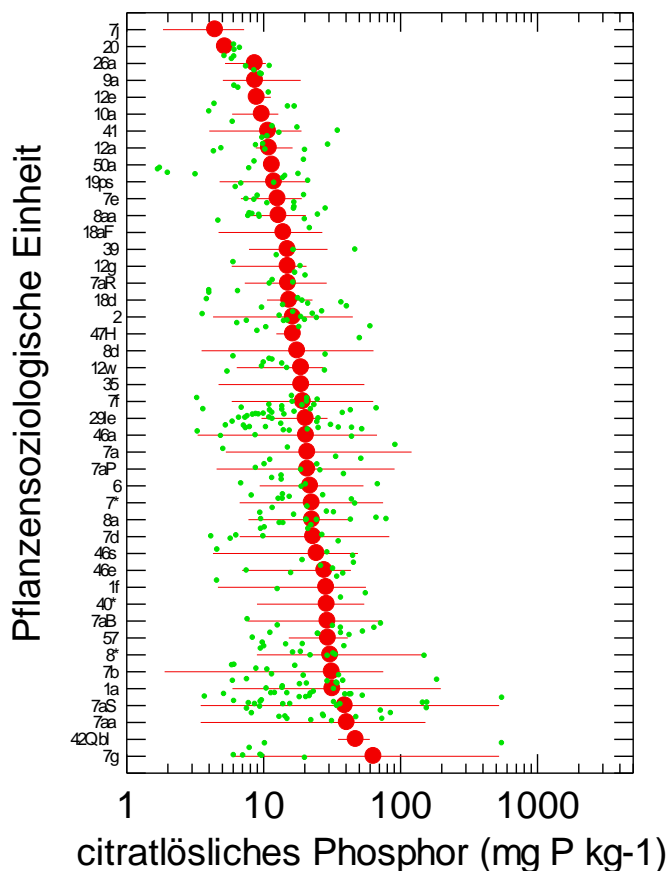


Abb. 11: Zuordnung der Konzentrationen an citratlöslichem Phosphor im Boden (Mittelwert 0-40 cm) zu den Vegetationseinheiten. Roter Punkt: Median, Linie: Bereich der Messwerte, grüne Punkte: Einzelwerte. Die Unterschiede zwischen den pflanzensoziologischen Einheiten erklären 27.5% der Varianz.

Die Daten weisen darauf hin, dass aus dem Boden extrahierbares Phosphor für die Unterscheidung der vegetationskundlichen Einheiten eine geringere Rolle spielt als die Basensättigung oder der pH-Wert. Das heisst, dass der Bodenvegetation hinsichtlich Phosphorgehalten im Boden ein geringerer Indikatorwert zukommt. Wird anstelle der Phosphorkonzentration im Bodenextrakt die Phosphorkonzentration im Laub und in den Nadeln zur Differenzierung der Gesellschaften verwendet, so muss berücksichtigt werden, dass zwischen Phosphorkonzentration und Stickstoffdeposition eine hochsignifikante und mit der Zeit zunehmende negative Korrelation besteht (Braun und Flückiger 2013). Bei der Berechnung der Unterschiede der Phosphorkonzentration zwischen den Gesellschaften wurden deshalb Stickstoffdeposition und Jahr als Kovariablen mit einbezogen. Abb. 12 zeigt das Ergebnis dieser multivariaten Analyse. Es finden sich nur wenige Unterschiede zwischen den Gesellschaften. Am schlechtesten mit Phosphor versorgt sind die Bäume in der Einheit 57, aber auch in 12a, 9a, 7e und 7g liegen die Konzentrationen signifikant unter dem Richtwert für ausreichende Ernährung.

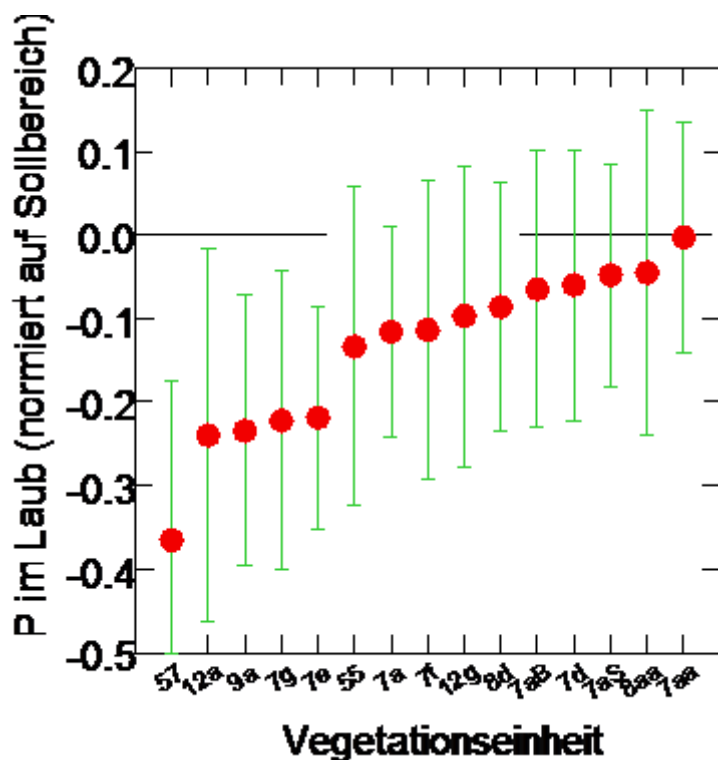


Abb. 12: Phosphorkonzentration in Buchenlaub und Fichtennadeln in Beziehung zur pflanzensoziologischen Einheit. Datenset aus IAP-Beobachtungsflächen, alle Jahre (unter Berücksichtigung der Beziehung mit der N-Deposition, gemäss Braun und Flückiger 2013). Nur Gesellschaften mit mindestens 3 Wiederholungen. Nulllinie (gestrichelt): Grenze zur Unterversorgung für Buchen und Fichten nach Göttlein et al. (2011). Balken: 95%-Vertrauensbereich.

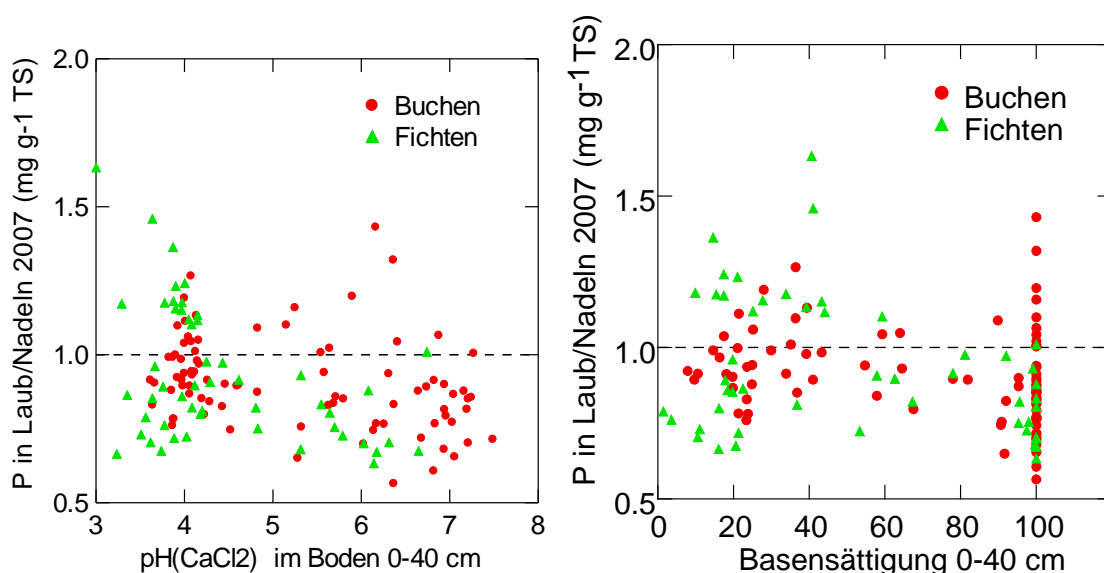


Abb. 13: Beziehung zwischen P-Konzentration im Laub bzw. in den Nadeln und dem Boden-pH-Wert (links) sowie der Basensättigung des Bodens (rechts). Analysenwerte von 2007.

Bei den Nährstoffen Kalium und Magnesium wurde keine signifikante Beziehung zwischen pflanzensoziologischer Einheit und der Konzentration im Laub bzw. in den Nadeln gefunden ($p=0.25$ bzw. 0.088).

4.5 Beziehungen zwischen der Verwitterungsrate des Bodens und der Pflanzensoziologie

In 84 kantonalen Walddauerbeobachtungsflächen war durch D. Kurz (EKG Geoscience) die Verwitterungsrate durch Mineralanalysen und anschliessende Modellierung mit dem Model SAFE (Alveteg et al. 1998) bestimmt worden. Abb. 14 zeigt die Beziehung zwischen Waldgesellschaft und Verwitterungsraten für alle Flächen, für die Daten zur Verwitterungsrate vorhanden sind, Abb. 15 eine Auswertung für die sieben Gesellschaften, die mindestens in drei Flächen beobachtet wurden. Für eine Herleitung einer Beziehung zwischen Verwitterungsrate und Pflanzengesellschaft ist das Datenset zu klein und die Streuung der Verwitterungsrate z.T. sehr gross (vgl. auch Kap. 7 für weitere Auswertungen). Wegen der geringen Zahl von Wiederholungen pro Gesellschaft wurde auf eine weitere statistische Auswertung verzichtet.

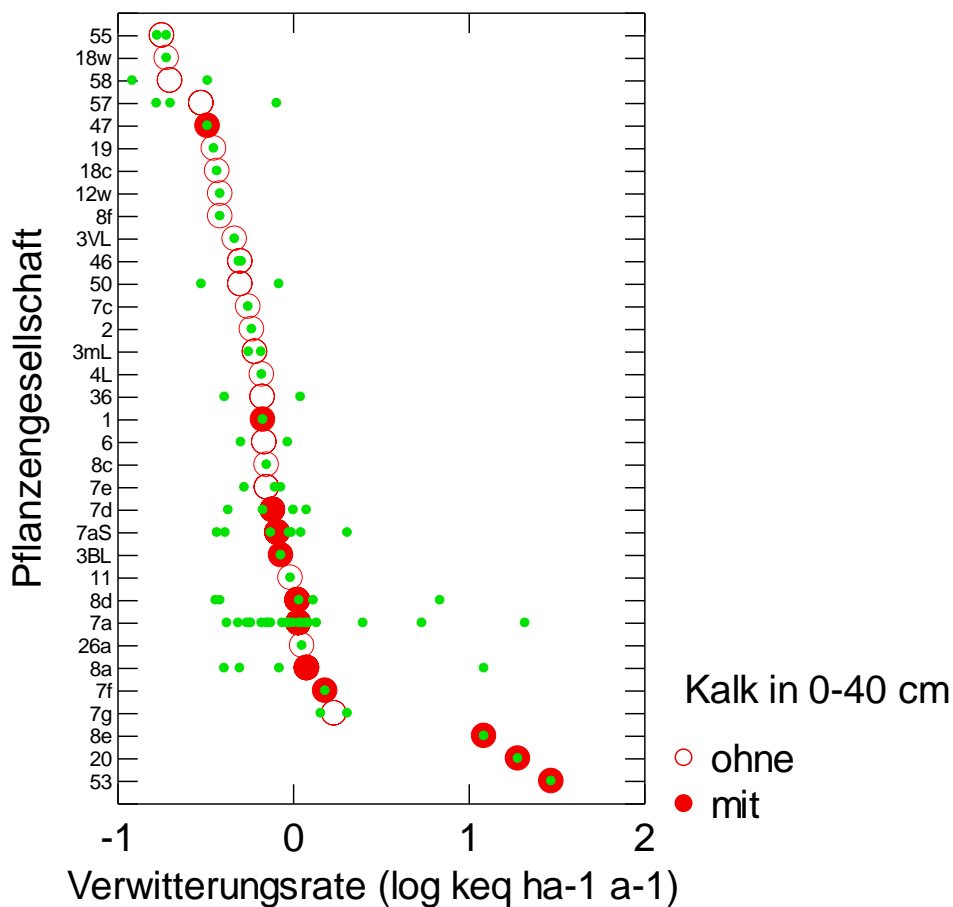


Abb. 14: Verwitterungsraten von basischen Kationen und Pflanzengesellschaften aller 84 Flächen. Rot: Mittelwert, grün: Einzelpunkte. Flächen mit freiem Kalk in 0-40 cm Bodentiefe sind mit ausgefüllten Punkten markiert.

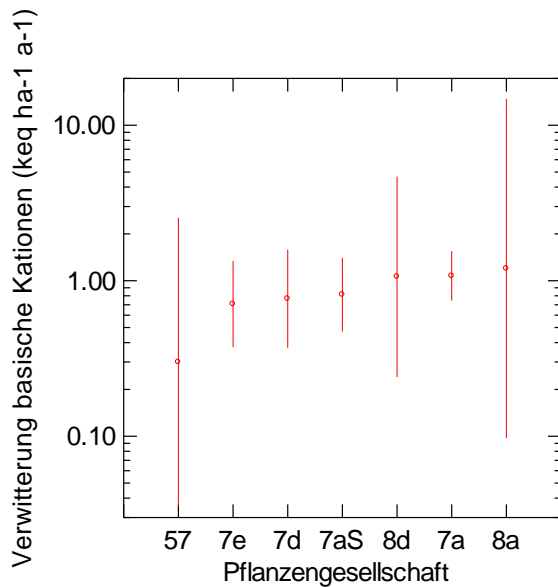


Abb. 15: Verwitterungsraten für sieben Pflanzengesellschaften mit mindestens 3 Wiederholungen (Mittelwert und 95%-Vertrauensbereich, n=49).

5 Verknüpfung von Pflanzensoziologie mit flächendeckend verfügbaren Umweltinformationen

Beat Rihm und Sabine Braun

5.1 Verwendete Daten und Methoden

Zur Schätzung der Basensättigung des Oberbodens wurden, ergänzend zur Pflanzensoziologie, weitere flächenhaft verfügbare Umweltinformationen herangezogen. Dies waren digitale Höhenmodelle (DHM, swisstopo 2007 und und BFS 1997), die Bodeneignungskarte (Frei et al. 1980), die geologische Karte (swisstopo 2005), Klimakarten (Remund et al. 2008, basierend auf Messungen von MeteoSchweiz) sowie die Schadstoffeintragskarten (BAFU 2009). Eine Übersicht über die in der Auswertung verwendeten Variablen gibt Tab. 5. Die Variablen mit dem Vermerk "IAP" sind in Kap. 4.1 näher beschrieben.

Abkürzung	Bezeichnung und Dimension	Quelle
X,Y	Koordinaten in m	IAP
HOEHE	Höhe über Meer aus DHM, m	DHM
OXN2007	Deposition oxidiertes N, kg N/ha/Jahr, 2007	Immissionskarte
REN2007	Deposition reduziertes N, kg N/ha/Jahr, 2007	Immissionskarte
SO4WET	Nassdeposition S, eq/ha/Jahr	Immissionskarte
SO2DRY	Trockendeposition S, eq/ha/Jahr	Immissionskarte
BCWET	Nassdeposition Ca+Mg+K, eq/ha/Jahr	Immissionskarte
BCDRY	Trockendeposition Ca+Mg+K, eq/ha/Jahr	Immissionskarte
SLOPE	Hangneigung aus DHM gerechnet, in Prozent	DHM
CURVATURE	Geländeform aus DHM gerechnet, 2 Ableitung, siehe unten	DHM
EXPOSITION	Himmelsrichtung der Hangneigung, 1-360 Grad, von Nord im Uhrzeigersinn	DHM
TEMPERATURE	Temperatur Jahresmittel °C	METEONORM
RAIN	Jahresniederschlag mm/Jahr	METEONORM
HUMIDITY	Jahresmittel Luftfeuchte %	METEONORM
RADIATION	Jahresmittel Globalstrahlung, W/m ²	METEONORM
WINDSPEED	Jahresmittel Windgeschwindigkeit m/s	METEONORM
BODENEIG_I	BEK Eignungscode	BEK
SOILTYPE	BEK Bodentyp	BEK
BEK	SOILTYPE vereinfacht gemäss Tab. 6	BEK/IAP
GRUNDIGKEI	BEK Gründigkeit Code 40330	BEK
SKELETT	BEK Skelett Code	BEK
WASSERSPEI	BEK Wasserspeichervermögen Code	BEK
NAHRSTOFF	BEK Nährstoffversorgung Code	BEK
WASSERDURC	BEK Wasserdurchlässigkeit Code	BEK
VERNASS	BEK Vernässung Code	BEK
GT_ID	Geotechnische Karte, Code 10959 gemäss separater Beschreibung	geotechnische Karte
HREL5	Höhe über dem tiefsten Punkt in 5km Radius	DHM
HDIFF2	Differenz höchster minus tiefster Punkt in 2km Radius	DHM
PHOEKOGR	pH-Wert-Zuordnung der Pflanzengesellschaften (vgl. Abb. 9)	IAP
VKG	Verwitterungsklassen, basierend auf der geologischen Karte	geologische Karte
BSSAET	gemessene Basensättigung	IAP

Tab. 5: Für die Auswertung zur Verfügung stehende Variablen. DHM: digitales Höhenmodell. IAP: Inst. für Angewandte Pflanzenbiologie

5.1.1 Bodeneignungskarte

Die Bodeneignungskarte wurde aufgrund von Luftbildanalysen und Felduntersuchungen erstellt und liegt im Massstab 1:200'000 vor. Sie beinhaltet eine Bodeneinteilung aufgrund von Muttergestein und Relief und enthält einerseits kontinuierliche Variablen, die direkt in die Auswertung eingesetzt werden können, und andererseits eine Einteilung in Bodentypen. Letztere besteht jeweils aus einem Buchstaben (für Muttergestein bzw. Region) und einer Zahl (für das Relief) und musste für die Auswertung in eine kontinuierliche Variable umgewandelt werden. Der dafür verwendete Schlüssel ist in Tab. 6 aufgelistet. Die resultierende ordinale Variable (BEK) erstreckt sich von 1 (Kalk) bis 5 (basenarm).

Kodierung (BEK)	Bodentyp der Bodeneignungskarte										
1	A (1-3)	B (1-3)	C (1-3)	D (1-3)	E						
2	A (4-6)	B (4-6)	C (4-6)	D (4-6)	H (1-3)	R					
3	A (7-9)	B (7-9)	C (7-9)	D (7-9)	H (4-6)	P	S	T	U	X	Q
4	H (7-9)	J	L	V	W	Y	Z				
5	F	G	K	M	N	O					

Tab. 6: Für die Auswertung vorgenommene vereinfachte Kodierung des Bodentyps der Bodeneignungskarte BEK (Buchstaben: Muttergestein, Zahlen: Relief; vgl. Legende der Bodeneignungskarte (Frei et al. 1980)). Die Gruppen Q, T, X, Y, Z waren im Datensatz nicht vertreten und konnten deshalb nicht überprüft werden.

Für die Auswertung wurde auch die Einstufung des Skelettgehaltes gemäss Tab. 7 etwas vereinfacht. Oberhalb von 20% Skelett wurde keine weitere Unterteilung mehr vorgenommen.

Stufung Skelett BEK	für die Berechnung eingesetzter Wert	Definition Skelett in Vol.%
<2.5	2	≤ 15%
2.5-3	3	15-20%
>3	4	>20%

Tab. 7: Vereinfachung der Skelettstufen in der Bodeneignungskarte für die Berechnung

Die Klassen der Wasserdurchlässigkeit wurden unverändert aus Frei et al. (1980) übernommen.

5.1.2 Geologische Karte

Die geologische Karte liegt im Massstab 1:500'000 vor und wurde von swisstopo veröffentlicht. Den geologischen Formationen wurden auf der Grundlage bekannter Verwitterungsraten gutachterlich numerische Verwitterungsklassen zugewiesen (Tab. 8). Zudem wurden die von der geologischen Karte ausgewiesenen Gruppen mit berechneten Verwitterungsraten verglichen. Aufgrund dieses Vergleichs wurden auch Einteilungen verwendet, die sich auf geologische Zeitperioden und damit weniger auf den Ursprung der Gesteine beziehen. Bei den Kalkformationen Dogger, Kreide, Trias und Malm war es plausibel, eine hohe Verwitterungsrate anzunehmen.

Wegen der grossen geologischen Diversität in der Schweiz wurden diese Auswertungen mit einem erweiterten Datenset gemacht. Zusätzlich zu 74 IAP-Flächen, für die gemessene Verwitterungsraten vorlagen, wurden Daten von weiteren 159 Flächen der WSL (Walther et al. 2004) verwendet, bei denen im Rahmen der Berechnung von Critical Loads für Säure ebenfalls Verwitterungsraten bestimmt worden waren (Eggenberger et al. 1998).

Gruppe	Verwitterungsklasse	Anzahl Proben
Alluvionen	3	7
Deckenschotter	1	16
Dogger	3	28
Fluvioglaziale Ablagerung	2	13
Flysch	2	7
Gneis	1	3
Granit	1	5
Kreide (Einheit ha und ii)	3	2
Kreide (alle übrigen Einheiten)	4	1
Löss	1	8
Lias	4	5

Gruppe	Verwitterungsklasse	Anzahl Proben
Malm	5	17
Molasse	3	142
Moräne	2	86
Schotter	1	1
Schutt	3	9
Trias	5	10
Verwitterungslehm	1	1

Tab. 8: Zuordnung von geologischen Formationen der geologischen Karte zu Verwitterungsklassen. VK=Verwitterungsklasse (1=gering bis 5=hoch)

5.1.3 Schadstoffdepositionskarten

Für die Einträge von versauernden Luftschadstoffen in eq/ha/Jahr (eq = mol_c) wurden Depositionskarten mit einer Auflösung zwischen 100 m (Ammoniak) und 2 km (Nassdeposition) erstellt (BAFU 2009). Die Methode ist in Thimonier et al. (2005) beschrieben, die Berechnungen wurden 2009 aktualisiert. Die Depositionswerte an den Erhebungsstandorten wurden aus den umliegenden Rasterpunkten interpoliert. Die Schadstoffdeposition wurde als Inputvariable in den Regressionen zur Errechnung der Basensättigung verwendet.

5.1.4 Vegetationskarten

Die Herleitung der Variable pH_{Oekogramm} ist in Kap. 4.2 ausführlich beschrieben.

5.2 Ergebnisse

5.2.1 Regressionsgleichungen

Die für die Auswertung zur Verfügung stehenden Variablen (Tab. 5) wurden aus den digitalen Karten für die 303 Beobachtungsflächen ausgelesen, die für die Erstellung der Beziehung zwischen Vegetationseinheit und Basensättigung verwendet wurden.

Eine Reihe von Variablen aus den eingangs erwähnten digitalen Karten wurde mittels Faktoranalyse und schrittweiser Regression auf ihre Eignung als Prädiktoren für die Basensättigung geprüft. Es wurden zwei verschiedene Varianten gerechnet, je nachdem ob die Pflanzensoziologie (pH_{Oekogramm}) für die Standorte digital verfügbar war oder nicht. Die Ergebnisse sind in Tab. 9 und Tab. 10 aufgeführt. Die BEK-Bodentypen nach Tab. 6 erklärten einen signifikanten Teil der Basensättigung. Die Korrelation mit den Gesteinsklassen aus der geologischen Karte war wesentlich schwächer, aber immer noch signifikant. Werden die Vegetationseinheiten in die Berechnungen einbezogen, lässt sich ein höherer Anteil der Varianz der Basensättigung des Oberbodens erklären.

5.2.2 Resultierende Karten der Basensättigung unter Verwendung der Vegetationskarten

Die mit dem schrittweisen Verfahren zur Berechnung der Basensättigung des Oberbodens hergeleitete Regression für das Datenset mit Vegetationsaufnahmen ist in Tab. 9 aufgelistet, und die resultierenden Karten für die Kantone AG, BS/BL, FR, SO, TG und ZH in Abb. 18 bis Abb. 23. Die Kantone Bern und Zug haben keine digital verfügbaren Vegetationskarten.

Parameter	Koeffizient	SE	p-Wert
Konstante	-0.294	0.469	0.53084
pH _{Oekogramm} (Vegetationseinheit)	1.369	0.088	0.00000
BEK(3) ¹	-1.460	0.251	0.00000
BEK(4) ¹	-1.535	0.246	0.00000
Verwitterungsklasse Geologie	0.264	0.105	0.01225

Tab. 9: Regressionsergebnisse des Datensets mit Vegetationskarte ($R^2=0.648$, $n=359$, abhängige Variable: Basensättigung in 0-40 cm, wurzeltransformiert). Koeffizient: Regressionskoeffizient, SE: Standardfehler, p-Wert: Signifikanz.

¹⁾ aus Bodeneignungskarte gemäss Tab. 6. BEK(3): binäre Variable mit dem Wert 1, wenn BEK=4, sonst 0. BEK(4): binäre Variable mit dem Wert 1, wenn BEK=5, sonst 0.

²⁾ aus geologischer Karte, gemäss Tab. 8

Aus Tab. 9 resultiert folgende Gleichung (Abkürzungen vgl. Tab. 5):

$$BS(\%) = (-0.29 + 1.37 * pH_{Oekogramm} - 1.46 * BEK(3) - 1.54 * BEK(4) + 0.26 * VKG)^2 \quad (1)$$

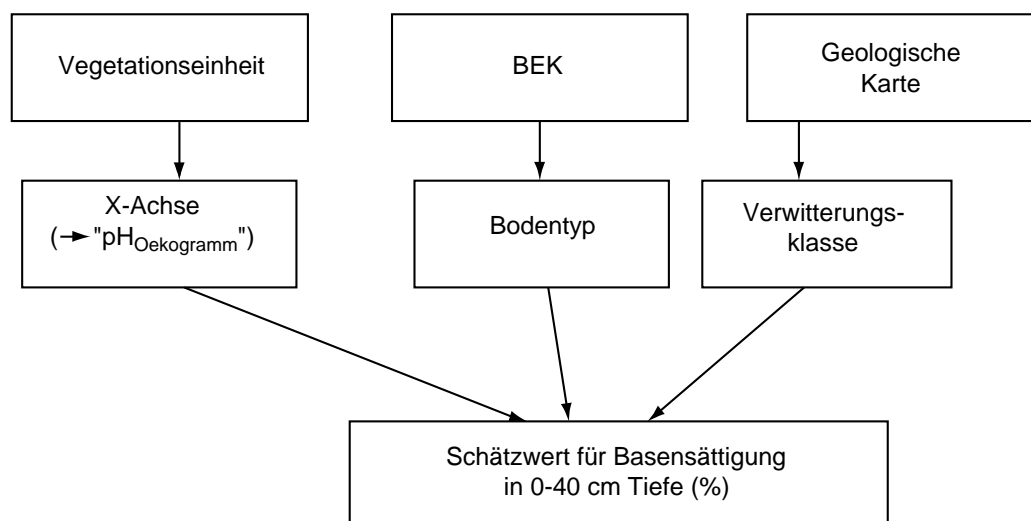


Abb. 16: Herkunft der in die Berechnung der Basensättigung einbezogenen Variablen

Der Vergleich der modellierten mit der gemessenen Basensättigung zeigt eine gute Übereinstimmung. Das Modell erklärt 63% der Varianz der gemessenen Basensättigungswerte (Abb. 17). Im Bereich der tiefen Basensättigung, unterhalb 40%, ist die Übereinstimmung ausgezeichnet, im mittleren Bereich etwas schlechter. Damit können die gefährdeten basenarmen Waldstandorte mit recht hoher Genauigkeit lokalisiert werden. Wegen der hohen räumlichen Auflösung der Vegetationskarten ist auch die räumliche Auflösung der Basensättigungskarten praxistauglich. Auf den nachstehend für die Kantone mit Vegetationskarten dargestellten Karten der Basensättigung sind die geologischen Regionen deutlich erkennbar: im Jura und in den Voralpen ist die Basensättigung hoch, im Mittelland tiefer. Als besonders basenarm wird

im Kanton Aargau die Region Zofingen ausgewiesen, im Kanton Zürich das Aatal und die Region westlich von Höri. Tab. 11 gibt die mit diesem Modell errechnete Häufigkeitsverteilung der Basensättigungsklassen pro Kanton an. Am stärksten sind die basenarmen Flächen im Kanton Aargau vertreten: für 44% der Waldflächen wird die Basensättigung auf $\leq 40\%$ geschätzt. Im Kanton FR haben 38% der Waldflächen geschätzt Basensättigungen $\leq 40\%$, in ZH 29%, in den Kantonen SO und TG je 16% und in den Kantonen BS/BL 4%.

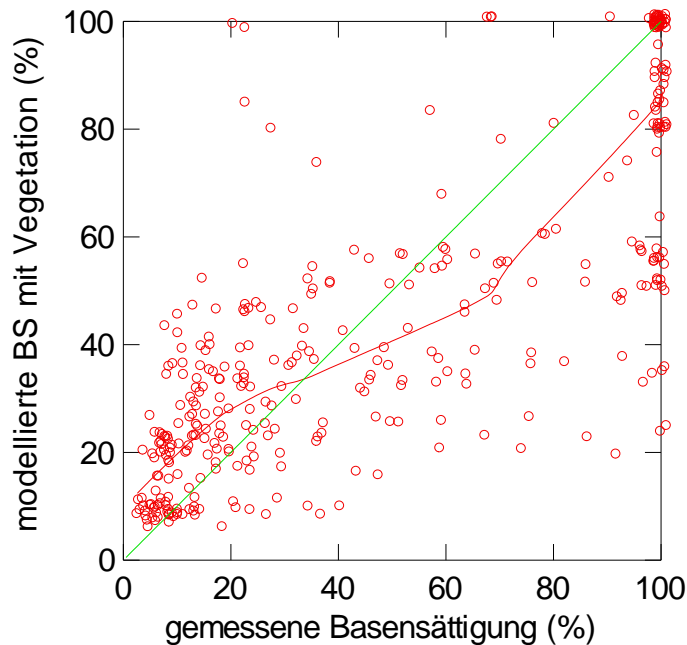


Abb. 17: Vergleich zwischen gemessener Basensättigung (0-40 cm Tiefe) und modellierter unter Einbezug der Vegetation. Grüne Linie: 1:1-Linie. Rote Linie: nichtparametrischer Glätter (LOESS). $R^2=0.63$.

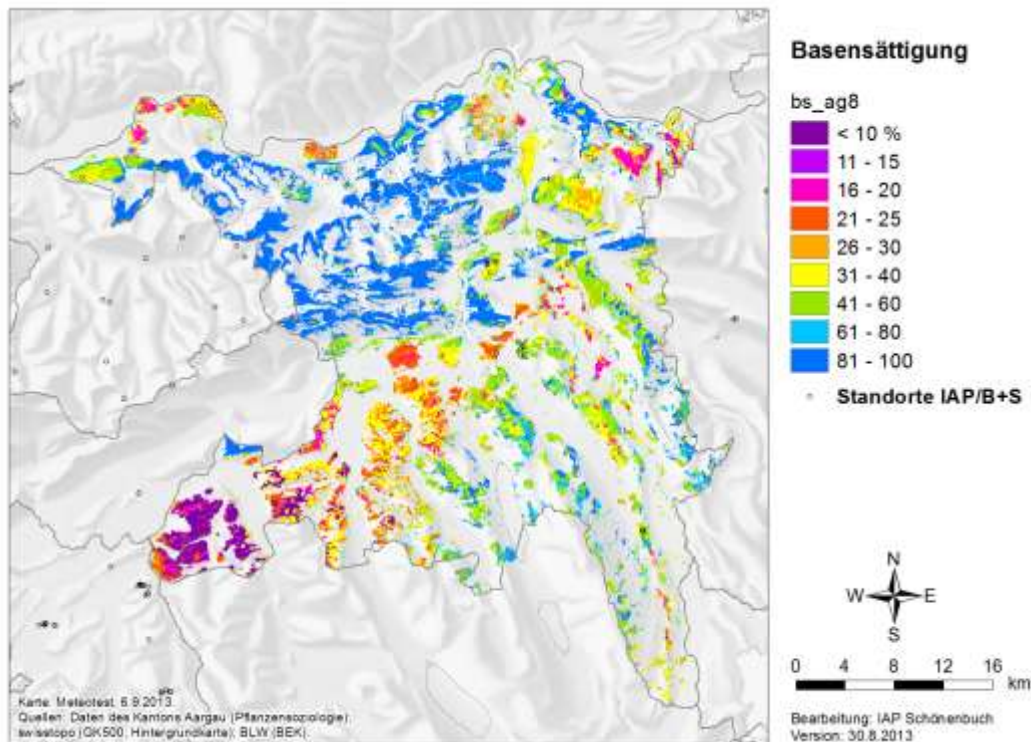


Abb. 18: Karte der Basensättigung in Waldböden für den Kanton Aargau basierend auf der Regressionsgleichung in Tab. 9. Schwarze Kreise: beprobte Flächen.

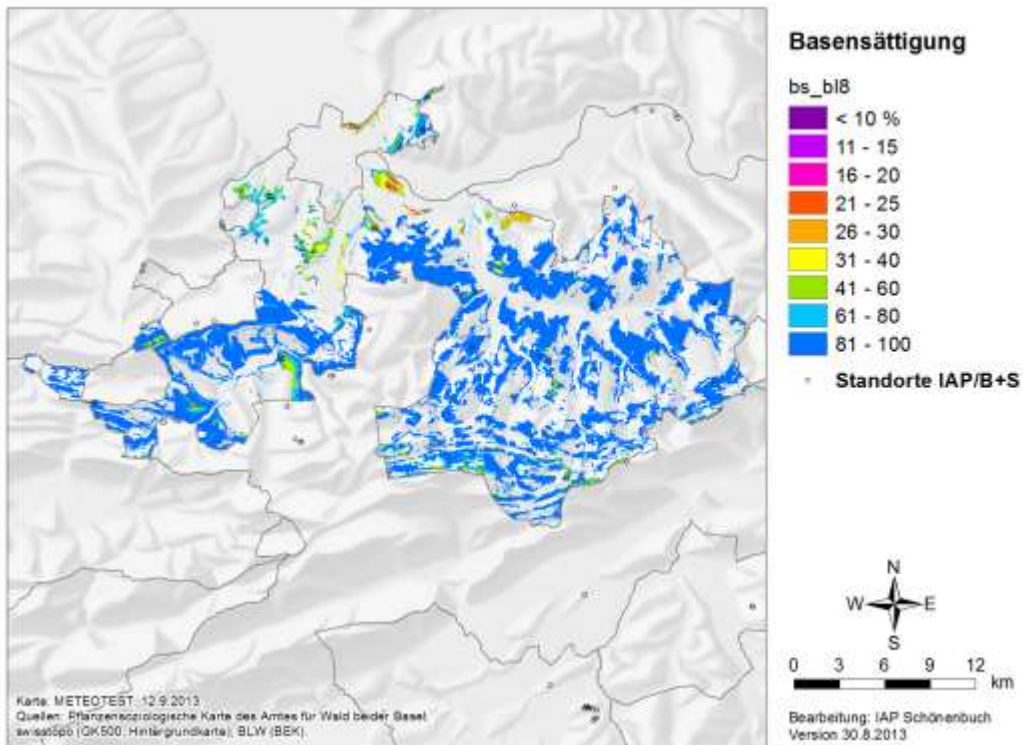


Abb. 19: Karte der Basensättigung in Waldböden für die Kanton Basel-Stadt und Basellandschaft basierend auf der Regressionsgleichung in Tab. 9.

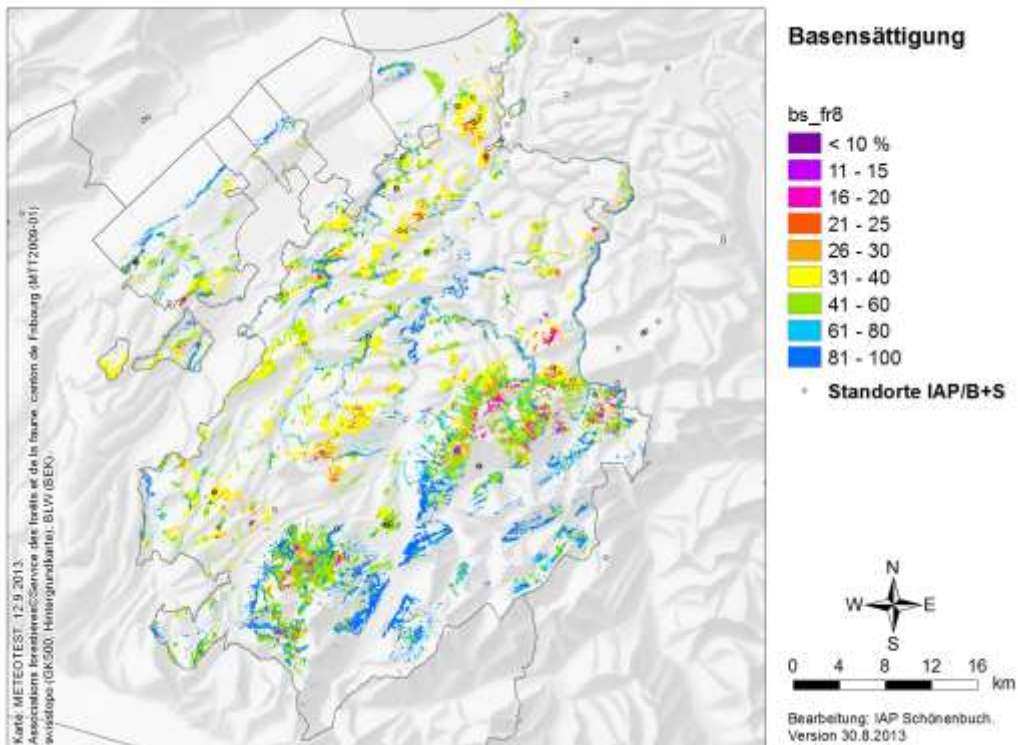


Abb. 20: Karte der Basensättigung in Waldböden für den Kanton Freiburg basierend auf der Regressionsgleichung in Tab. 9.

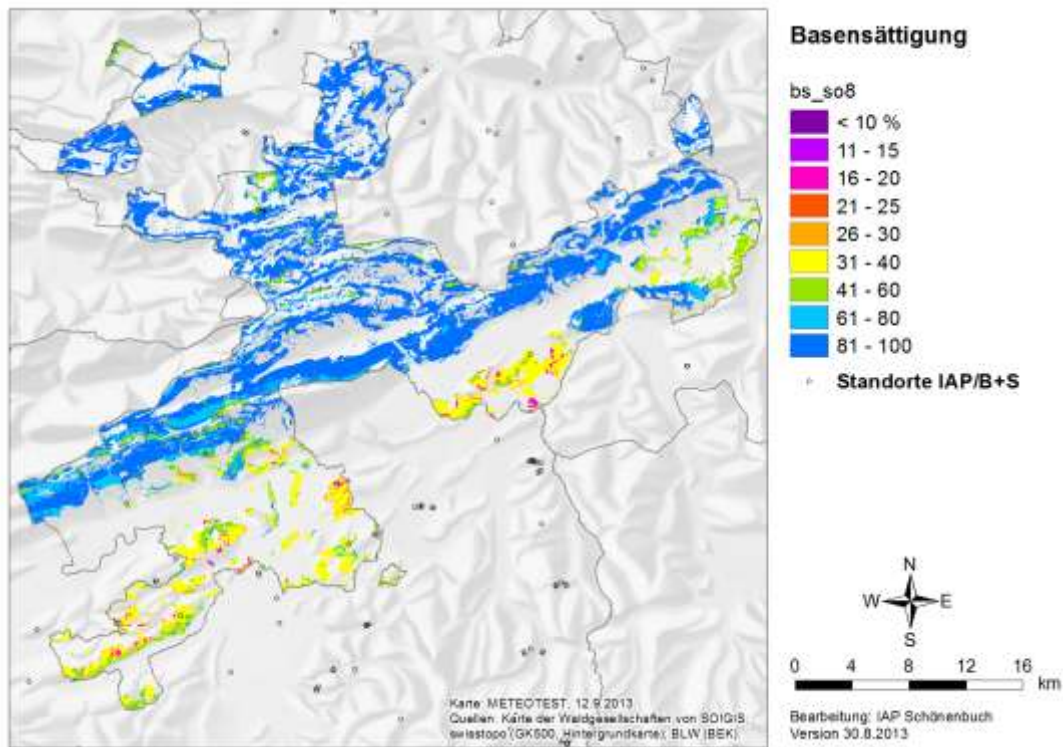


Abb. 21: Karte der Basensättigung in Waldböden für den Kanton Solothurn basierend auf der Regressionsgleichung in Tab. 9.

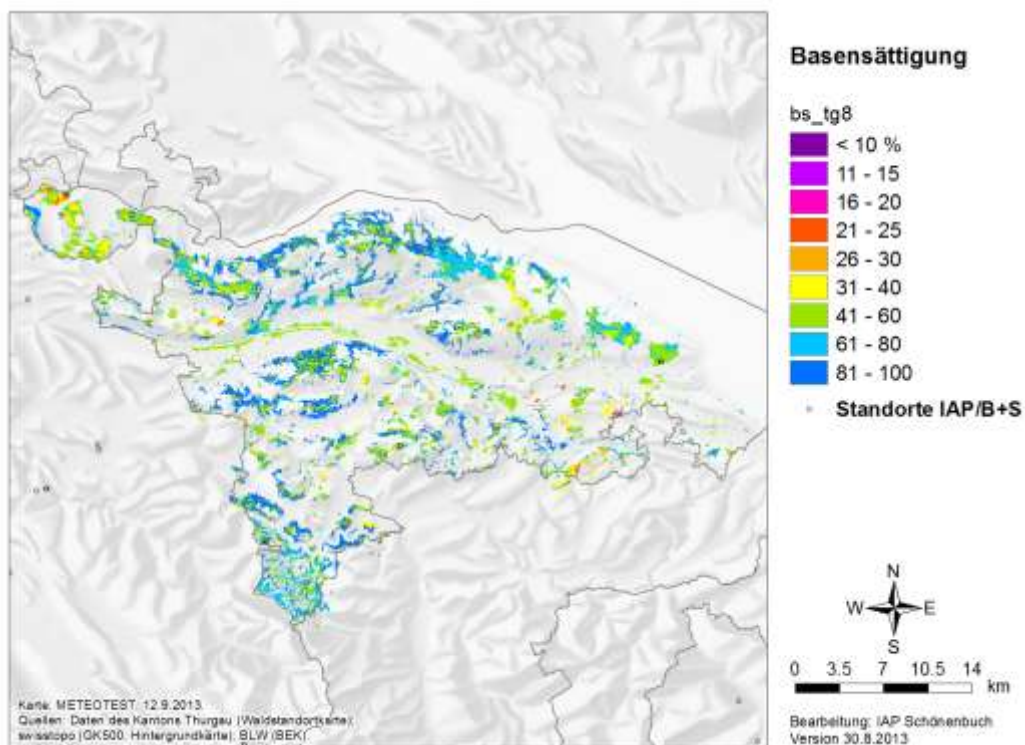


Abb. 22: Karte der Basensättigung in Waldböden für den Kanton Thurgau basierend auf der Regressionsgleichung in Tab. 9.

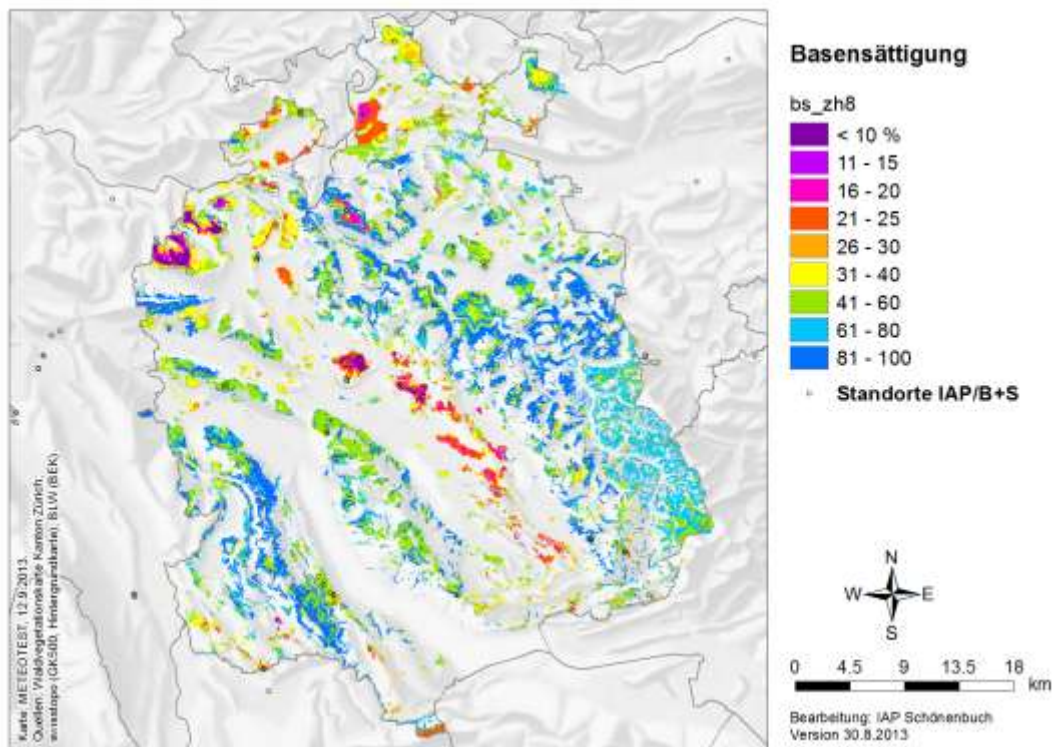


Abb. 23: Karte der Basensättigung in Waldböden für den Kanton Zürich basierend auf der Regressionsgleichung in Tab. 9.

5.2.3 Resultierende Karte auf der Basis von Bodeneignungskarte und geotechnischer Karte

Für Gebiete ohne digital verfügbare Vegetationskarten wurde eine Abschätzung der Basensättigung aufgrund der Bodeneignungskarte und der geologischen Karte vorgenommen. Die Regressionsergebnisse sind in Tab. 10 aufgelistet. Mit Hilfe dieser Koeffizienten wurde eine Basensättigungskarte für die gesamte Schweiz erstellt (Abb. 26). Jura und Voralpen und Teile der Alpen (Bündnerschiefer) zeigen erwartungsgemäss hohe Schätzwerte, das Mittelland westlich der Reuss tiefe und östlich der Reuss höhere. In den kristallinen Gebieten des Gotthardmassivs, des Tessins und des Kantons Graubünden ist die modellierte Basensättigung geringer. Infolge der gröberen Auflösung der verwendeten Daten weist diese Karte eine geringere räumliche Auflösung auf. Zudem weist die Schätzung zwischen 60 und 100% Basensättigung eine „Lücke“ auf, die durch die Klassenbildung bei einigen Inputvariablen bedingt ist (Abb. 25), und die Vorhersagegenauigkeit ist schlechter als bei den Karten mit Vegetation (erklärte Varianz 46% gegenüber 65%). Gemäss der Häufigkeitsverteilung in Tab. 11 (Spalte „CH“) weisen 45% der Schweizer Waldflächen eine Basensättigung von $\leq 40\%$ auf. Vergleicht man diese Ergebnisse mit einer Auswertung von 1240 über die ganze Schweiz verteilten Bodenprofilen (BAFU 2015), so erscheinen diese Schätzwerte realistisch, auch wenn diese nach dem Ca-Vorrat und nicht nach der Basensättigung eingestuft wurden. In 9% wurde der Ca-Vorrat als sehr gering, in 11% als gering, in 32% als mittel, in 15% als hoch und in 33% als sehr hoch bewertet. Eine Auswertung mit Bodendaten aus dem Interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramm zeigt, dass eine Basensättigung von $\leq 40\%$ einem Ca-Vorrat von „sehr gering“ bis „mittel“ entspricht, was auf 52% der 1240 Profile zutrifft (Abb. 27). In Anbetracht dessen, dass die Basensättigung ein Intensitätsparameter, der Ca-Vorrat ein Kapazitätsparameter ist, ist die Übereinstimmung sehr gut. Der mittlere Bereich ist der empfindlichste, in dem Veränderungen am raschesten sichtbar sind.

Parameter	Koeffizient	SE	t	p
Konstante	4.190	0.668	6.28	0.00000
BEK(3) ¹⁾	-2.560	0.381	-6.71	0.00000
BEK(4) ¹⁾	-3.706	0.344	-10.7	0.00000
Verwitterungsklasse Geologie ²⁾	0.763	0.121	6.33	0.00000
Skelett (Stufen gem. Tab. 29) ¹⁾	0.694	0.166	4.19	0.00004
BEK(2)* Verwitterungsklasse Geologie	-0.465	0.111	-4.20	0.00003

¹⁾ aus Bodeneignungskarte

²⁾ aus geologischer Karte, gemäss Tab. 8

Tab. 10: Regressionsanalyse der Daten ohne Verwendung der Vegetationskarten ($R^2=0.46$, $n=360$). Abhängige Variable: Basensättigung (%). SE: Standardfehler des Regressionskoeffizienten.

Aus den Regressionsergebnissen (Tab. 10) resultiert folgende Gleichung (Abkürzungen vgl. Tab. 5):

$$BS(\%) = (4.19 + 0.69 * Skelett - 2.56 * BEK(3) - 3.71 * BEK(4) - 0.46 * BEK(2) * VKG + 0.76 * VKG)^2 \quad (2)$$

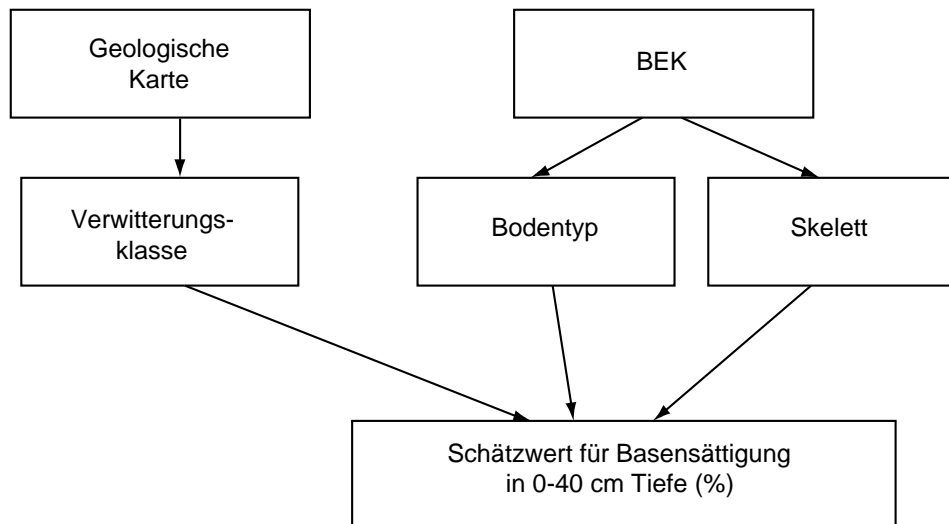


Abb. 24: Herkunft der in die Berechnung der Basensättigung einbezogenen Variablen ohne Einbezug der Vegetationseinheit.

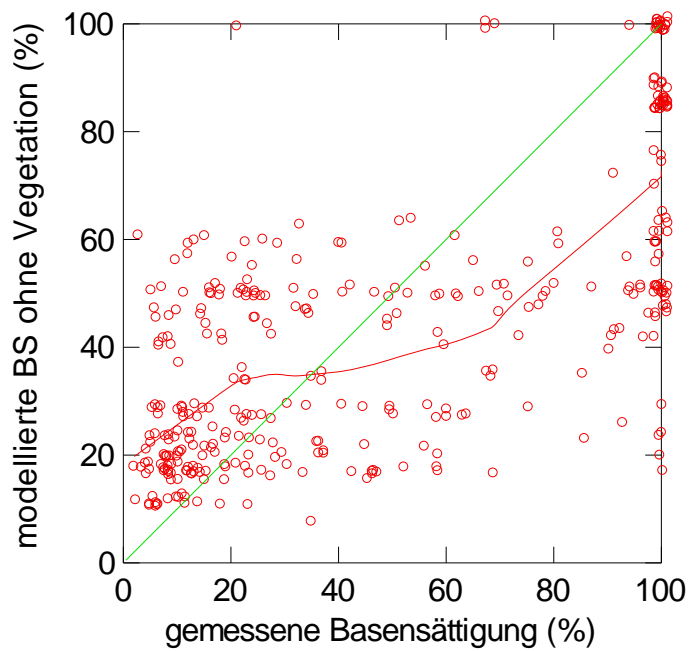


Abb. 25: Vergleich zwischen gemessener Basensättigung (in 0-40 cm Tiefe) und modellierter ohne Einbezug der Vegetation. Grüne Linie: 1:1-Linie. Rote Linie: nichtparametrischer Glätter (LOESS), $R^2=0.46$.

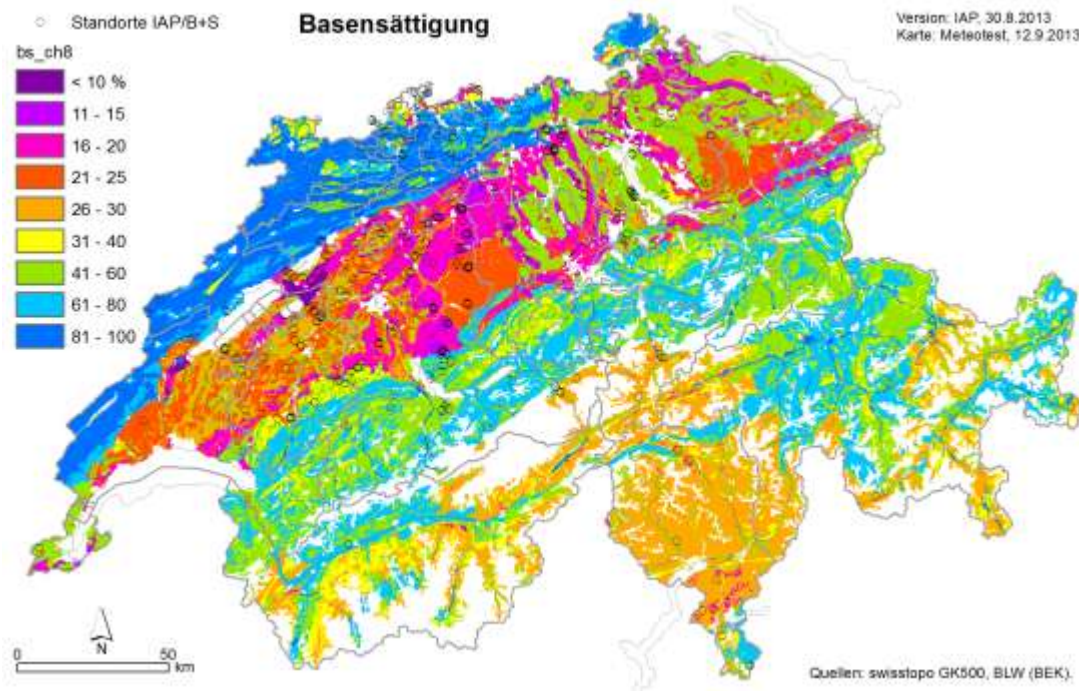


Abb. 26: Abschätzung der Basensättigung für Waldböden, basierend auf den Regressionsergebnissen in Tab. 10.

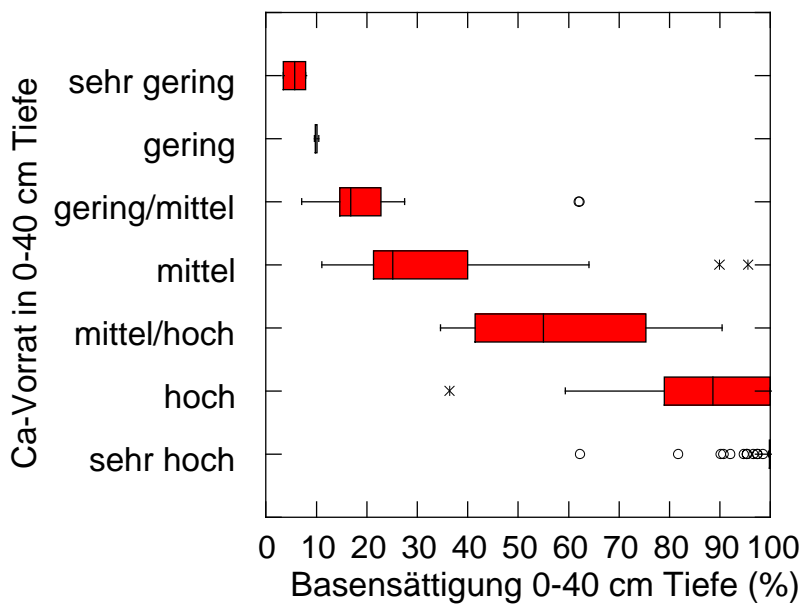


Abb. 27: Basensättigung in 0-40 cm Tiefe (%) im Vergleich zum Ca-Vorrat im gleichen Tiefenbereich in den Flächen des Interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramms. Klassen der Ca-Einstufung gemäss Arbeitskreis Standortkartierung (2003) in kg/ha: ≤ 200 , 200-400, 400-800, 800-2000, 2000-4000, 4000-8000, > 8000 , wobei 400 kg dem mittleren Nährstoffvorrat von Baumhölzern entspricht.

Basensättigung (%)	Flächen %						
	AG	BL	FR	SO	TG	ZH	CH
≤10	9	0	4	1	0	4	7
11 - 20	11	1	3	1	2	7	24
21 - 30	17	1	26	14	8	12	5
31 - 40	7	2	4	1	6	6	8
41 - 50	15	3	30	8	32	25	19
51 - 60	2	3	5	6	1	2	18
61 - 70	5	2	5	2	18	15	4
71 - 80	7	9	7	5	14	15	4
81 - 90	4	8	4	8	2	2	0
>90	23	71	12	55	18	14	11
Total	100	100	100	100	100	100	100

Tab. 11: Mit Gleichung 1 (Kantone, inkl. Vegetationseinheiten, 10 m Auflösung) und Gleichung 2 (Schweiz, ohne Vegetationseinheiten, 50 m Auflösung) geschätzte Häufigkeitsverteilung der Basensättigung für Waldflächen (Waldflächen gemäss Arealstatistik 1997).

6 Berechnen von Nährstoffbilanzen für Flächen des Interkantonalen Dauerbeobachtungsprogramms

Nährstoffbilanzen sind die Differenz zwischen Eintrag (Deposition, Verwitterung) und Verlust (Entzug durch Ernte, Auswaschung) (Abb. 28). Sie wurden mit zwei verschiedenen Methoden geschätzt. Einerseits wurde für einen Teil der Flächen des Interkantonalen Wald-dauerbeobachtungsprogramms eine einfache Schätzung der Bilanzen vorgenommen (Kap. 6.4.1). Andererseits wurde ein Modell angewendet, das die verschiedenen Prozesse miteinander verknüpfen kann und das die Berechnung von Rückkopplungen erlaubt (Kap. 6.4.2). Für beide Verfahren musste vorgängig eine Abschätzung des Ein- und Austrags von Phosphor vorgenommen werden. Zudem mussten die Nährstoffkonzentrationen im Holz ermittelt werden.

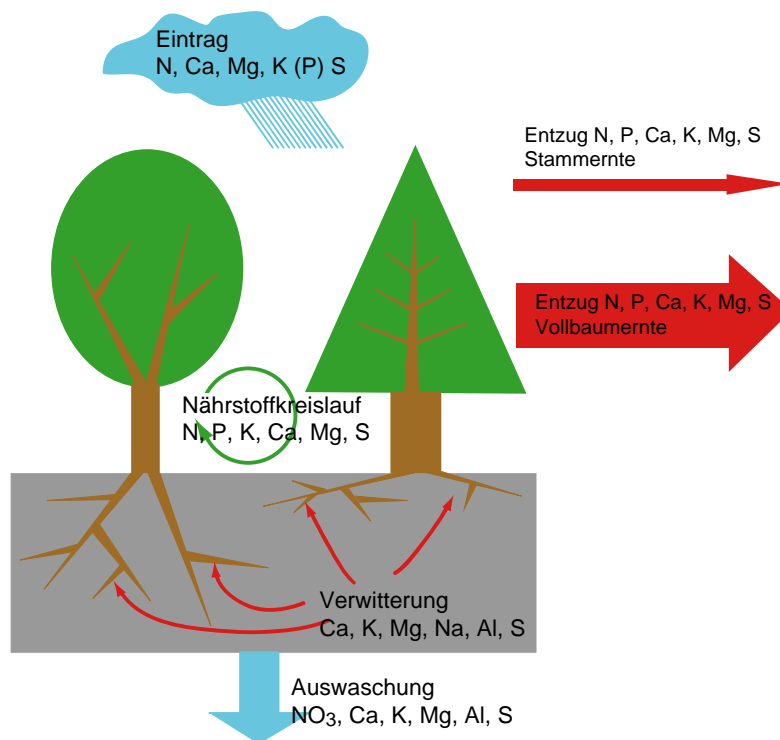


Abb. 28: Komponenten der Nährstoffbilanzrechnung.

6.1 Nährstoffkonzentrationen in Rinde und Holz

Die Nährstoffkonzentrationen in der Biomasse sind eine wichtige Grösse für die Berechnung von Nährstoffbilanzen von Wäldern. Deshalb wurden Stammproben zur Nährstoffanalyse überall dort gesammelt, wo in den Beobachtungsflächen eine Durchforstung durchgeführt wurde. Rinde und Holz wurden getrennt analysiert. Zurzeit liegen Ergebnisse von 91 Proben aus 29 Beobachtungsflächen vor. Tab. 12 gibt eine Übersicht über die Ergebnisse, sowie einen Vergleich mit Literaturdaten.

		Analysedaten von Bäumen auf Flächen der Waldbeobachtung							Literaturdaten				
	Art		N	P	K	Mg	Ca	Mn	N	P	K	Mg	Ca
			mg/g	mg/g	mg/g	mg/g	mg/g	mg/kg	mg/g	mg/g	mg/g	mg/g	mg/g
Holz	Buche	n	34	34	34	34	34	28					
		min	0.92	0.06	0.76	0.14	0.37	8.8	1.10	0.07	0.64	0.18	0.53
		max	2.25	0.28	3.64	1.53	3.70	243.6	1.64	0.21	1.53	0.54	2.21
		Mittelwert	1.40	0.10	1.93	0.51	1.61	78.5	1.23	0.10	0.98	0.29	0.94
		sd	0.24	0.04	0.73	0.34	0.69	61.3					
	Fichte	n	37	37	37	37	37	28					
		min	0.28	0.01	0.24	0.08	0.32	10.2	0.25	0.01	0.20	0.08	0.48
		max	1.76	0.12	1.62	0.33	1.93	553.3	1.59	0.08	0.69	0.12	0.90
		Mittelwert	0.77	0.04	0.64	0.16	1.29	126.5	0.83	0.06	0.46	0.11	0.70
		sd	0.30	0.03	0.30	0.05	0.47	133.7					
Rinde	Buche	n	33	33	33	33	33	28					
		min	6.90	0.21	1.60	0.33	6.00	73.1	4.84	0.26	1.90	0.41	6.20
		max	15.37	1.27	6.16	2.14	49.36	2134.6	8.40	0.85	2.75	1.07	43.98
		Mittelwert	10.87	0.66	3.59	1.08	34.12	559.9	7.06	0.47	2.36	0.57	22.6
		sd	2.52	0.25	1.10	0.47	13.25	462.7					
	Fichte	n	36	36	36	36	36	28					
		min	2.35	0.27	1.15	0.45	3.06	97.9	2.50	0.17	0.82	0.43	5.08
		max	10.80	1.62	7.74	2.30	28.75	2646.9	6.60	2.20	4.00	0.77	11.20
		Mittelwert	6.09	0.64	3.13	0.99	18.03	866.0	5.17	0.65	2.83	0.77	8.17
		sd	2.25	0.38	1.56	0.54	7.01	892.6					

Tab. 12: Übersicht über Nährstoffkonzentrationen in Holz und Rinde. Die Literaturdaten basieren auf Ellenberg et al. 1986, Krauss und Heinsdorf 2008, Lyr und Hoffman 1992, Rademacher 2008, Jacobsen et al. 2003, Kreutzer 1979, Duvigneaud et al. 1971, Feger et al. 1991, Nykvist 1971. n = Anzahl Einzelbäume (eigene Daten) sd = Standardabweichung.

Die Nährstoffkonzentrationen in Holz und Rinde wurden mit verschiedenen Standorteigenschaften korreliert (Bodenchemie, N-Deposition). Die signifikanten Ergebnisse dieser Korrelationen sind in Tab. 13 aufgeführt. Die Regressionsresultate für Holz und Rinde sind für die verschiedenen Elemente unterschiedlich. N-Deposition ist ein signifikanter Prädiktor für N-Konzentrationen in Holz und Rinde. Die Anwesenheit von freiem Kalk im Boden war nicht mit erhöhten Ca-Konzentrationen in der Rinde korreliert. Im Gegenteil, der Koeffizient war negativ, was auf eine nichtlineare Beziehung oder auf Störvariablen hinweist. Die in Tab. 13 aufgeführten Koeffizienten können dazu verwendet werden, in Bilanzrechnungen für den entsprechenden Standort die Konzentrationen der Baumkompartimente und damit die Elemententzüge durch die Ernte genauer zu schätzen, als dies mit der Verwendung von Mittelwerten aus der Literatur möglich wäre. Wenn nur eine Konstante angegeben ist, heisst das, dass keine signifikante Regression gefunden wurde und dass ein Mittelwert in die Berechnungen eingesetzt wurde.

Buchen (Gleichung 3):

$$Ca_{Holz} = 0.969 + 0.00586 * BS40$$

$$Mg_{Holz} = 0.162 * Mg_{Boden}$$

$$K_{Holz} = 1.68 + 0.00343 * BS40$$

$$P_{Holz} = 0.0948$$

$$N_{Holz} = 0.883 + 0.0174 * NDEP$$

$$Ca_{Rinde} = 13.87 + 0.219 * BS40$$

$$Mg_{Rinde} = 0.896$$

$$K_{Rinde} = 3.73$$

$$P_{Rinde} = 0.736$$

$$N_{Rinde} = 0.426 * NDEP$$

Fichten (Gleichung 4)

$$Ca_{Holz} = 0.969 + 0.00586 * BS40$$

$$Mg_{Holz} = 0.123 * Mg_{Boden}$$

$$K_{Holz} = 0.49 + 0.00343 * BS40$$

$$P_{Holz} = 0.0295$$

$$N_{Holz} = 0.268 + 0.0174 * NDEP$$

$$Ca_{Rinde} = 13.87 + 0.073 * BS40$$

$$Mg_{Rinde} = 0.896$$

$$K_{Rinde} = 2.364$$

$$P_{Rinde} = 0.469$$

$$N_{Rinde} = 0.207 * NDEP$$

wobei $NDEP$ Modellierte N-Deposition ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$)
 $BS40$ Mittlere Basensättigung in 0-40 cm Bodentiefe (%)
 Mg_{Boden} Austauschbares Mg in 0-40 cm Bodentiefe (log kg/ha)

Tab. 13: Gleichungen für die Berechnung der Nährstoffkonzentrationen im Holz und in der Rinde mit Standortvariablen.

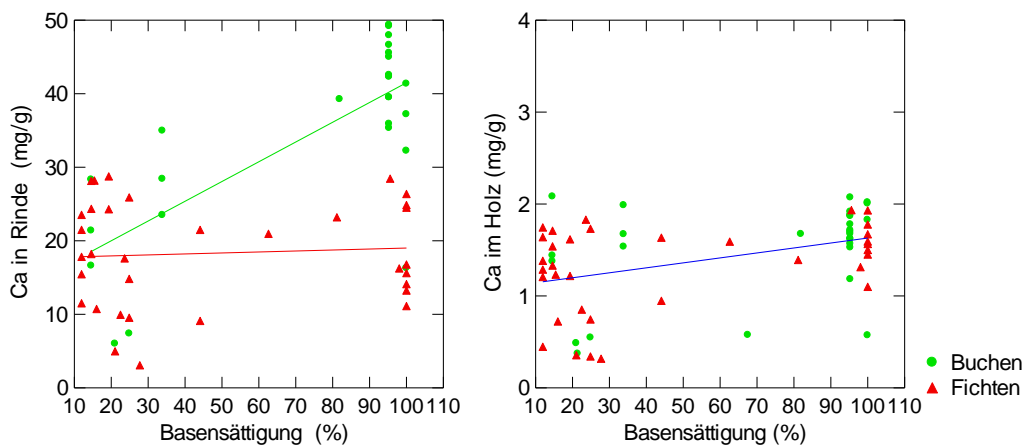


Abb. 29: Beziehung zwischen der Ca-Konzentration in Rinde (links) und Holz (rechts) mit der Basensättigung des Bodens. Wegen des signifikanten Artunterschieds sind links zwei Regressionen eingezeichnet.

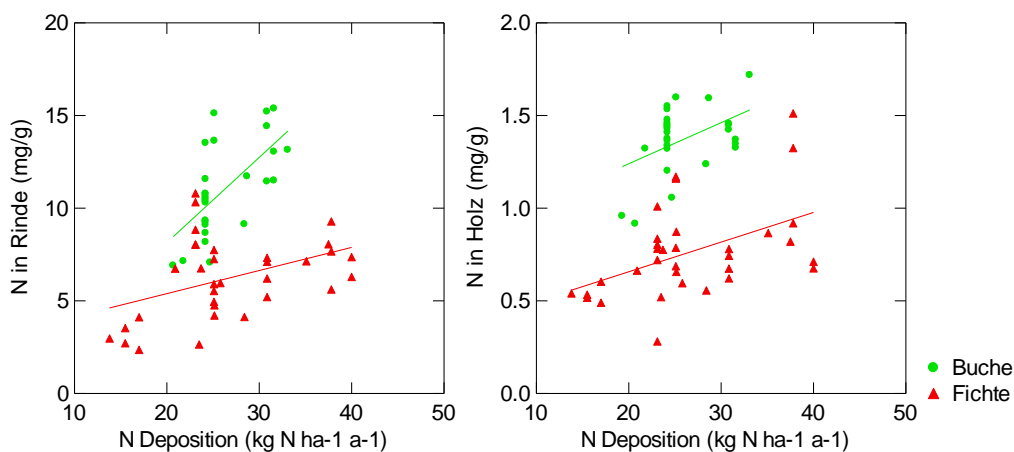


Abb. 30: Beziehung zwischen N-Konzentration in Rinde (links) und in Holz (rechts) mit der modellierten Stickstoffdeposition.

6.2 Phosphor-Eintrag und Phosphor-Austrag

Während für Stickstoff und basische Kationen die Deposition relativ gut bekannt ist, gilt dies nicht für Phosphor. Es gibt wenige Messungen des P-Eintrages, und Kontamination der Messungen z.B. durch Vogelkot in den Sammeltrichtern kann ein grosses Problem sein. Als weitere Schwierigkeit kommt hinzu, dass der Anteil von Pollen am Phosphoreintrag beträchtlich sein kann. Gemäss Block (pers. Mitt.) weist die P-Deposition in Deutschland zur Zeit des Pollenflugs einen deutlichen Peak auf. Polleneintrag ist jedoch als Recycling im Ökosystem, nicht als Nettoeintrag zu werten. Wird dieser Peak aus der Bilanz entfernt, so beträgt der geschätzte Eintrag von Phosphor $0.03 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Die meisten publizierten Zahlen zum P-Eintrag, z.B. in der Zusammenstellung von Mahowald et al. (2008), liegen um etwa das 10fache über diesem Wert. Die realistische Schätzung des P-Eintrags ist deshalb wichtig, weil ein P-Eintrag von $0.3 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ einen beträchtlichen Beitrag zum Gesamt-P-Entzug mit der Biomasse leisten würde. Dieser beläuft sich, aufsummiert über eine Rotationsperiode von 120 Jahren, bei Stammernte im Mittel auf 5.3 (0.4-11.6) und bei Vollbaumernte auf 9.7 (0.7-18) kg P ha^{-1} (vgl. Kap. 6.4.1).

Über den P-Austrag liegen nicht sehr viele Angaben vor. Wegen sehr geringer Konzentrationen wird P nicht routinemässig in der Bodenlösung gemessen. Zahlen aus einer Catchment-Studie in Deutschland zeigen, dass der Auswaschungsverlust aus Waldgebieten etwa $0.04 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ beträgt und damit ähnlich hoch wie der Nettoeintrag ist (Benning 2012). Damit können Ein- und Austrag aus den Berechnungen weggelassen werden, da sie sich gegenseitig aufheben.

6.3 Berechnung der Durchwurzelungstiefe



Foto 1: Bodenprofil mit dichter Durchwurzelung.

Bei Nährstoffbilanzrechnungen ist es wichtig zu wissen, wie gross der den Bäumen zur Verfügung stehende Wurzelraum ist. Rosengren-Brinck und Stjernquist (2010) werteten Durchwurzelungsdaten von 18 Buchen-, 26 Fichten- und 7 Eichenflächen aus. Bei der Buche waren unterhalb von 60 cm nur noch an wenigen Standorten Wurzeln zu finden, bei der Fichte unterhalb von 40 cm, bei der Eiche bis über 100 cm. In nicht versauerten und nicht vernässten Böden fanden Braun et al. (2005) im Mittel Wurzeln bis 108 cm, wenn alle Dichteklassen berücksichtigt wurden, bis 61 cm, wenn die Dichteklasse >2 Feinwurzeln/dm² Profilwand berücksichtigt wurde und bis 38 cm mit Dichteklasse >5 Wurzeln/dm² (Abb. 31).

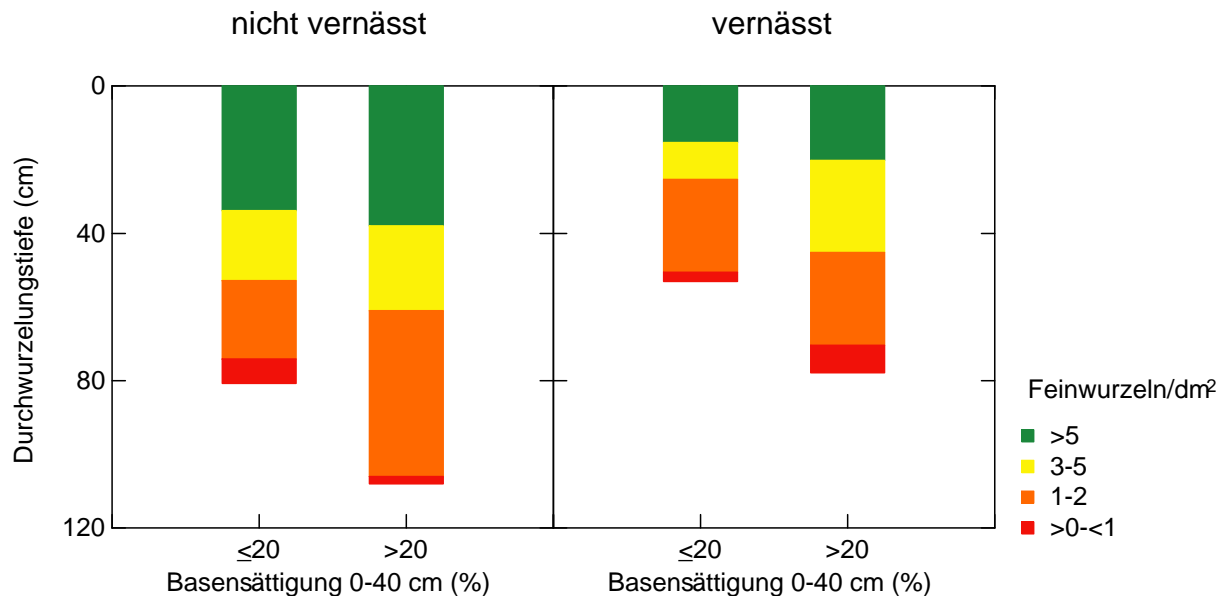


Abb. 31: Tiefe der Durchwurzelung aus Bodenprofilaufnahmen (Braun et al. 2005).

Die physische Präsenz von Wurzeln in Bohrkernen oder Bodenprofilen ist jedoch nur ein Aspekt. Ausschlaggebend für die geochemischen Prozesse sind die Tiefen, aus denen ein Nährstoff aufgenommen wird. Das heisst, es musste abgeklärt werden, ob z.B. eine Ca-reiche Schicht in 1 m Tiefe, wie sie für Moränen- und Molasseböden in der Schweiz nicht untypisch ist, für die Aufnahme durch die Baumwurzeln verfügbar ist oder nicht. Deshalb wurde eine Auswertung von Elementkonzentrationen in Blättern und Nadeln in Beziehung zur Tiefenverteilung der Elemente vorgenommen. Die Berechnungen wurden auf zwei Arten durchgeführt: mit einem polynomially distributed lag model (Details s. Anhang) sowie mit einer Faktoranalyse. Einbezogen wurden Daten für alle vier genannten Nährstoffe und alle verfügbaren Jahre mit Nährstoffkonzentrationsmessungen im Laub. Die Nährstoffkonzentrationen im Laub werden alle 4 Jahre gemessen, so dass für Buchen und Fichten seit 1984 8 Jahre (Mg, K, P) bzw. 7 Jahre (Ca) zur Verfügung standen, für die Eichenbeobachtungsflächen erst 3 Jahre (seit 2003).

Tab. 14 gibt eine Zusammenfassung der Ergebnisse des polynomially distributed lag models. Mit dem Verfahren wird die Tiefe geschätzt, bis zu der eine Nährstoffaufnahme nachweisbar ist. Bei den Eichen muss einschränkend zugefügt werden, dass das Datenset kleiner ist und deshalb mit einem grösseren Fehlerbereich gerechnet werden muss. Die Schätzwerte für die verschiedenen Nährstoffe sind recht ähnlich. Bei Buchen und Eichen war das Evapotranspirationsverhältnis negativ mit den Blattgehalten von Calcium korreliert, d.h. in feuchten Jahren waren die Blattgehalte tiefer. Bei den übrigen Klimavariablen waren die Korrelationen z.T. gegenläufig: die Temperatur war positiv mit Ca in Fichtennadeln und Mg in Buchenlaub

korreliert und negativ mit K in Buchenlaub, die Bodenwassersättigung positiv mit Mg in Fichtennadeln und negativ mit P in Buchenlaub. Im Mittel wurden die vier Nährstoffe von den Buchen bis in eine Tiefe von 37 cm, bei den Fichten in eine Tiefe von 41 cm und bei den Eichen bis in eine Tiefe von 70 cm aufgenommen. Diese Zahlen stimmen mit den einleitend genannten Zahlen aus der Literaturzusammenstellung von Rosengren-Brinck und Stjernquist (2010) recht gut überein, auch wenn der fehlende Unterschied zwischen Buchen und Fichten etwas überraschend ist. Er ist möglicherweise ein Artefakt, da viele Fichtenflächen gleichzeitig auch Buchen enthalten und umgekehrt.

	Buchen			Fichten			Eichen		
	max. Tiefe (cm)	Kov.	Koeff Kov	max. Tiefe (cm)	Kov.	Koeff Kov	max. Tiefe (cm)	Kov.	Koeff Kov
Ca	36	E	-1.265	38	T	0.104	82	E	-0.645
K	37	T	-0.042	46			73		
Mg	40	T	0.029	36	S	0.135	70		
P	34	S	-0.055	44			53		
Mittelwert	37			41			70		

Tab. 14: Schätzung der maximalen Aufnahmetiefe für Ca, K, Mg und P aus dem Boden (in cm) aufgrund von Blatt- und Bodenchemie. Die getesteten Klimavariablen waren (jeweils gemittelt über die Zeit zwischen Beginn der Vegetationsperiode und Laubernte): E: Evapotranspirationsverhältnis, T: Temperatur, S: Anzahl Tage mit Bodenwassersättigung.

Konfidenzintervalle können nicht direkt für die Schätzer der maximalen Bodentiefe angegeben werden, sondern für die relative Aufnahme bei verschiedenen Tiefen. Dies ist in Tab. 15 am Beispiel der Ca-Aufnahme durch Buchen illustriert. Ab einer Tiefe von 50 cm liegt auch das obere Ende des Konfidenzintervalls für den Schätzwert unter Null.

Tiefe	Schätzwert	CI _{up}	CI _{low}
10	0.315	0.229	0.401
20	0.169	0.130	0.209
30	0.056	0.037	0.075
40	-0.025	-0.058	0.007
50	-0.074	-0.118	-0.031
60	-0.092	-0.136	-0.047

Tab. 15: Relative Aufnahme von Ca in verschiedenen Bodentiefen mit Konfidenzintervallen. Die Zahlen sind relativ zu werten, d.h. in 10 cm Tiefe ist die Aufnahme 5.6-mal höher als in 30 cm. Im Mittel findet ab 40 cm keine Aufnahme mehr statt. Ab einer Tiefe von 50 cm liegt auch das obere Ende des Konfidenzintervalls unter Null.

Der zweite Ansatz zur Schätzung der Bodentiefe der Nährstoffaufnahme bestand aus einer Faktoranalyse mit den Blattkonzentrationen einerseits und den austauschbaren Mengen in allen Bodentiefen andererseits. Resultierte ein Faktor mit einer befriedigenden Korrelation mit den Blattgehalten (das war jedoch nicht immer der Fall), können die Faktorladungen für die verschiedenen Tiefen als Mass für die Aufnahme genommen werden. Das Ergebnis dieser Analyse ist in Tab. 16 dargestellt. Es zeigt durchwegs hohe positive Faktoren in den oberen Bodentiefen und negative in den unteren Tiefen und stimmt bei den Buchen und Fichten sehr gut mit den Schätzwerten aus dem polynomially distributed lag model überein: unterhalb von 50-60 cm Tiefe findet keine Aufnahme mehr statt. Bei den Eichen weicht das Ergebnis insofern ab, als die geschätzte Aufnahmetiefe etwas geringer ist als mit dem polynomially distributed lag model geschätzt. Die Ergebnisse stützen die oben dargelegte Interpretation des polynomially distributed lag models.

Tiefe cm	Buchen				Fichten				Eichen			
	Ca	Mg	K	P	Ca	Mg	K	P	Ca	Mg	K	P
Variable	Faktorladung				Faktorladung				Faktorladung			
Blattkonzentrationen	0.596	0.239	0.087	0.060	0.026	0.640	0.300	0.295	0.303	0.272	0.451	0.26
Gehalte im Boden 10 cm	0.325	0.301	0.208	0.100	0.097	0.312	0.222	0.286	0.313	0.29	0.208	0.331
Gehalte im Boden 20 cm	0.318	0.329	0.282	0.102	0.107	0.258	0.346	0.334	0.309	0.308	0.37	0.332
Gehalte im Boden 30 cm	0.188	0.251	0.302	0.105	0.112	0.223	0.302	0.257	0.281	0.267	0.347	0.328
Gehalte im Boden 40 cm	0.119	0.181	0.267	0.108	0.112	0.188	0.250	0.206	0.16	0.143	0.145	0.182
Gehalte im Boden 50 cm	0.062	0.100	0.171	0.109	0.111	0.034	0.096	0.097	0.022	0.046	-0.035	-0.023
Gehalte im Boden 60 cm	-0.045	-0.023	-0.038	0.111	0.111	-0.003	0.016	0.023	-0.03	-0.031	-0.1	-0.05
Gehalte im Boden 70 cm	-0.067	-0.050	-0.068	0.113	0.111	-0.102	-0.080	-0.129	-0.082	-0.07	-0.133	-0.231
Gehalte im Boden 80 cm	-0.189	-0.128	-0.082	0.108	0.106	-0.232	-0.177	-0.169	-0.135	-0.12	-0.166	-0.228
Gehalte im Boden 90 cm	-0.217	-0.156	-0.083	0.108	0.105	-0.230	-0.154	-0.160	-0.139	-0.088	-0.109	-0.029
Gehalte im Boden 100 cm	-0.217	-0.166	-0.100	0.099	0.104	-0.236	-0.131	-0.112	-0.159	-0.094	-0.045	-0.029

Tab. 16: Faktoranalyse mit Blattkonzentrationen und austauschbaren Gehalten in verschiedenen Bodentiefen. Faktorladungen über Null sind rot eingefärbt. Fehlen die Farben, wurde keine befriedigende Korrelation mit Blattkonzentrationen gefunden (die Faktorladungen für die Blattkonzentrationen selbst sind dann tief).

Die so ermittelten Tiefen sind geringer als die Tiefen aus der Durchwurzelungsansprache bei der Profilaufnahme (Abb. 31). Sie entsprechen etwa der für die Dichteklasse 2 (≥ 3 -5 Feinwurzeln/dm² Profilwand) berechneten Durchwurzelungstiefe. Aufgrund dieser Auswertungen wurde entschieden, die mit SAFE modellierten Verwitterungsraten bis auf eine Tiefe von 60 cm aufzusummieren. Tiefere Horizonte wurden jedoch berücksichtigt, wenn die nach der bodenkundlichen Kartieranleitung (Benzler et al. 1982) im Bodenprofil aufgenommene Wurzeldichte mindestens Stufe 2 erreichte (≥ 3 Feinwurzeln/dm² Profilwand).

6.4 Nährstoffentzug bei Ernte verschiedener Baumfraktionen

Ziel der Modellierung der Elementbilanzen ist die Berechnung der Nachhaltigkeit verschiedener Ernteverfahren, da vermehrt Vollbaumernte für die Gewinnung von Biomasse für energetische Zwecke durchgeführt wird. Diese führt zu einer drastischen Erhöhung des Nährstoffentzugs gegenüber einer Ernte von Stammholz allein, wie aus zahlreichen Studien hervorgeht (Abb. 32). Werden die Bäume mit Ästen oder gar mit der ganzen Krone aus den Beständen entfernt, so erhöht sich der Nährstoffentzug auf ein Mehrfaches, während der Gewinn an zusätzlicher Biomasse maximal 30% beträgt.

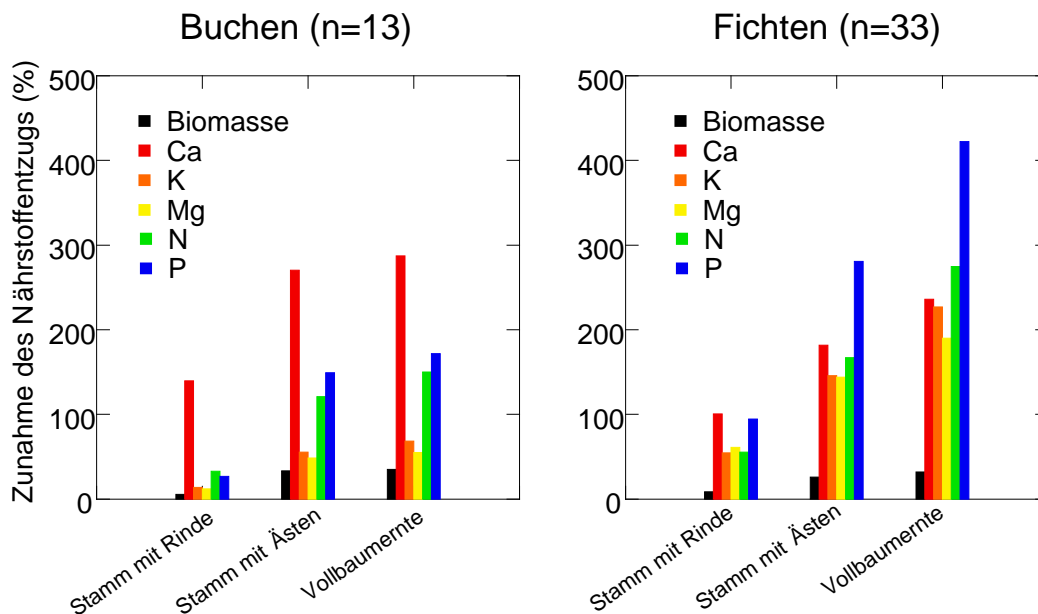


Abb. 32: Erhöhung des Nährstoffentzugs bei der Entfernung von Ästen oder der ganzen Krone sowie der Gewinn an Biomasse im Vergleich zur Ernte von Stamm ohne Rinde. Datengrundlage: Literaturstudie von Jacobsen et al. (2003) sowie Duvigneaud et al. (1971), Krauss und Heinsdorf (2008), Krapfenbauer und Buchleitner (1981).

6.4.1 Einfache Berechnung von Nährstoffbilanzen

Es wurden einfache Nährstoffbilanzrechnungen durchgeführt, denen folgende Daten zugrunde lagen:

- Für 82 Waldflächen waren 2005 durch D. Kurz, EKG Geoscience, aufgrund der mineralogischen Zusammensetzung der Feinerde die Verwitterungsraten berechnet worden (Modell SAFE, Alveteg et al. 1998). Diese ist aufgeschlüsselt nach den einzelnen Makronährstoffen (Ca, Mg, K, P) und aufsummiert über eine Tiefe von 60 cm oder für die effektive Durchwurzelungstiefe, je nachdem, was grösser war.
- Aufgrund der Bonitätsklasse dieser 82 Waldflächen wurde die während einer Rotationsperiode (120 Jahre) geerntete Stammholzmenge aus der Ertragstafel entnommen (EAFV 1968a, EAFV 1968b, Spalte „Gesamtleistung an Derbholz“). Diese Art der Biomasseberechnung berücksichtigt keine Änderungen der Bonität während der gesamten Lebensdauer. Der Vergleich mit den durch ForSAFE geschätzten Biomassedaten lässt vermuten, dass bei Verwendung konstanter, auf dem heutigen Wachstumsniveau basierender Ertragstafelwerte auch für die rückwirkende Berechnung wohl eine Überschätzung der Holzentnahme erfolgt, während ForSAFE den Einfluss der Stickstoffdeposition auf das Wachstum auch dynamisch berücksichtigen kann.
- Die Nährstoffkonzentrationen in Holz und Rinde wurden gemäss Kap. 6.1 berechnet. Nährstoffkonzentrationen im Laub wurden den eigenen Analysen entnommen (Bezugsjahr 2007).

- Das Verhältnis zwischen Stammholz und übrigen Kompartimenten wurde hergeleitet aus der Zusammenstellung von Jacobsen et al. (2003) sowie weiteren Daten (Duvigneaud et al. 1971, Krauss und Heinsdorf 2008, Krapfenbauer und Buchleitner 1981). Dies gilt sowohl für die Biomasse als auch für die Nährstoffkonzentrationen.
- Mit diesen Verhältniszahlen wurde der Nährstoffentzug für verschiedene Ernteszenarien berechnet. Nachstehend dargestellt sind die Szenarien für Stammholz ohne Rinde und Vollbaumernte (oberirdische Biomasse, inkl. 70% des Laubes).
- Die Deposition von basischen Kationen wurde von Meteotest (Rihm, 2010), gemäss Methodenbeschreibung in Kurz et al. 1998b) modelliert. Für die P-Deposition vgl. Kap. 6.2.

Die Berechnungen wurden ohne und mit Einbezug der Nährstoffauswaschung durchgeführt. Da Bodenlösungsdaten nur für einen Teil der Flächen mit Verwitterungsdaten verfügbar sind, beruht die letztere Auswertung auf einem kleineren Datenset. Diese Reduktion hat auf die Schätzung der Bilanzen wenig Einfluss, wie der Vergleich der mittleren mit der linken Grafik in Abb. 33 zeigt. Auswaschungsverluste wurden für die Jahre 2003-2008 berechnet, mit Ausnahme von P, für das Literaturwerte eingesetzt wurden.

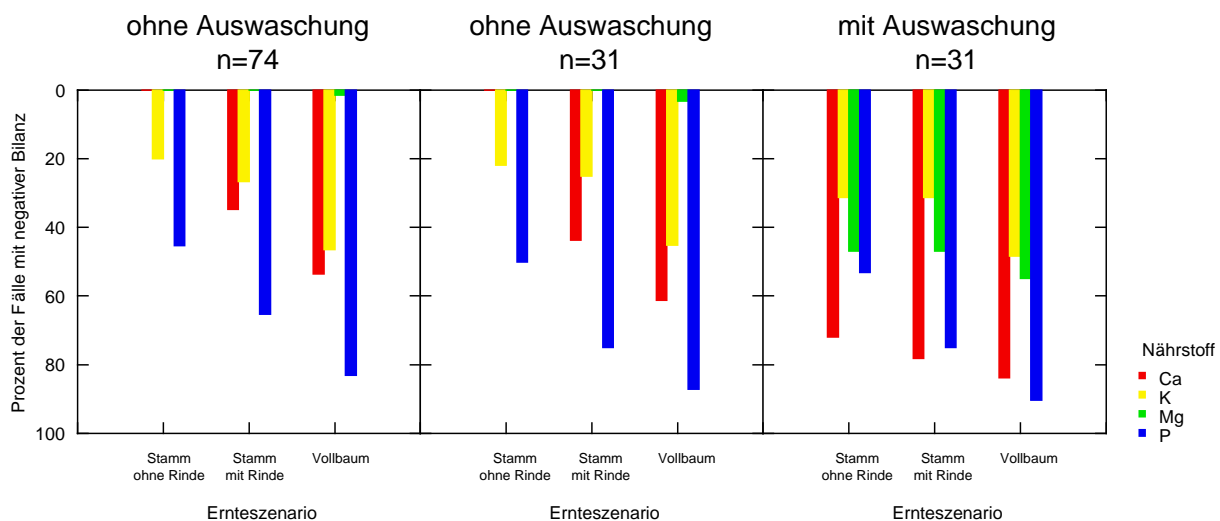


Abb. 33: Nährstoffbilanzen für zwei verschiedene Ernteszenarien. Links: ohne Berücksichtigung des Austrags mit dem Sickerwasser (74 Flächen). Mitte: ohne Berücksichtigung des Austrags mit dem Sickerwasser, aber mit Beschränkung auf die Flächen mit Bodenlösungsinformation (31 Flächen). Rechts: gleiches Kollektiv wie in der Mitte, aber unter Berücksichtigung des Austrags.

Abb. 33 fasst das Ergebnis der Bilanzrechnungen zusammen. Ohne Berücksichtigung der Auswaschungsverluste weist eine Ernte von Stämmen ohne Rinde in keiner der Flächen eine negative Ca- und in 45% eine negative P-Bilanz auf. Bei Vollbaumernte ist die Ca-Bilanz in 54% der Flächen negativ und die P-Bilanz in 83% der Flächen. Mit Berücksichtigung von Auswaschungsverlusten auf heutigem Niveau steigen diese Anteile bei Ca und P auf 83% bzw. 90% der Flächen. Beim Kalium sind die Unterschiede zwischen den Ernteszenarien nicht so gross wie beim Calcium, und auch die Auswaschung macht nicht ganz so viel aus. Bei Ca und Mg übersteigt die Auswaschung die Nachlieferung durch Verwitterung und Eintrag z.T. deutlich (Abb. 34).

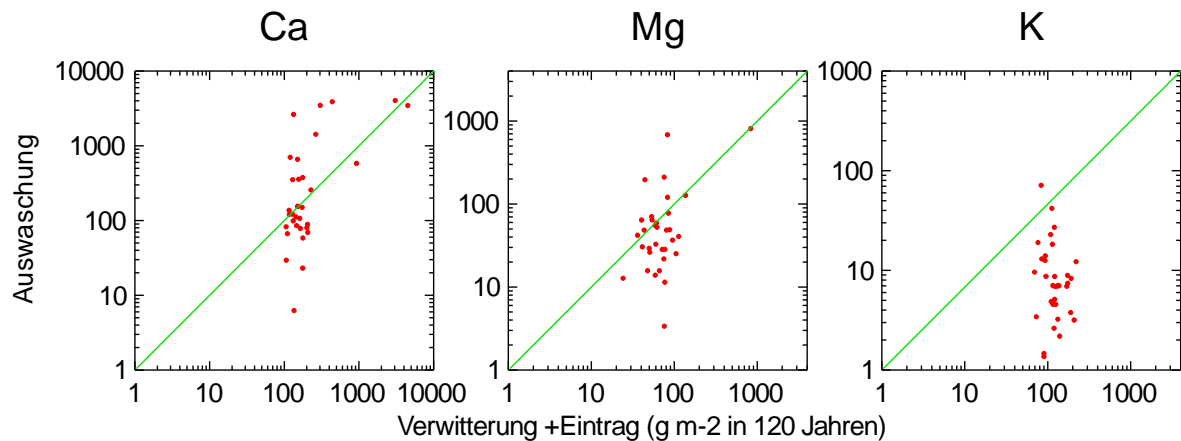


Abb. 34: Auswaschung pro Rotationsperiode im Vergleich zum Input (Verwitterung + Deposition). Punkte über der grünen Linie zeigen Flächen, bei denen die Auswaschung auf dem heutigen Niveau die Nachlieferung übersteigt. Diese Grafiken vergleichen nur Auswaschung und Input aus Verwitterung und Eintrag; der Entzug durch die Biomasse ist nicht eingeschlossen.

Die grosse Rolle der – durch Luftschadstoffe getriebenen – Auswaschung bedeutet, dass neben dem Zurücklassen von Ernterückständen im Wald auch Massnahmen zur Verminderung der Auswaschungsverluste wesentlich zur Verbesserung der Nachhaltigkeit beitragen, sei es durch die forstliche Bewirtschaftung oder durch lufthygienische Massnahmen zur Emissionsminderung (u.a. NH₃ und NO_x).

Ohne Berücksichtigung der Auswaschung ist bei einer Vollbaumernte die Ca-Bilanz positiv, wenn entweder die Wüchsigkeit des Bestandes schlecht oder die Ca-Verwitterungsrate hoch ist (Abb. 35 links, grüne Punkte). In gutwüchsigen Beständen mit einer geringen bis mässigen Ca-Verwitterungsrate ist die Ca-Bilanz bei einer Vollbaumernte negativ (Abb. 35, rote Punkte). Für Phosphor zeigen nur wenige Flächen mit sehr hoher Verwitterungsrate oder sehr tiefer Oberhöhenbonität noch eine positive Bilanz (Abb. 35 rechts). Es muss allerdings einschränkend angeführt werden, dass die P-Verwitterungsraten möglicherweise zu hoch geschätzt sind, da bei der Bestimmung der Mineralogie die Trennung zwischen anorganischem und organischem Phosphor schwierig ist.

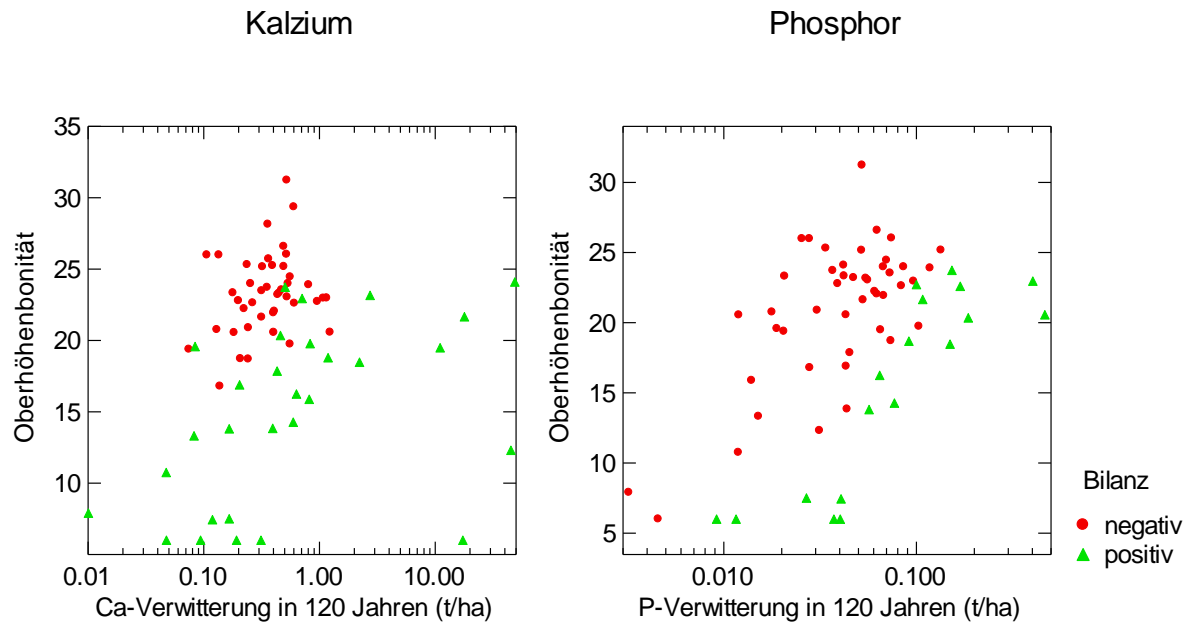


Abb. 35: Oberhöhenbonität und Verwitterung von Ca (links) und P (rechts) für Flächen mit negativer (rot) und mit positiver Bilanz bei Vollbaumernte (grün).

6.4.2 Berechnung der Nährstoffbilanzen mit ForSAFE

(vgl. auch Kap. 14)

Die wichtigsten Eingangsgrößen für die Berechnung von Nährstoffbilanzen sind die Mineralogie des Bodens, die Auswaschung, die Nährstoffaufnahme der Bäume und der Nährstoffentzug durch die Ernte (Sverdrup et al. 2005). Diese Prozesse sind komplex, d.h. sie sind oft nichtlinear und rückgekoppelt, weshalb es für ihre Verknüpfung Modelle braucht, die das bestehende Prozessverständnis zusammenfassen. Hierfür wurde das dynamische Modell ForSAFE-VEG eingesetzt (Belyazid et al. 2006), das für die Critical Loads-Kartierung im Rahmen der UNECE entwickelt wurde. Es besteht aus verschiedenen Teilmodellen (Abb. 36): dem geochemischen Modell SAFE (Alveteg et al. 1998), dem Mineralisationsmodell Decomp (Walse et al. 1998), dem Modell für das Baumwachstum PnET (Aber und Federer 1992), dem hydrologischen Modell PULSE (Lindström und Gardelin 1992) und dem Modul VEG für die Bodenvegetation (Sverdrup et al. 2007). Für die Einbindung des Vegetationsmoduls VEG war eine Anpassung der ursprünglichen schwedischen Artenliste an Schweizer Verhältnisse erforderlich.

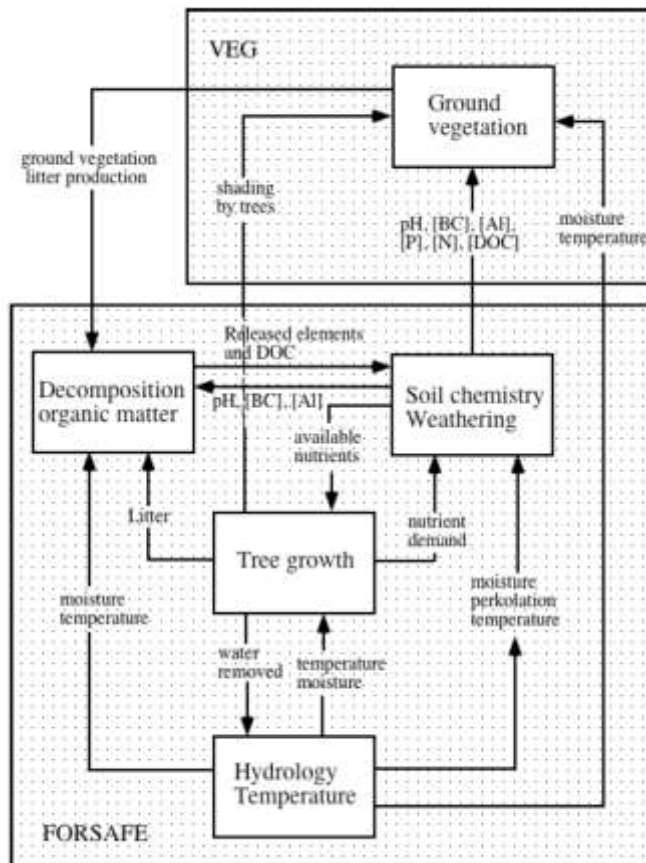


Abb. 36: Fließschema des Modells FORSAFE-VEG.

Die Ergebnisse der Modellierung werden in einem gesonderten Bericht von Dr. Salim Belyazid dargestellt (Kap. 14). An dieser Stelle soll deshalb nur auf die wichtigsten Ergebnisse eingegangen werden. Die Modellierung umfasste folgende Arbeitsschritte:

- Erstellung einer Pflanzenliste für die Anwendung des Untermoduls VEG (vgl. Anhang dieses Berichtes, Tab. 30, zusammen mit Erläuterungen aus einem Bericht von Dr. Salim Belyazid). Diese Liste wurde an einem Workshop mit Prof. Harald Sverdrup, Prof. Bengt Nihlgård und Dr. Salim Belyazid aus Schweden sowie Prof. Elias Landolt als Experte für die Schweizer Vegetation erstellt.
- Anwendung des Modells in sechs Walddauerbeobachtungsflächen mit Bodenlösungsdaten.
- Vergleich des Modelloutputs mit Messdaten der Biomasse, Bodenlösung, Bodenchemie der Festphase, Hydrologie und Vegetation (Validierung): auf den Validierungsprozess wird im Bericht von S. Belyazid ausführlich eingegangen.
- Modellierung verschiedener Ernteszenarien mit und ohne Rückführung der Holzasche: dieser Schritt wird hier nochmals zusammengefasst.

Tab. 17 gibt einen Überblick über die Nachhaltigkeitsberechnungen mit ForSAFE. Die Berechnungen beinhalten auch einen Effekt der Klimaerwärmung, die den Ernteeffekt gegenüber heutigen Verhältnissen etwas abmildert. Aufgrund der Berechnungen kann geschlossen werden, dass für zwei dieser sechs Standorte auch bei Ganzbaumernte die Bilanz für basische Kationen positiv bleibt; bei der einfachen (empirischen) Berechnung sind es vier von sechs. Allerdings weichen die von ForSAFE berechneten Biomassen z.T. beträchtlich von dem ab, was in der einfachen Bilanzrechnung eingesetzt wurde (Tab. 18). Beim Mischbestand Frienisberg und im Buchenbestand Olsberg sind die Biomassen mit ForSAFE deutlich tiefer,

im Fichtenbestand Lurengo deutlich höher als aufgrund der Oberhöhenbonität geschätzt. Bei den Verwitterungsraten in Tab. 17 wurden die Werte über 1 m Wurzelraum aufsummiert, bei den manuellen Rechnungen bis 60 cm bzw. über die stark durchwurzelten Horizonte bei intensiver Durchwurzelung. Dieser Unterschied in der Berechnung erklärt den grossen Unterschied der Verwitterungsrate der Fläche auf dem Bachtel. Problematisch ist, dass mit ForSAFE die Äste nicht als separate Fraktion und damit auch nicht mit höherem Nährstoffgehalt behandelt werden, was bei der Berechnung der Ernteentzüge bei Ganzbaumernte wichtig wäre.

Standort	Biomasse Entzug	Basische Kationen ($\text{g m}^{-2} 100 \text{ yr}^{-1}$)					
		Verwitterung im Wurzelraum	Deposition	BC Entzug bei Stamm-ernte	BC Entzug bei Ganz-baumernte	Bilanz bei Stamm-ernte	Bilanz bei Ganzbaum-ernte
Aeschau	34335	111	150	256	384	5	-123
Bachtel	32269	1016	134	298	463	852	686
Frienisberg	37275	138	126	208	305	56	-41
Lurengo	44043	118	134	256	442	-5	-190
Olsberg	39691	99	91	204	265	-14	-75
Wengernalp	5775	35	140	52	86	122	88

Tab. 17: Bilanz für basische Kationen (Ca, Mg, K): Vollbaumernte im Vergleich zur Ernte von lediglich Stammholz an den sechs für die Modellierung ausgewählten Standorten über eine Rotationsperiode von 100 Jahren. Einheit g m^{-2} ($\times 10 = \text{kg/ha}$). Berechnung mit ForSAFE.

Standort	Biomasse Entzug (nur Stamm)	Basische Kationen ($\text{g m}^{-2} 100 \text{ yr}^{-1}$)					
		Verw. im Wurzelraum	Deposition	BC Entzug bei Stamm-ernte	BC Entzug bei Ganz-baumernte	Bilanz bei Stamm-ernte	Bilanz bei Ganzbaum-ernte
Aeschau	26838	102	124	99	141	127	85
Bachtel	39314	160	170	129	184	201	147
Frienisberg	54454	146	123	216	322	53	-53
Lurengo	22564	128	189	82	114	234	203
Olsberg	57854	106	98	263	363	-58	-159
Wengernalp	4920	40	168	18	24	190	184

Tab. 18: Bilanz für basische Kationen (Ca, Mg, K): Vollbaumernte im Vergleich zur Ernte von lediglich Stammholz an den sechs für die Modellierung ausgewählten Standorten über eine Rotationsperiode von 100 Jahren. Einheit g m^{-2} ($\times 10 = \text{kg/ha}$). Manuelle Berechnung gemäss Kap. 6.4.1.

Der Einfluss der verschiedenen Ernteszenarien auf den Boden wurde ebenfalls berechnet. In Abb. 37 ist das Beispiel Aeschau, einer Fläche mit häufigen Ernteeingriffen (Plenterwald), dargestellt. Vollbaumernte wirkt sich klar auf eine Verminderung der Basensättigung aus, während eine Rückführung der dabei entzogenen basischen Kationen mit der Asche diesen versauernden Effekt mehr als kompensiert. Für die übrigen Ergebnisse sei auf Kap. 14.10 verwiesen.

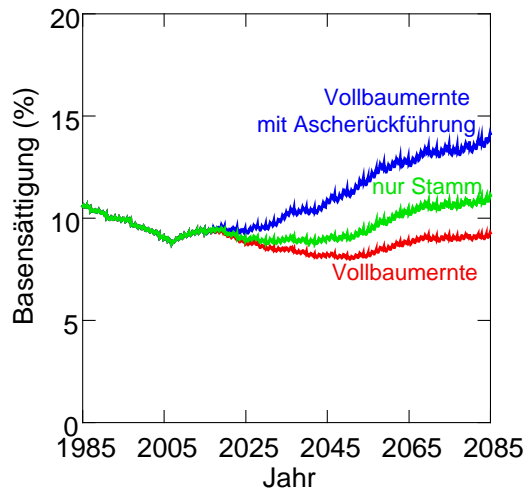


Abb. 37: Modellierter Verlauf der Basensättigung in 18-30 cm Tiefe (Aeschau BE) für drei verschiedene Ernteszenarien: nur Stammholz, Vollbaumernte sowie Vollbaumernte mit Ascherückführung (18-30 cm Tiefe = Bv-Horizont) (weitere Ergebnisse in Kap. 14.10).

7 Verallgemeinerung der Nährstoffbilanzrechnungen

Sabine Braun, Dani Kurz und Beat Rihm

7.1 Einleitung

Vollbaumernte erhöht den Nährstoffentzug und damit das Risiko eines nicht nachhaltigen Nährstoffhaushalts. Dieses Thema war deshalb auch Gegenstand verschiedener in Deutschland durchgeführter Arbeiten. In Baden-Württemberg wurde für die Berechnung des Nährstoffentzugs das Modell HOLZERNT 8.0 entwickelt (Hepperle 2010), in Sachsen das Modell UPTAKER (Ahrends et al. 2012). Für Bayern modellierte Nährstoffpotenzialkarten beziehen die mit PROFILE berechnete Verwitterungsrate und die Nährstoffauswaschung ein (Beck et al. 2012, Morovitz et al. 2012).

Ziel der Schätzung der Basensättigung des Wurzelraums war es, kartierbare Empfehlungen für die Nachhaltigkeit verschiedener Ernteverfahren zu geben. Mit den 82 Flächen, für die die Verwitterungsrate bestimmt wurde, wurde einerseits geprüft, ob die Basensättigung wirklich ein Prädiktor für Nährstoffbilanzen sein kann und andererseits, ob auch eine direkte Schätzung der Verwitterungsrate aus der Vegetationszusammensetzung und/oder aus Parametern der Bodeneignungskarte möglich ist.

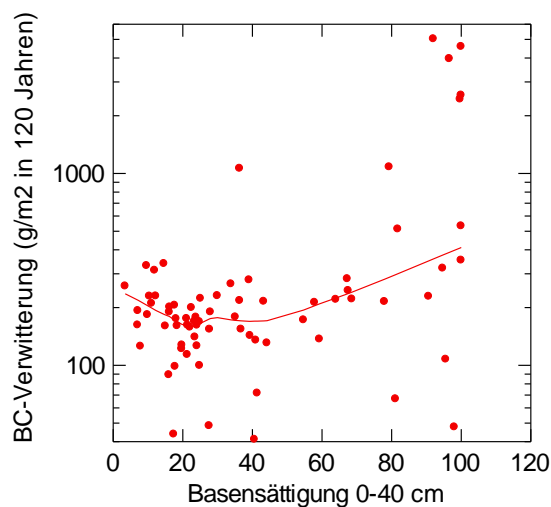


Abb. 38: Beziehung zwischen der Basensättigung im Oberboden und der Verwitterungsrate für basische Kationen.

	BS40	Ca40	K40	Mg40
BC_Verw	0.261			
Ca_Verw	0.243	0.320		
K_Verw	0.001		0.086	
Mg_Verw	0.159			0.555

Tab. 19: R²-Werte der Korrelationen zwischen der Verwitterung der basischen Kationen (BC) Ca, K und Mg einerseits (BC_Verw.) und der Basensättigung in 0-40 cm Tiefe (BS40) bzw. den austauschbaren Konzentrationen von Ca, K und Mg (Ca40, K40, Mg40) andererseits.

Die ursprüngliche Idee, die Basensättigung mit der Verwitterungsrate zu korrelieren, wie dies z.B. von Wilpert et al. (2011) in Oberschwaben gemacht haben, wurde aufgrund der sehr

schwachen Korrelation (Abb. 38, Tab. 19) nicht weiter verfolgt. Es wurde deshalb versucht, die Bilanzen selbst mit den für die Schätzung der Basensättigung verwendeten Variablen direkt zu schätzen, wobei der Oberhöhenbonität als wichtigem Teilaspekt der Nährstoffbilanzrechnung eine besondere Beachtung geschenkt wurde. Als Datengrundlage wurden die in Kap. 6.4.1 vorgestellten 74 Flächen mit einfacher Bilanzrechnung verwendet.

7.2 Modellierung Oberhöhenbonität

Wie in Abb. 35 gezeigt, hängt die Nährstoffbilanz nicht nur von der Nachlieferung durch die Verwitterung ab, sondern auch von der Wüchsigkeit, die den Entzug durch die Biomasse bestimmt. Eine Verallgemeinerung der Nährstoffbilanzrechnung muss deshalb auch eine Schätzung der Oberhöhenbonität einbeziehen. Für viele Vegetationseinheiten gibt es Schätzwerte dazu (Stocker et al. 2002, Stocker pers. Mitt., Burger pers. Mitt.), jedoch nicht für alle, was eine kartenmässige Verarbeitung erschwert. Die Bonitäten wurden auch für die Flächen des Interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramms erhoben. Die zwei Methoden liefern z.T. recht unterschiedliche Werte, wie ein direkter Vergleich anhand des Datensets der Beobachtungsflächen zeigte (Abb. 39). Es wurden deshalb zwei verschiedene Varianten gerechnet. Die eine schätzt die den Vegetationseinheiten zugeordnete Bonität aus der X- und der Y-Achse des Ökogramms sowie der Meereshöhe (Tab. 20 rechts), die andere die gemessene Oberhöhenbonität der Dauerbeobachtungsflächen (Tab. 20 links). Beide Auswertungen wurden mit dem Datenset der Waldbeobachtungsflächen gemacht, d.h. auch die Schätzwerte der Vegetationseinheit wurden mit diesem Datenset ausgewertet. In beiden Fällen konnten gute Beziehungen gefunden werden. Die X-Achse der Ökogramme ($pH_{\text{Ökogramm}}$, vgl. Abb. 8) sowie die trockenheitserklärende Y-Achse (Variable $TRO_{\text{Ökogramm}}$) waren beides wichtige Prädiktoren für die Oberhöhe, zusammen mit der Höhe über Meer und, für Fichten der Walddauerbeobachtung, auch der Stickstoffdeposition. Die Ergebnisse der Regressionsrechnungen (Walddauerbeobachtung, Gl. 5 und 6) wurden im nächsten Schritt als erklärende Variablen eingesetzt.

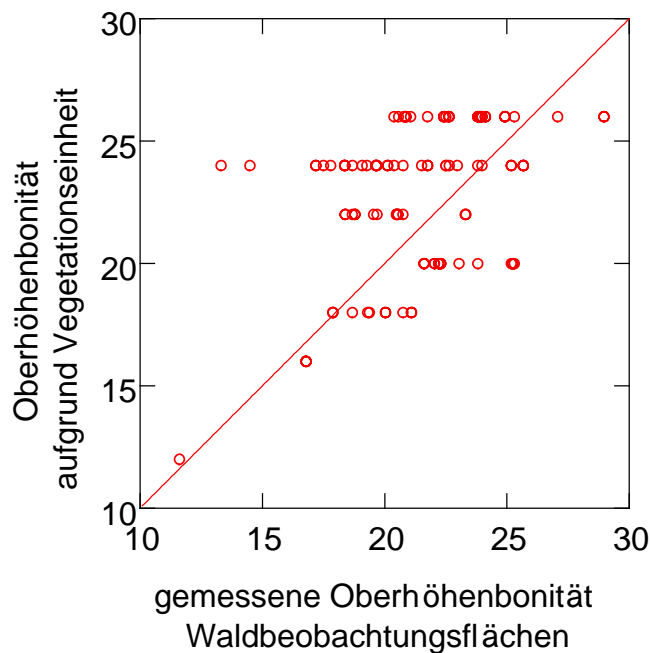


Abb. 39: Vergleich der in Waldbeobachtungsflächen gemessenen Oberhöhenbonität von Buchen und Eichen mit dem von der Vegetationseinheit erwarteten Wert nach Stocker et al. (2002).

	Waldbeobachtungsflächen (Messwerte)		Vegetationseinheiten (Schätzwerte aus Kartierungsschlüsseln)	
	Buchen /Eichen	Fichten	Laubholz	Nadelholz
n	117	78	135	142
R ²	0.517	0.752	0.691	0.738
Intercept	16.406	23.845	33.992	33.744
Höhe ü.M.	0.021.2	-0.0118		0.0173
(Höhe ü. M.) ²	-1.8842E-05			-1.3205E-05
TROökogramm	-2.539		-4.648	-4.681
pHökogramm	3.665		0.438	
(pHökogramm) ²	-0.401			
N-Deposition		0.236		

Tab. 20: Regressionsergebnisse zur Schätzung der Oberhöhenbonität. Die Zahlen in den Feldern sind die Koeffizienten für die entsprechende Variable. Fehlende Einträge für einen Parameter bedeuten, dass dieser nicht signifikant war.

Daraus ergeben sich folgende Gleichungen:

Bonität aus Waldbeobachtungsflächen:

$$OH_{Bu} = 16.4 + 0.0212 * HOE - 0.0000188 * HOE^2 - 2.54 * TROEK + 3.67 * PHOEK \quad (5)$$

$$OH_{Fi} = 23.85 - 0.0118 * HOE + 0.236 * NDEP \quad (6)$$

Bonität aus Kartierungsschlüsseln:

$$OH_{Laub} = 34.0 - 4.648 * TROEK + 0.438 * PHOEK \quad (7)$$

$$OH_{Nadel} = 33.7 + 0.0173 * HOEHE - 0.0000132 * HOEHE^2 - 4.681 * TROEK \quad (8)$$

mit

HOE: Meereshöhe in m

TROEK: Y-Achse der Ökogramme, linear von 1 (feucht) bis 5 (trocken)

PHOEK: X-Achse der Ökogramme, linear von 2 (sehr sauer) bis 8 (basenreich)

NDEP: in kg N ha⁻¹ a⁻¹

In den weiteren Auswertungen wurden Gleichungen 5 und 6 verwendet. Abb. 40 zeigt das kartierte Ergebnis der Oberhöhenbonität für die Kantone Basel-Stadt und Basellandschaft.

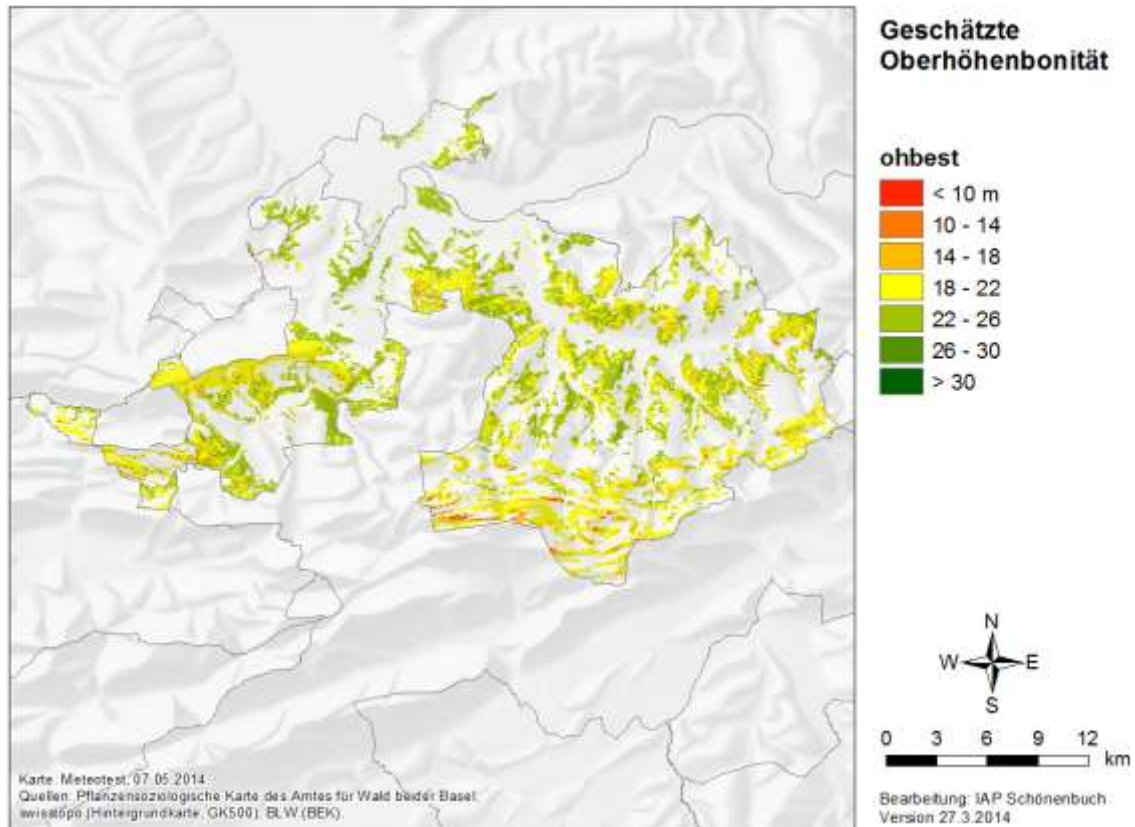


Abb. 40: Kartierte Oberhöhenbonität für Buchen und Eichen gemäss Gleichung 5 für die beiden Basel.

7.3 Modellierung der Nährstoffbilanzen

Nach der Modellierung der Oberhöhenbonität wurde die gemäss Kapitel 6.4.1 berechnete Nährstoffbilanz mit Hilfe der folgenden Variablen für Kartierzwecke geschätzt:

- OHB: Oberhöhenbonität aus Waldbeobachtungsflächen gemäss Gleichung 5 und Gleichung 6 und Mittelung gemäss Baumartenzusammensetzung.
- Deposition von Ca, K und Mg: Eintrag des entsprechenden Elementes gemäss Kartierung Meteotest (Methode: Kurz et al. 1998b, Periode 1990-2000). Einheit g/m^2 in 120 Jahren (d.h. 1 Rotationsperiode).
- Baumart: binäre Variable mit dem Wert 1, wenn es sich um eine gemischte Buchen/Fichtenfläche handelte, sonst 0.
- $\text{pH}_{\text{Ökogramm}}$: X-Achse aus Ökogrammen (vgl. Kap. 5.1.4)
- $\text{TRO}_{\text{Ökogramm}}$: Y-Achse aus Ökogrammen
- Säuredeposition: Summe von Schwefel- und Stickstoffdeposition minus Deposition von basischen Kationen (Einheit $\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$). Referenzperiode für Schwefeldepositionen 1993-2000, für Stickstoff 2007.
- Regen: Niederschlag in mm/Jahr (Hydrologischer Atlas)
- Bodeneignungscode: Eignungscode aus Bodeneignungskarte (Tab. 6).
- Verwitterungsklassen basische Kationen: geologische und lithologische Formationen wurden aus dem Atlas der Schweiz ausgelesen und gutachtlich zu Verwitterungsklassen gruppiert.
- Verwitterungsklassen Phosphor: Eine empirische Auswertung der Phosphorverwitterung für 71 IAP-Flächen und 159 WSL-Bodenprofile, für die Verwitterungsraten im Rahmen der schweizweiten Critical Loads-Kartierung berechnet worden waren

(Kurz et al. 1998b) führte zu einer groben – binären – Klassierung der Phosphorverwitterung: die geologischen Formationen ch (Muschelkalk) und ce (Lias) sowie die lithologischen Klassen 20 (=Kalkstein mit Dolomiteinlagen), 6 (=Tone) und 53 (=Amphibolit) wurden als hoch (=1), alle übrigen als tief (=0) eingestuft.

Die Bilanzen beziehen sich auf das ganze Ökosystem Wald, d.h. die Untergrenze des Wurzelraums ist die Ebene des Austrags. Mit diesen Variablen wurden Regressionen für die Nährstoffbilanz für einzelne Elemente bei Vollbaumernte ohne und mit Auswaschung auf heutigem Niveau berechnet. Diese beiden Varianten wurden gewählt, um den Einfluss der heutigen Schadstoffeinträge aufzuzeigen, auch wenn die Auswaschung ohne Schadstoffeinträge nicht ganz Null ist. Um die Ergebnisse für die verschiedenen Nährstoffe besser vergleichen zu können, wurden sie in Prozent des Nährstoffgehalts der bei Vollbaumernte geernteten Biomasse angegeben. -40% bedeutet beispielsweise, dass bei Vollbaumernte die Nachlieferung nur 60% des Entzugs mit der Biomasse deckt. Mit den oben aufgelisteten Variablen konnten gute bis sehr gute Regressionsergebnisse erzielt werden. Die erklärte Varianz bewegt sich zwischen 37% und 69% (Tab. 21, Abb. 41). Einzig beim Phosphor ohne Auswaschung wurden lediglich 26% erreicht, mit Auswaschung war kein plausibles Ergebnis zu erzielen. Da Phosphor ohnehin mit einer konstanten und geringen Auswaschungsrate berechnet wurde, wurde für die Kartierung die Gleichung für Phosphor ohne Auswaschung minus diesen konstanten Betrag genommen. Damit können die Nährstoffbilanzen für die Masstabebene 1:5'000 (Forstliche Standortskarte) direkt, ohne gemessene Basensättigungen oder Verwitterungsraten, kartiert werden.

Abb. 41 verdeutlicht schematisch das Verfahren und die Herkunft der verwendeten Variablen.

	ohne Auswaschung, n=68				mit Auswaschung, n=29		
	Ca	K	Mg	P	Ca	K	Mg
R ²	0.467	0.693	0.444	0.264	0.448	0.499	0.370
Intercept	6.220	7.157	7.33	5.633	7.670	7.714	7.938
OHB	-0.127	-0.0957	-0.0716	-0.109			
Deposition	0.0170	0.0578	0.0742			0.00235	
Baumart	0.550						
pH _{Ökogramm}		-0.171			-0.0949	-0.0153	-0.00440
TRO _{Ökogramm}							
Säuredeposition/1000			-0.1			-0.0446	-0.06129
VK Lithologie					0.128		
Regen	-0.000812	-0.00102	-0.00125				
Bodeneigungscode			0.00389				
VK Phosphor				1.524			

Tab. 21: Regressionen der Nährstoffbilanzen mit und ohne Auswaschung mit verschiedenen Prädiktoren. Die Zahlen in den einzelnen Feldern sind die Koeffizienten, die zur Kartierung der Nährstoffbilanz verwendet wurden. Abhängige Variable: Bilanz des entsprechenden Elementes in % des Gehaltes in der entzogenen Biomasse, logtransformiert (zur Vermeidung negativer Werte wurde vor der Logtransformation bei den Bilanzen ohne Auswaschung ein Wert von 100, mit Auswaschung ein Wert von 2000 dazugezählt). Baumartsspezifische Oberhöhenbonität (OHB) gemäss Gleichung 5 und Gleichung 6. VK = Verwitterungsklasse. Mit „Deposition“ ist der Eintrag des entsprechenden Elementes gemeint.

Berechnungsbeispiel: Ca-Bilanz ohne Auswaschung

$$CaBIL_{oa} = e^{(6.22 - 0.127 \cdot OHB + 0.017 \cdot DEPOSITION + 0.000812 \cdot REGEN + 0.55 \cdot BAUMART)} - 100$$

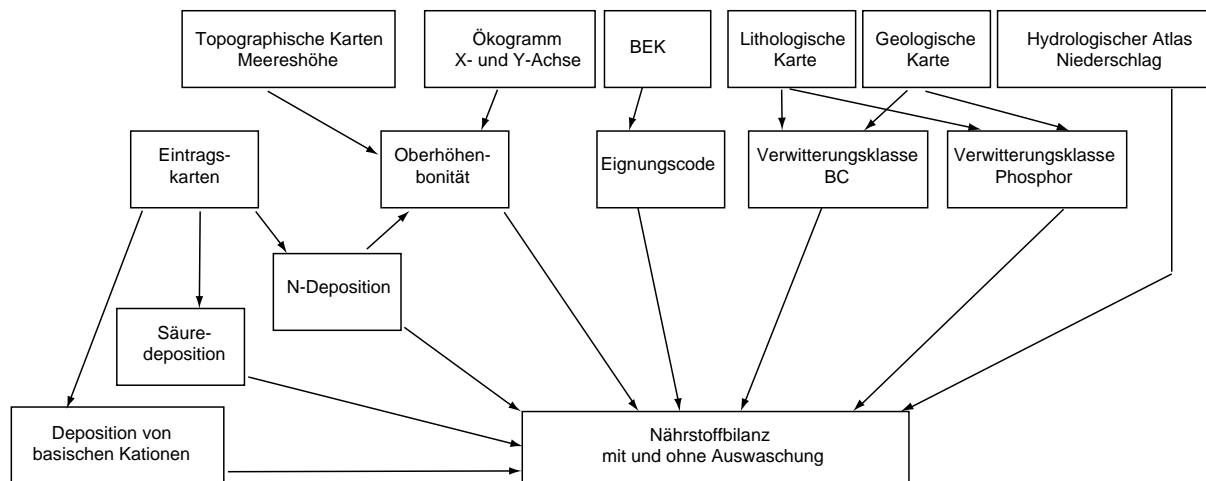


Abb. 41: Herkunft der in die Berechnung der Nährstoffbilanz einbezogenen Variablen

7.3.1 Karten der Nährstoffbilanzen

Mit den Gleichungen nach Tab. 21 wurden die Nährstoffbilanzen bei Vollbaumernte berechnet und kartiert. Die nachfolgenden Abbildungen zeigen die Ergebnisse für die Kantone AG, BL, BS, SO, TG und ZH, d.h. die Kantone, für die flächendeckende Vegetationskarten im Masstab 1:5'000 zur Verfügung stehen. Kartiert sind die Bilanzen für Ca, Mg, K und P jeweils mit und ohne Auswaschung. Damit die Bilanzen für die verschiedenen Nährstoffe quantitativ verglichen werden können, wurden sie jeweils auf den Elementgehalt in der Biomasse bei Vollbaumernte bezogen. -50% bedeutet, dass eine Vollbaumernte die vorhandenen Ressourcen

um 50% überschreitet. Bei den Karten ohne Auswaschung kann dieser Wert -100% naturgemäss nicht unterschreiten, mit Auswaschung ist dies jedoch möglich, da der Elementexport nicht nur über die Biomasse, sondern auch über die Auswaschung erfolgt. Diese Darstellung ermöglicht einen prozentualen Vergleich Ernteverfahren für einzelne Elemente.

Die Ergebnisse für den Kanton Aargau sind in Abb. 42 bis Abb. 51 dargestellt. Ohne Auswaschung ist die Ca-Bilanz auf den Jurastandorten positiv und die K-Bilanz negativ, auf den übrigen Standorten ist es oft umgekehrt. Im Raum Muri sind beide Elemente stark negativ. Die Phosphorbilanz ist fast überall unter Null und am stärksten negativ. Standorte, auf denen eine Vollbaumernte wirklich nachhaltig ist, d.h. kein Element eine negative Bilanz aufweist, finden sich – auch ohne Berücksichtigung der Auswaschung – fast nicht mehr (Abb. 46), mit Berücksichtigung der Auswaschung gibt es solche Standorte gar nicht (Abb. 51). Ohne Auswaschung ist Phosphor fast überall das Element mit den negativsten Bilanzen (Abb. 46), mit Auswaschung sind es meist Ca und Mg (Abb. 51). Grund dafür ist, dass beim Phosphor die Auswaschung als – geringer – konstanter Wert in die Berechnungen eingesetzt wurde (vgl. Kap. 6.2).

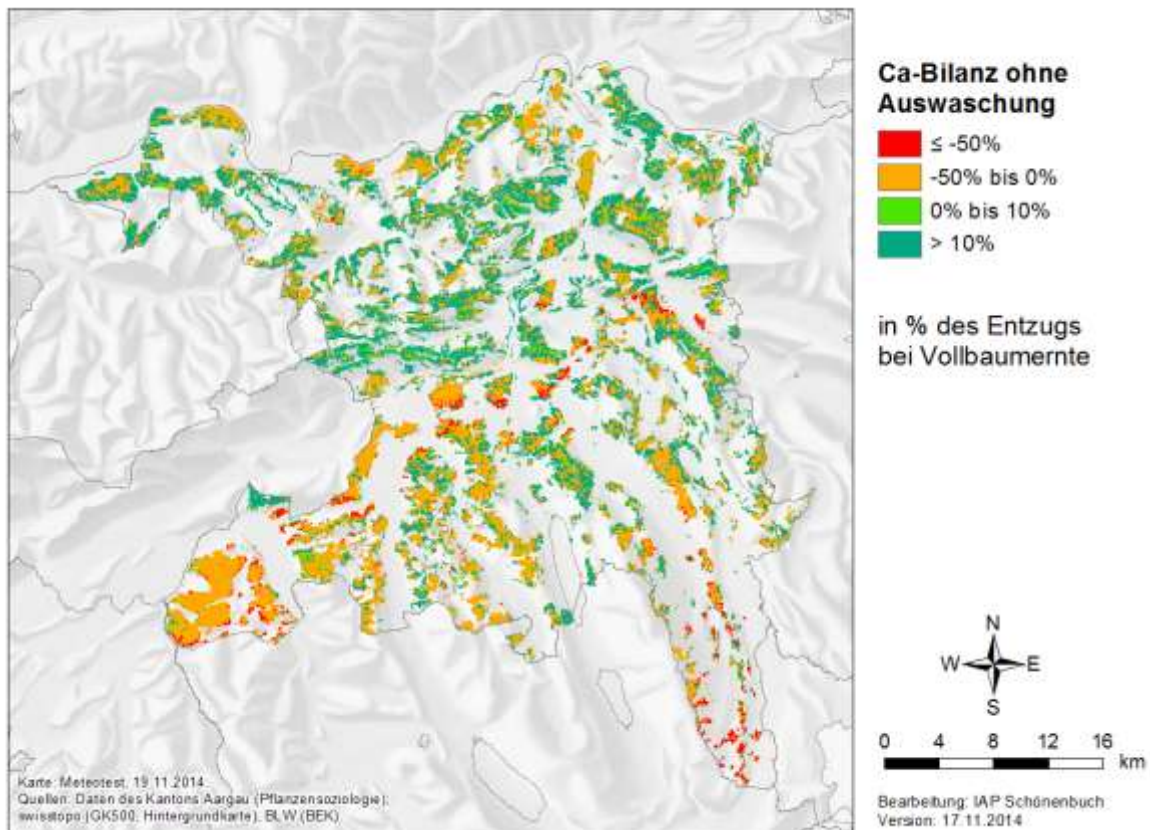


Abb. 42: Ca-Bilanz bei Vollbaumernte ohne Auswaschung für den Kanton Aargau in % des Gehalts in der entzogenen Biomasse.

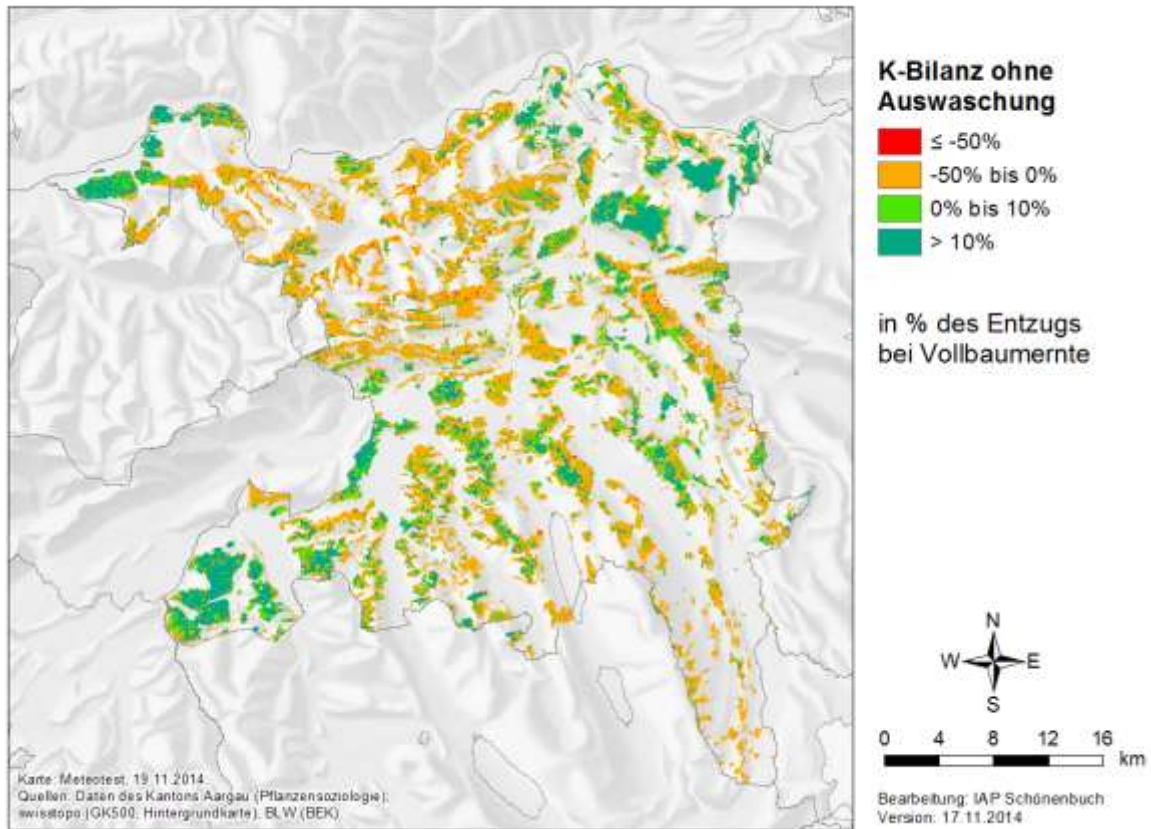


Abb. 43: K-Bilanz bei Vollbaumernte ohne Auswaschung für den Kanton Aargau in % des Gehalts in der entzogenen Biomasse.

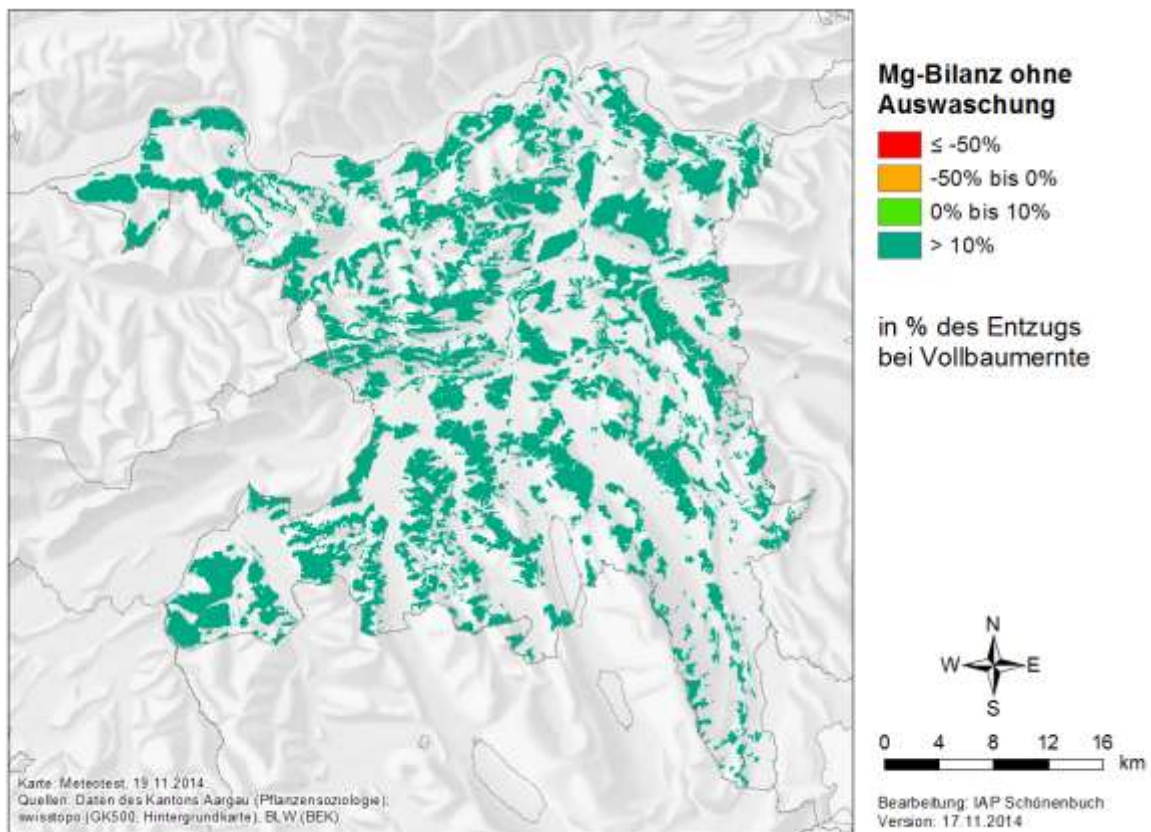


Abb. 44: Mg-Bilanz bei Vollbaumernte ohne Auswaschung für den Kanton Aargau in % des Gehalts in der entzogenen Biomasse.

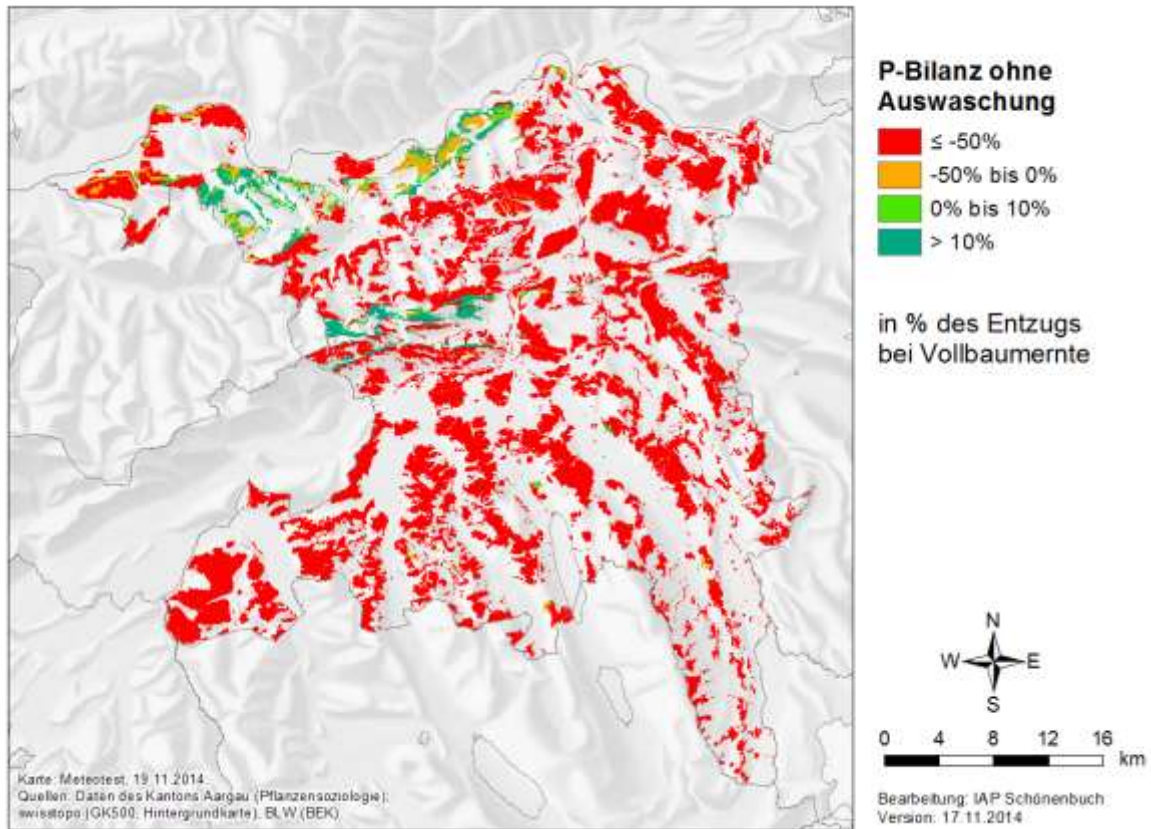


Abb. 45: P-Bilanz bei Vollbaumernte ohne Auswaschung für den Kanton Aargau in % des Gehalts in der entzogenen Biomasse.

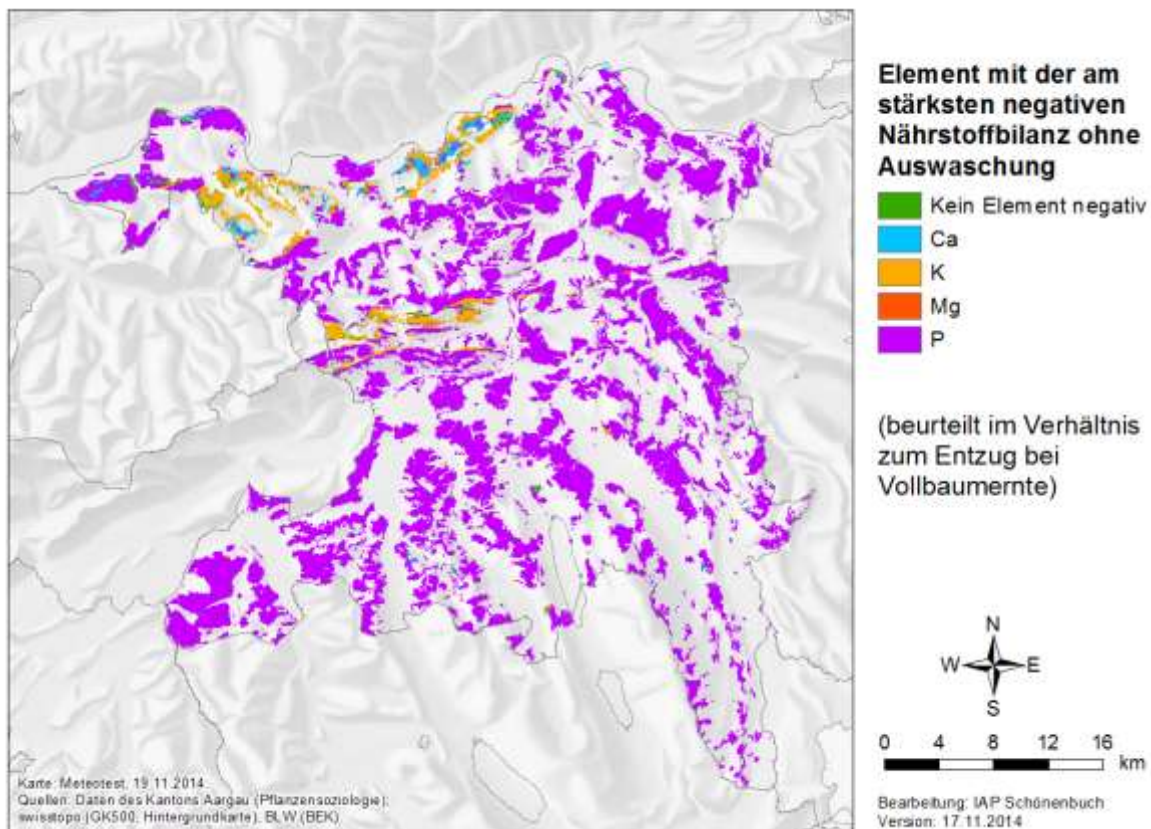


Abb. 46: Element mit der am stärksten negativen Bilanz bei Vollbaumernte ohne Auswaschung für den Kanton Aargau.

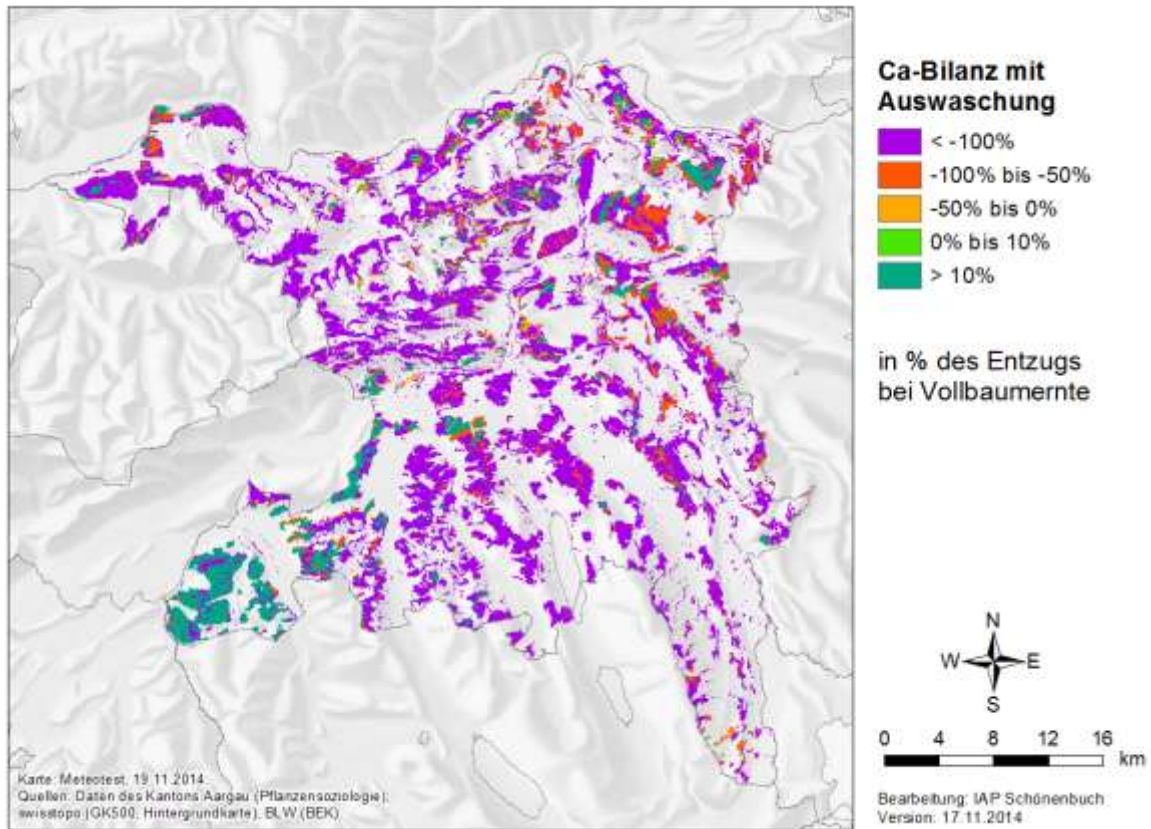


Abb. 47: Ca-Bilanz bei Vollbaumernte mit Auswaschung für den Kanton Aargau in % des Gehalts in der entzogenen Biomasse.

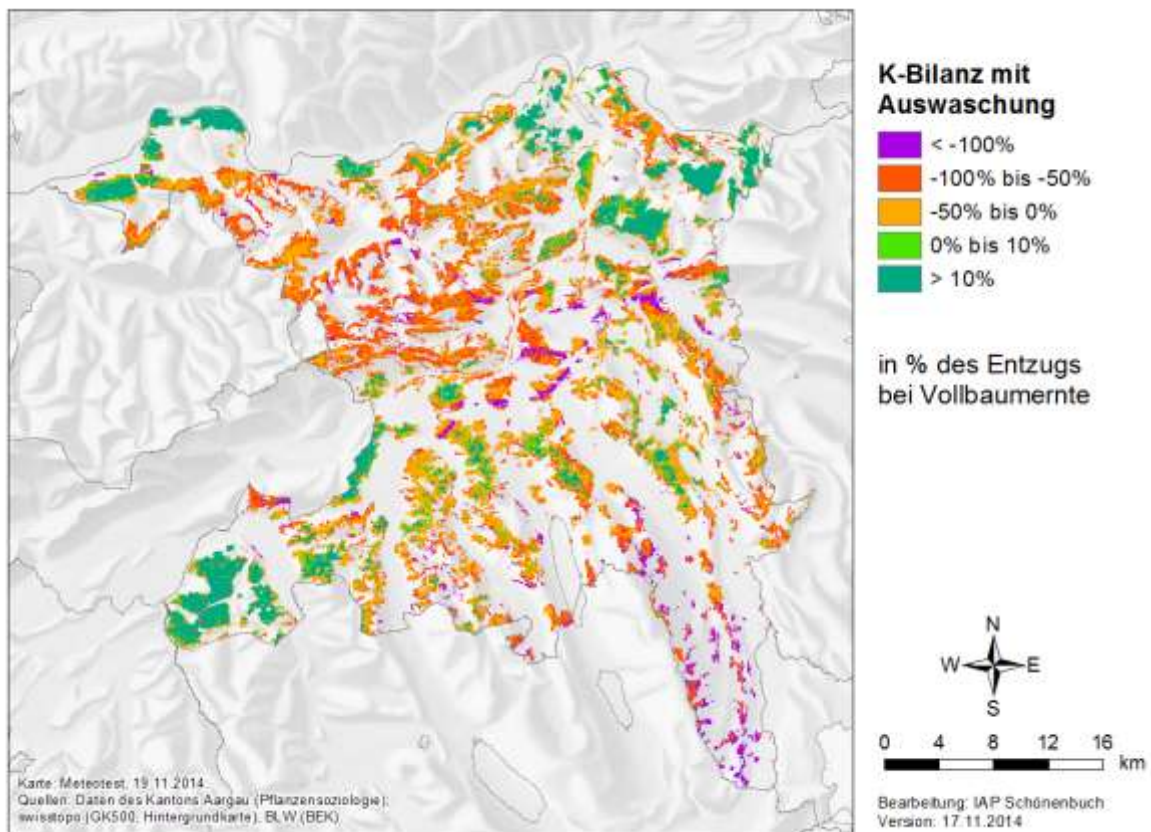


Abb. 48: K-Bilanz bei Vollbaumernte mit Auswaschung für den Kanton Aargau in % des Gehalts in der entzogenen Biomasse.

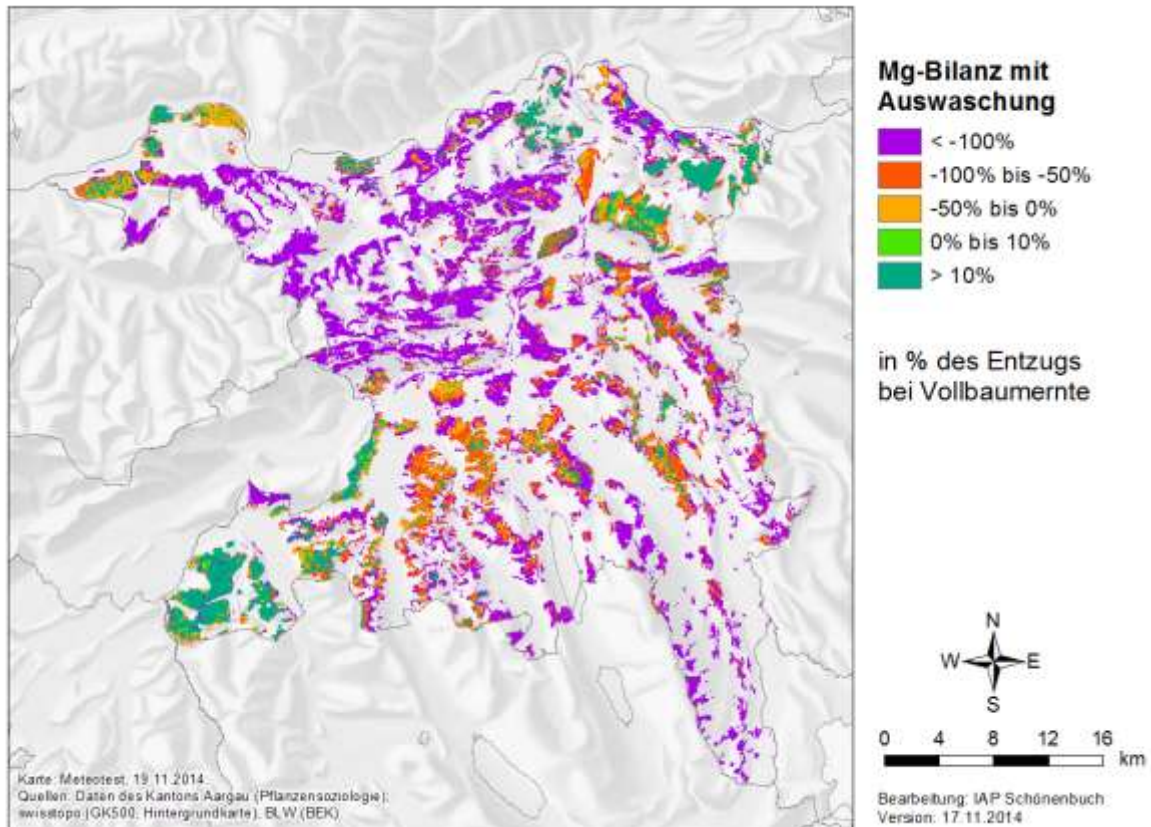


Abb. 49: Mg-Bilanz bei Vollbaumernte mit Auswaschung für den Kanton Aargau in % des Gehalts in der entzogenen Biomasse.

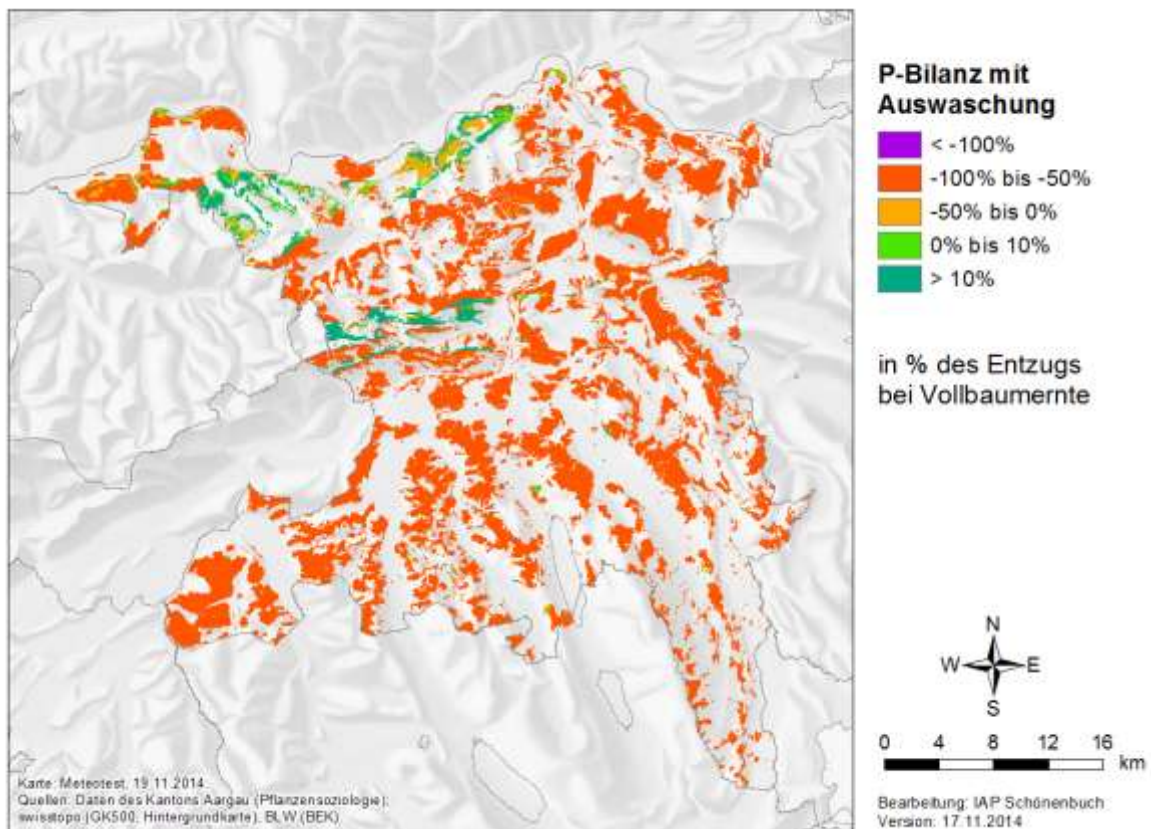


Abb. 50: P-Bilanz bei Vollbaumernte mit Auswaschung für den Kanton Aargau in % des Gehalts in der entzogenen Biomasse.

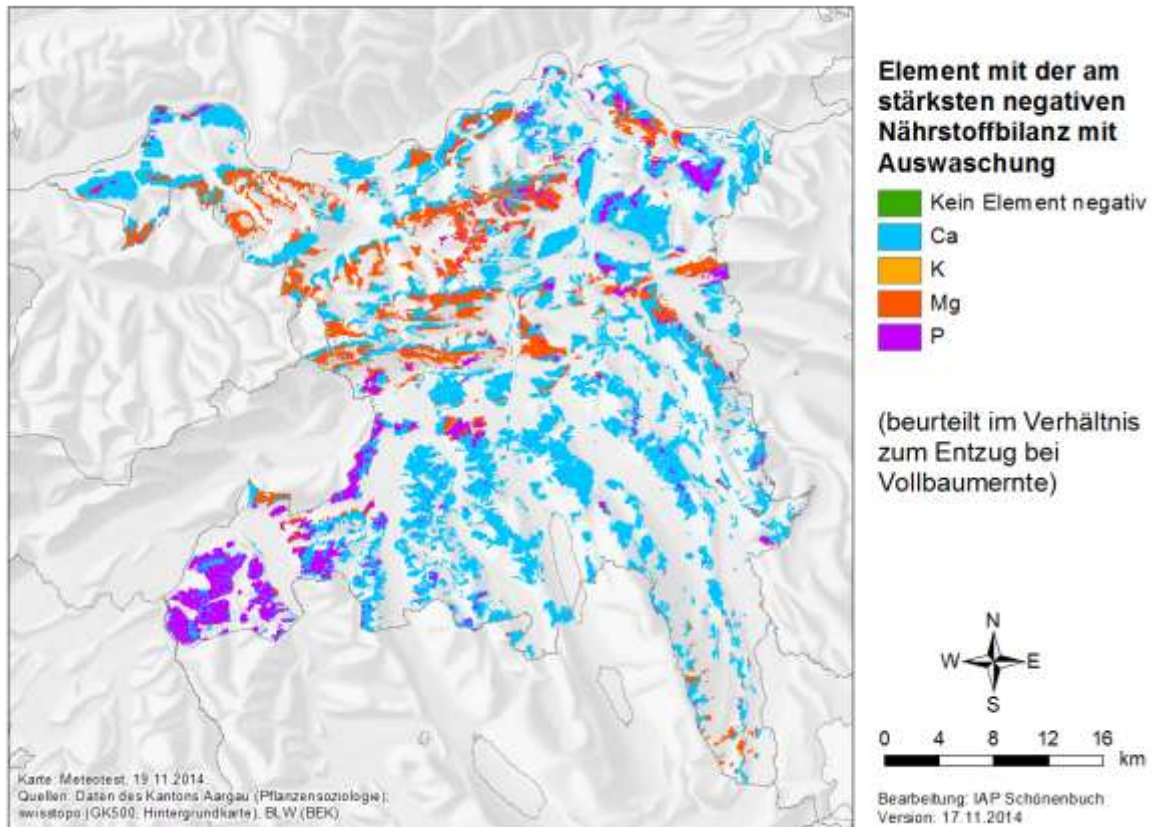


Abb. 51: Element mit der am stärksten negativen Bilanz bei Vollbaumernte mit Auswaschung für den Kanton Aargau.

Die Karten für die Kantone Basel-Stadt und Basellandschaft sind in Abb. 52 bis Abb. 61 dargestellt. Die Ca-Bilanz ohne Auswaschung ist mehrheitlich positiv; hier wirkt sich der kalkreiche Untergrund aus (Abb. 52). Mit Auswaschung auf dem heutigen Niveau ändert sich das Bild allerdings stark (Abb. 57). Nur ganz wenige schlecht wüchsige Flächen auf den Jurahöhen zeigen dann noch eine positive Ca-Bilanz. Im Falle der K-Bilanz lässt sich ohne Auswaschung eine positive Bilanz in der Umgebung von Basel (Kanton BS, Leimental) und auf den schlecht wüchsigen Jurahöhen beobachten (Abb. 53). Bei Berechnungen „mit Auswaschung“ werden diese Gebiete deutlich kleiner (Abb. 58). Ohne Auswaschung ist die Mg-Bilanz überall deutlich positiv (Abb. 54), mit Auswaschung praktisch überall deutlich negativ (Abb. 59). Die Phosphorbilanz ist mit oder ohne Auswaschung nur dort positiv, wo aufgrund der Geologie oder der Lithologie eine erhöhte P-Verwitterung geschätzt wird (Abb. 55, Abb. 60). Ohne Auswaschung ist Phosphor fast überall das Element mit den negativsten Bilanzen (Abb. 56), mit Auswaschung sind es meist Ca und Mg (Abb. 61).

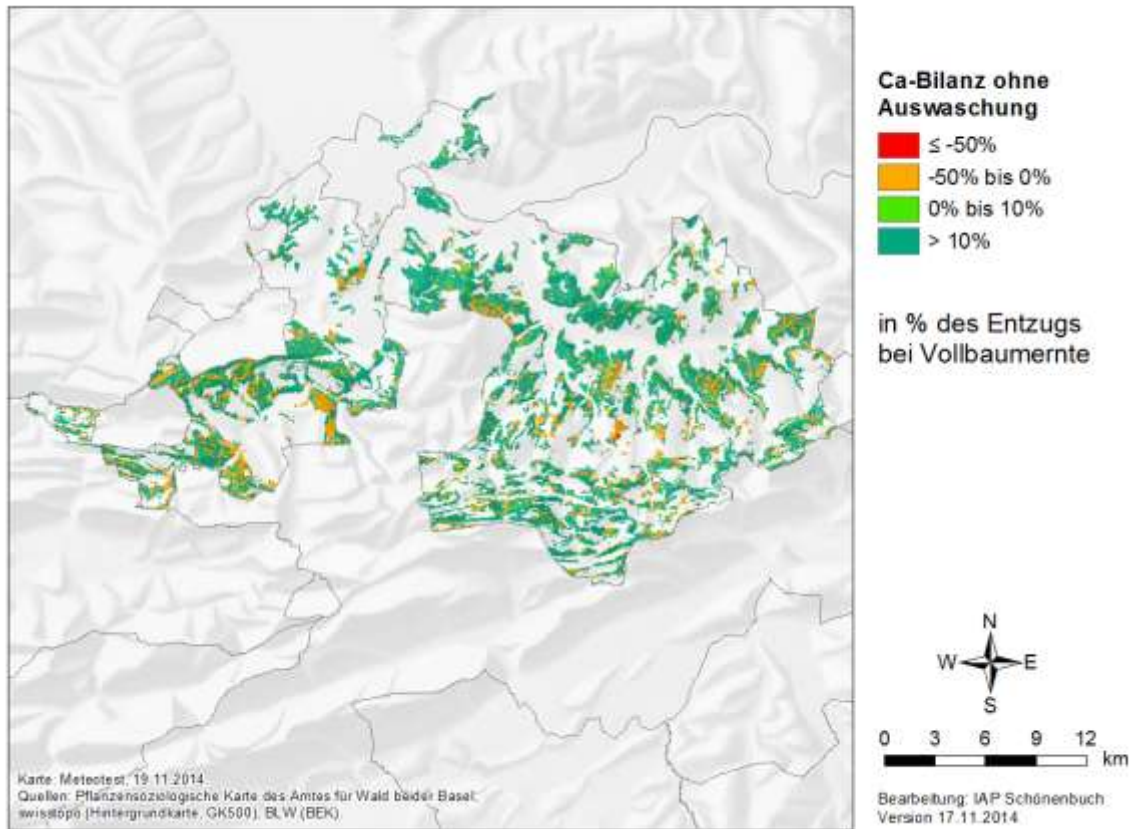


Abb. 52: Ca-Bilanz bei Vollbaumernte ohne Auswaschung für die beiden Basel in % des Gehalts in der entzogenen Biomasse.

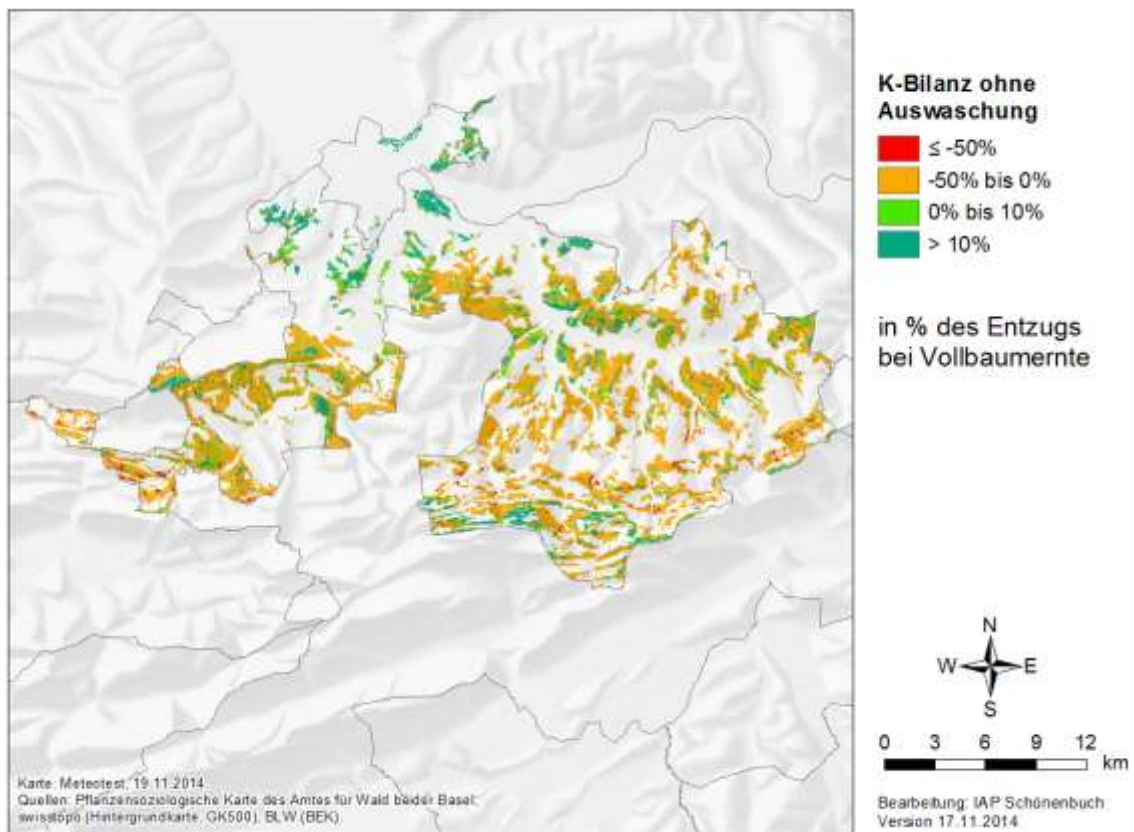


Abb. 53: K-Bilanz bei Vollbaumernte ohne Auswaschung für die beiden Basel in % des Gehalts in der entzogenen Biomasse.

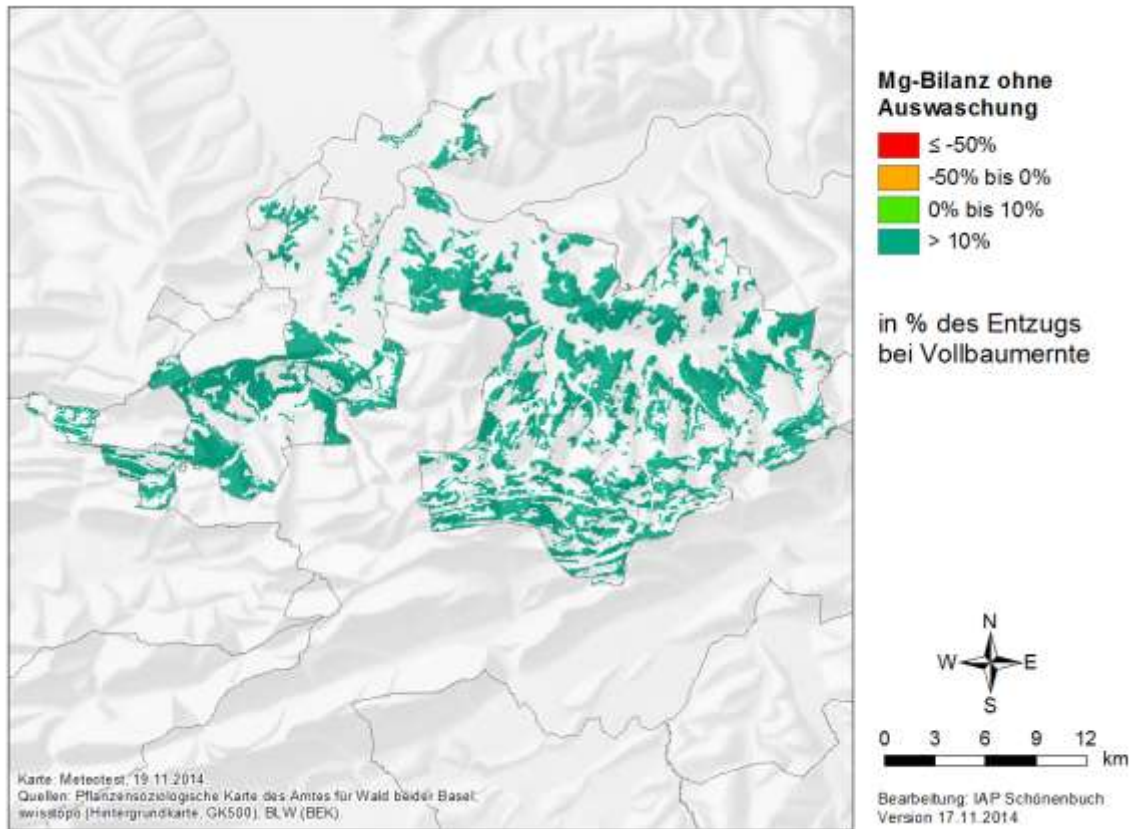


Abb. 54: Mg-Bilanz bei Vollbaumernte ohne Auswaschung für die beiden Basel in % des Gehalts in der entzogenen Biomasse.

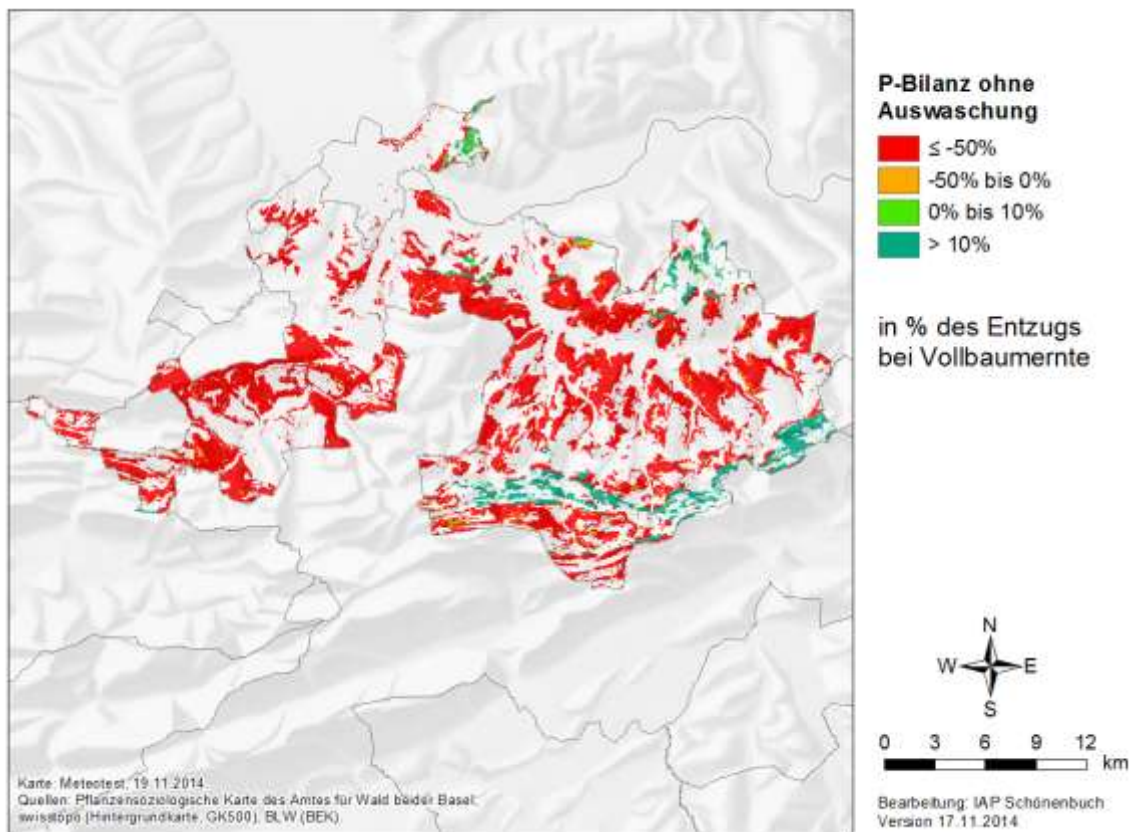


Abb. 55: P-Bilanz bei Vollbaumernte ohne Auswaschung für die beiden Basel in % des Gehalts in der entzogenen Biomasse.

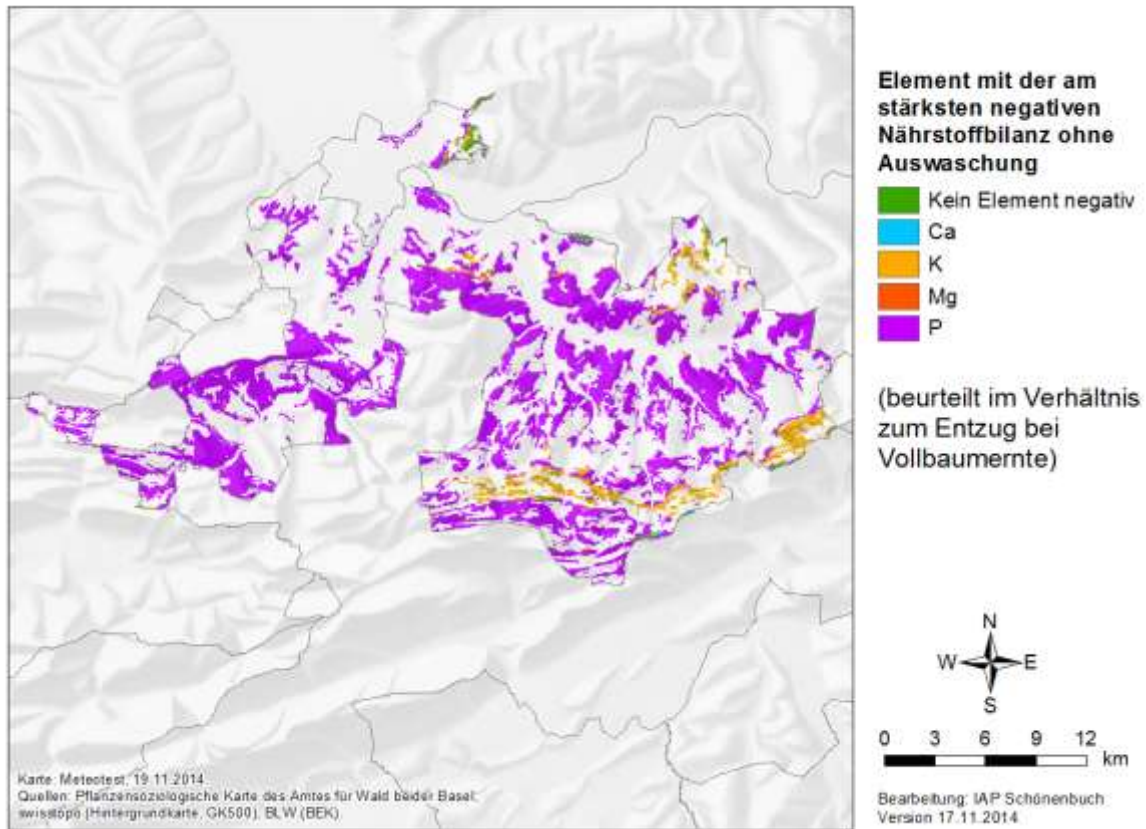


Abb. 56: Element mit der am stärksten negativen Bilanz bei Vollbaumernte ohne Auswaschung für die beiden Basel.

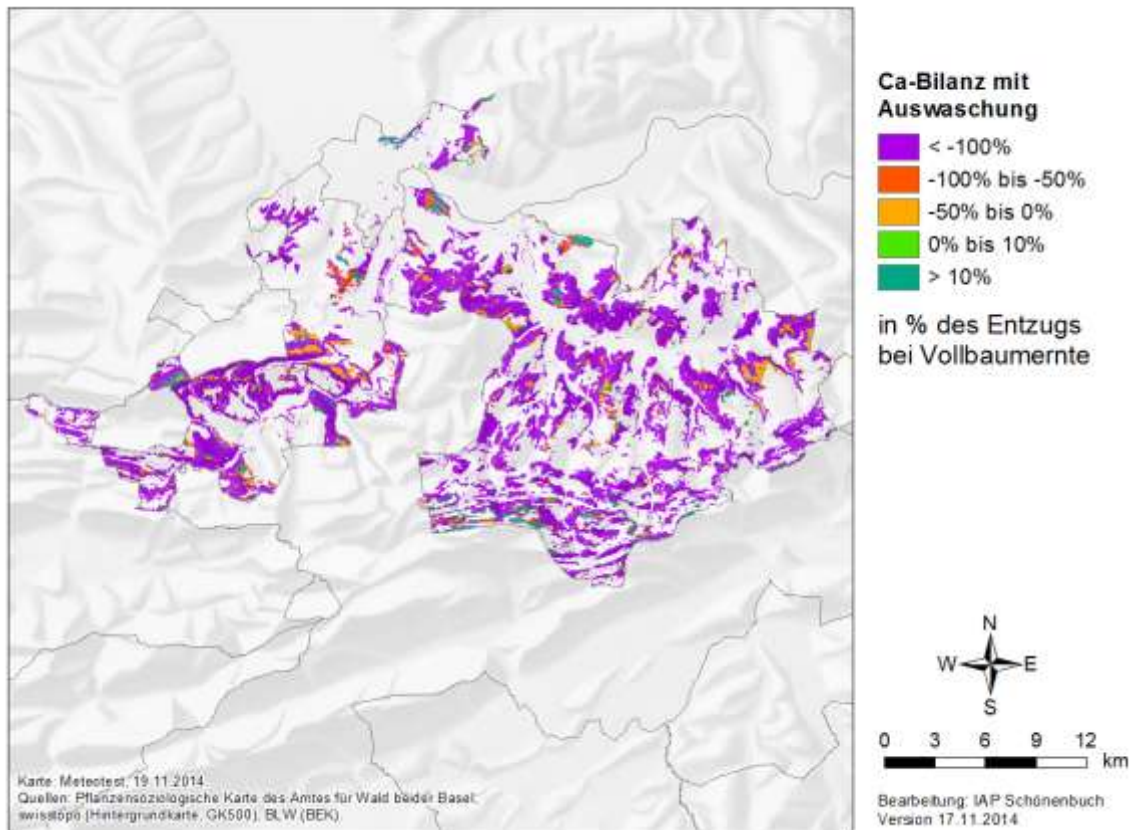


Abb. 57: Ca-Bilanz bei Vollbaumernte mit Auswaschung für die beiden Basel in % des Gehalts in der entzogenen Biomasse.

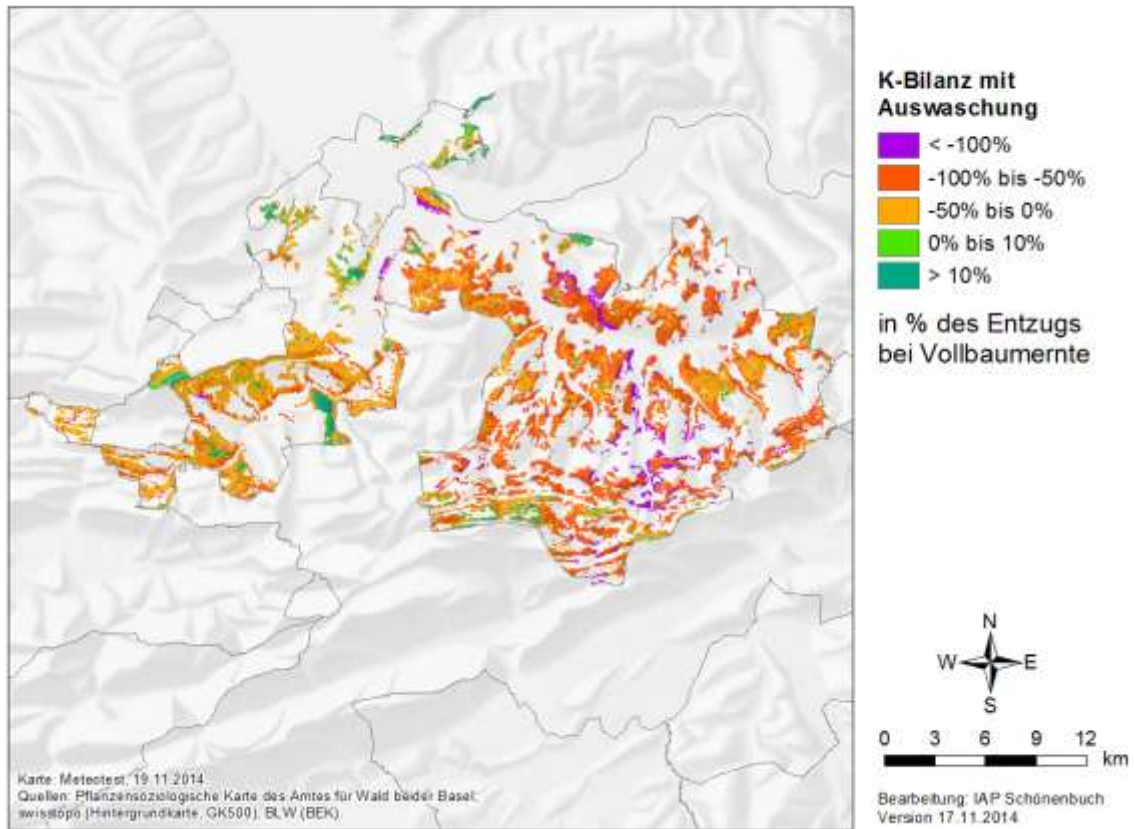


Abb. 58: K-Bilanz bei Vollbaumernte mit Auswaschung für die beiden Basel in % des Gehalts in der entzogenen Biomasse.

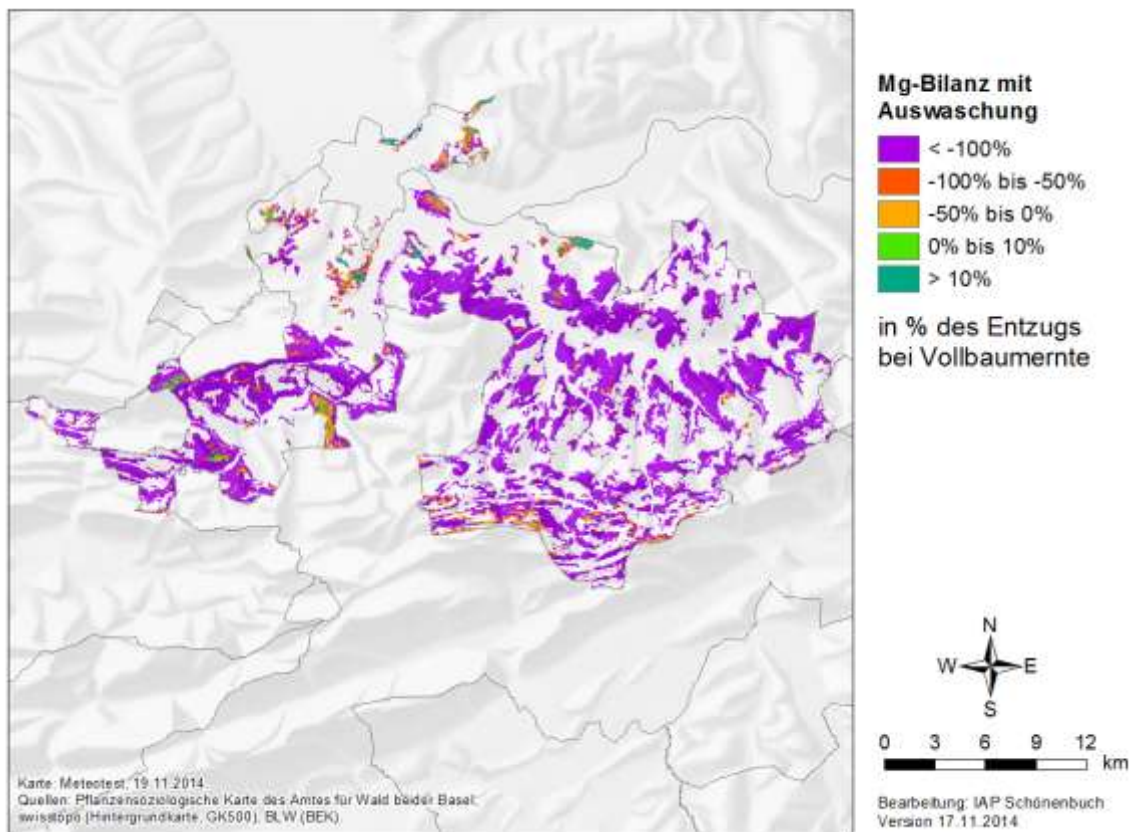


Abb. 59: Mg-Bilanz bei Vollbaumernte mit Auswaschung für die beiden Basel in % des Gehalts in der entzogenen Biomasse.

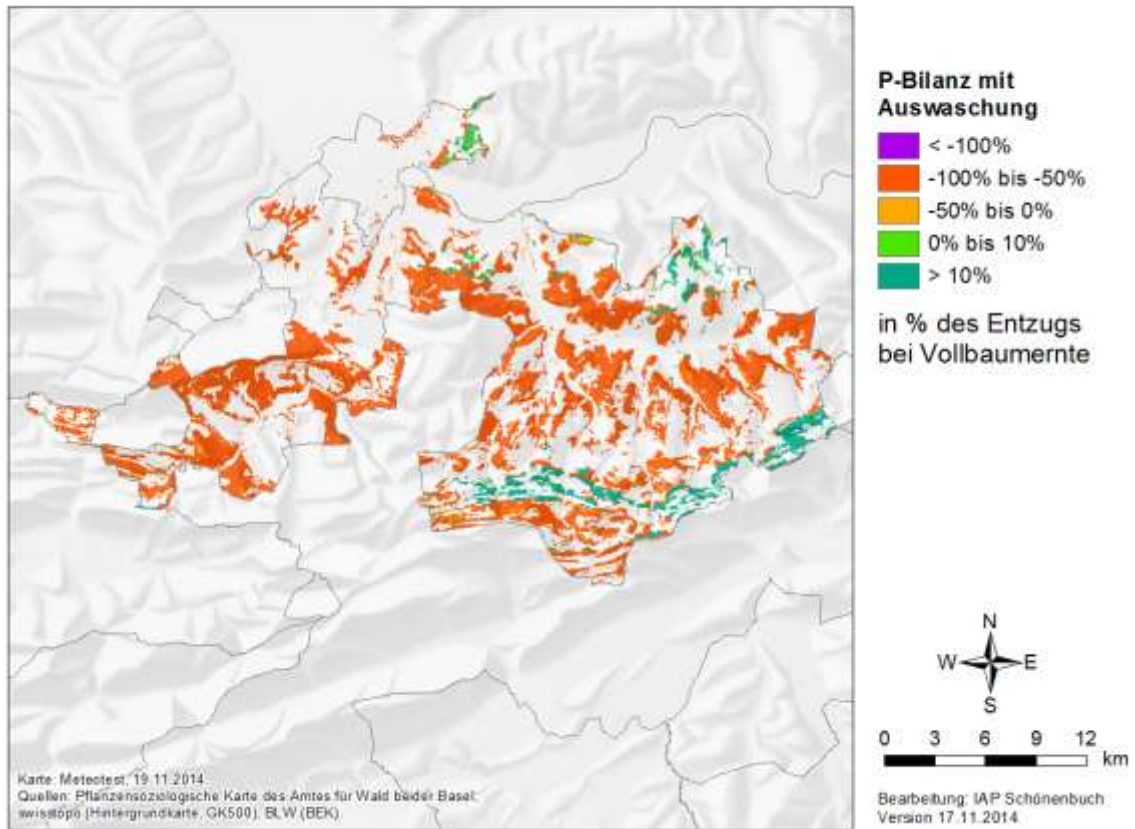


Abb. 60: P-Bilanz bei Vollbaumernte mit Auswaschung für die beiden Basel in % des Gehalts in der entzogenen Biomasse.

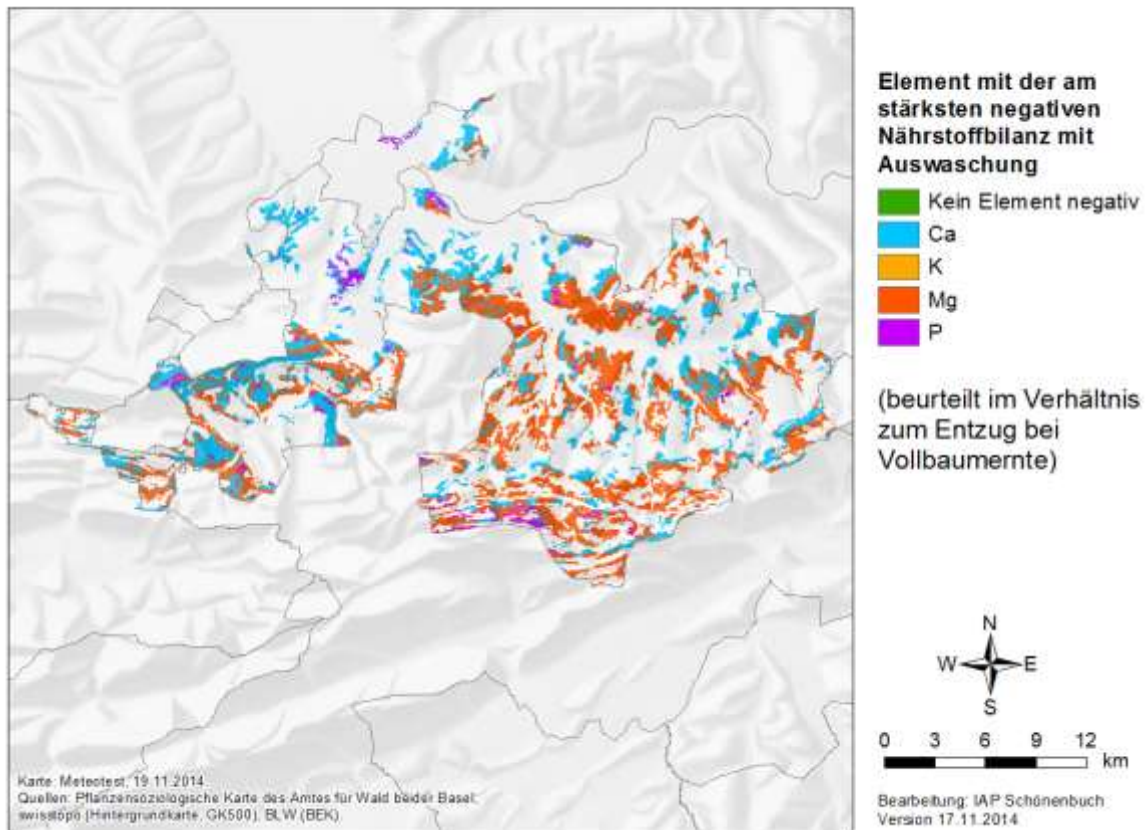


Abb. 61: Element mit der am stärksten negativen Bilanz bei Vollbaumernte mit Auswaschung für die beiden Basel.

Die Karten für den Kanton Solothurn sind in Abb. 62 bis Abb. 71 dargestellt. Bei diesem Kanton fällt die Zweiteilung in den Ca-reichen Jura und das Ca-ärmere Mittelland auf. So sind die Ca-Bilanzen ohne Auswaschung im Jura positiv, im Mittelland meist negativ (Abb. 62). Bei der K-Bilanz fällt die deutlich negative Bilanz im Tal zwischen Welschenrohr und Balsthal auf, sie ist aber auch in anderen Gegenden negativ. Die Phosphorbilanz ist auch ohne Auswaschung fast überall deutlich negativ, etwas weniger in den schwächer wüchsigen Wäldern auf den Jurahöhen. Mit Auswaschung bleiben Ca- und Mg-Bilanz in einigen Jura-Regionen immer noch positiv. Das führt dazu, dass in diesen Gegenden Phosphor das Element mit der am stärksten negativen Bilanz bleibt (Abb. 71).

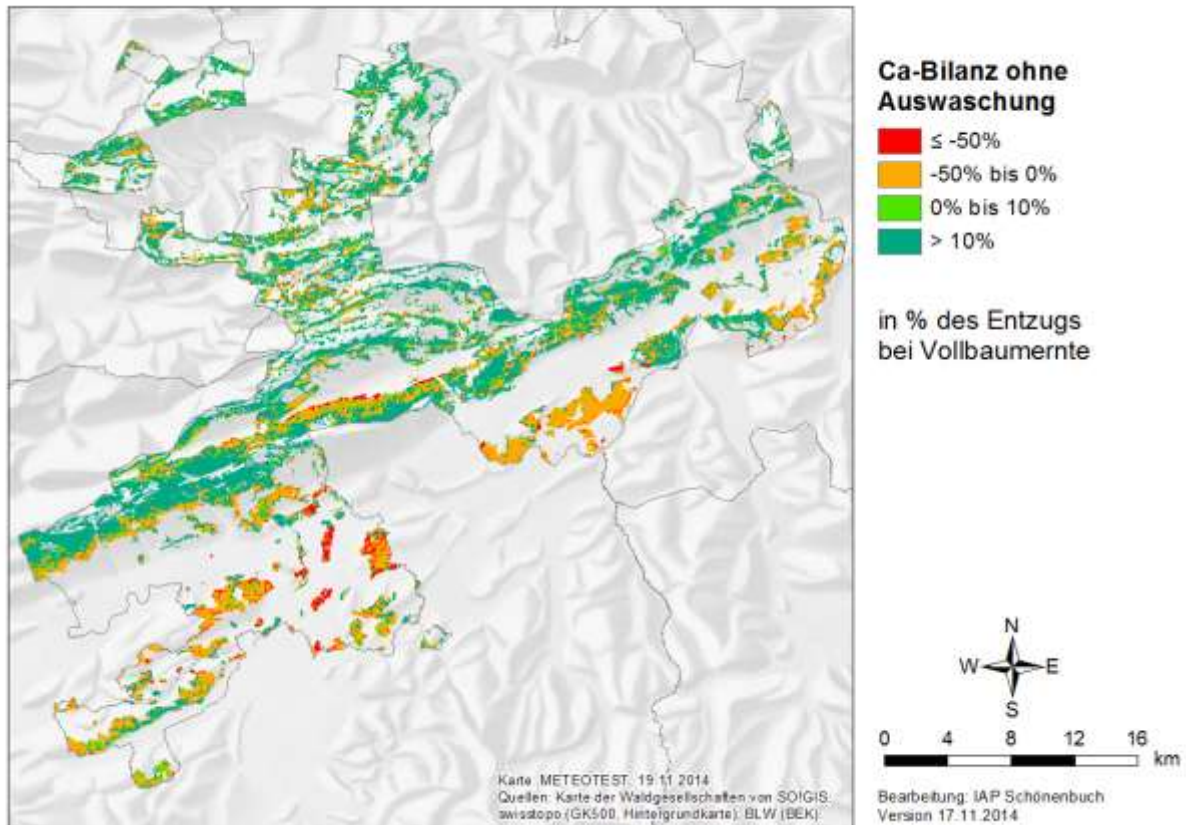


Abb. 62: Ca-Bilanz bei Vollbaumernte ohne Auswaschung für den Kanton Solothurn in % des Gehalts in der entzogenen Biomasse.

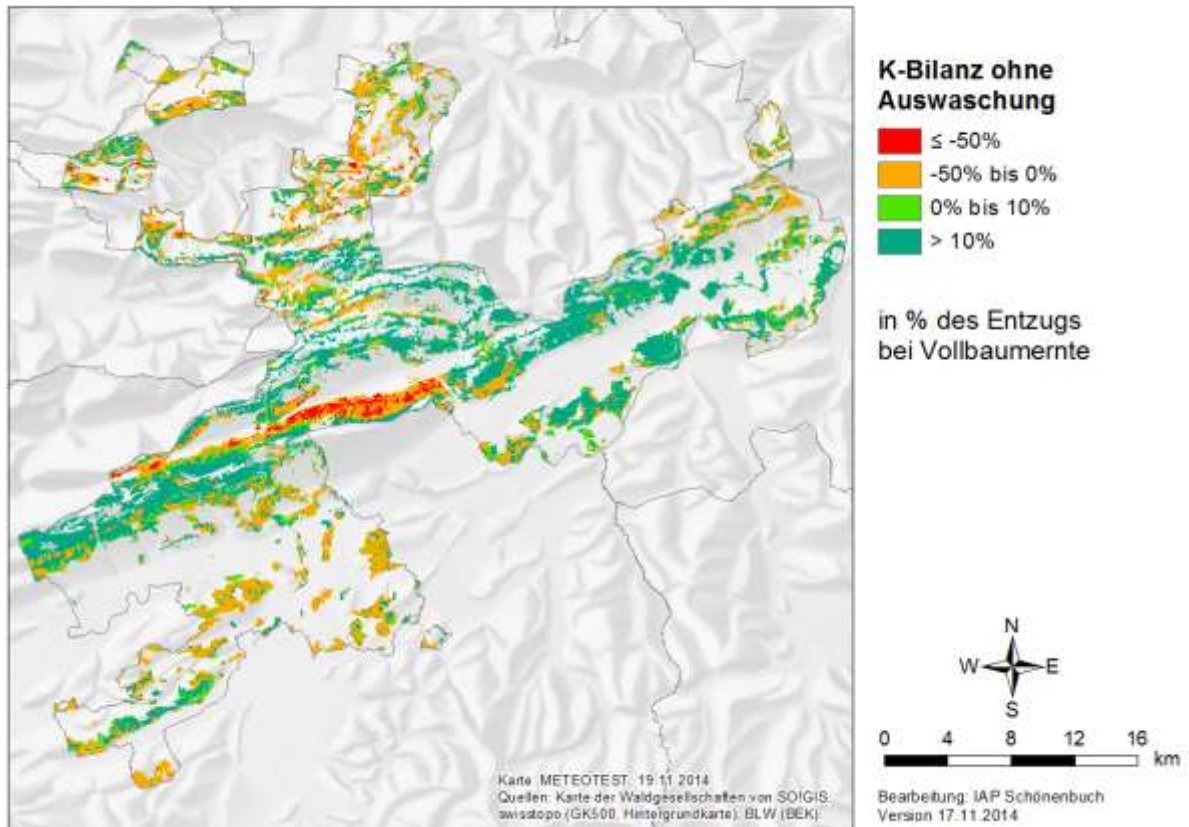


Abb. 63: K-Bilanz bei Vollbaumernte ohne Auswaschung für den Kanton Solothurn in % des Gehalts in der entzogenen Biomasse.

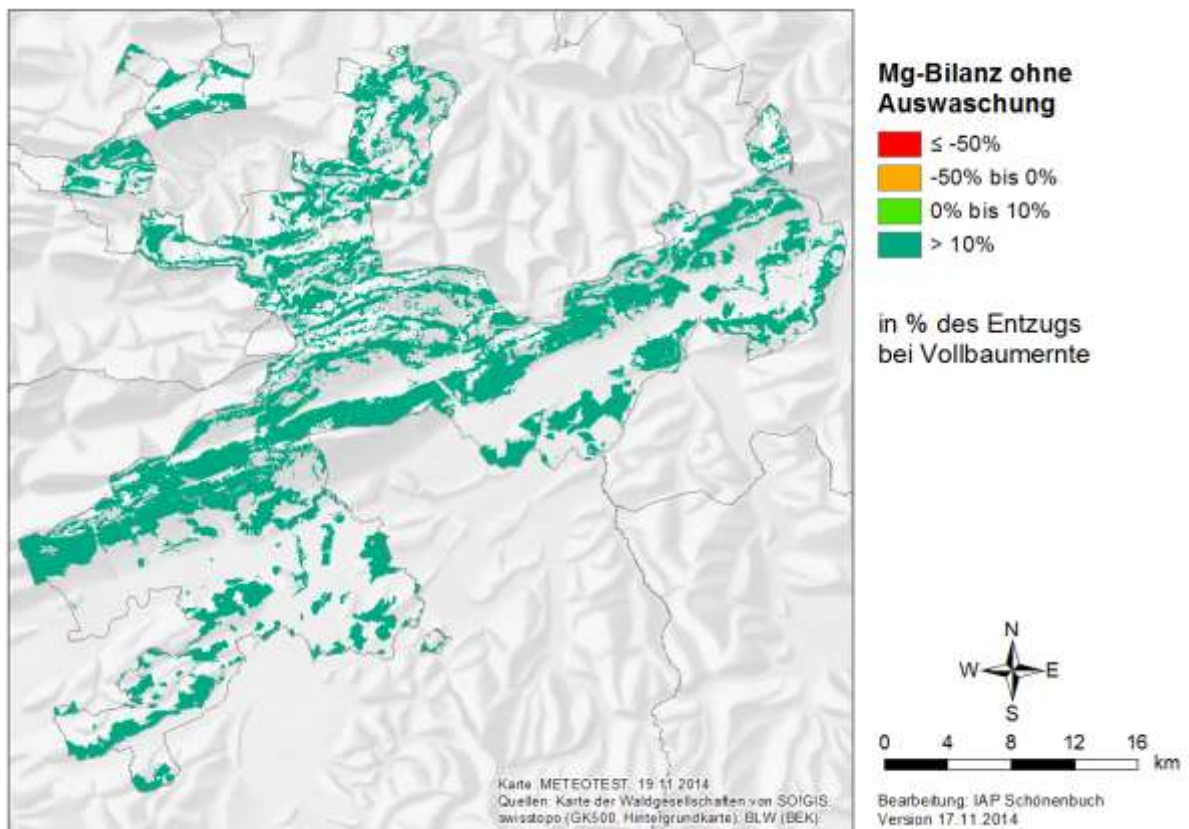


Abb. 64: Mg-Bilanz bei Vollbaumernte ohne Auswaschung für den Kanton Solothurn in % des Gehalts in der entzogenen Biomasse.

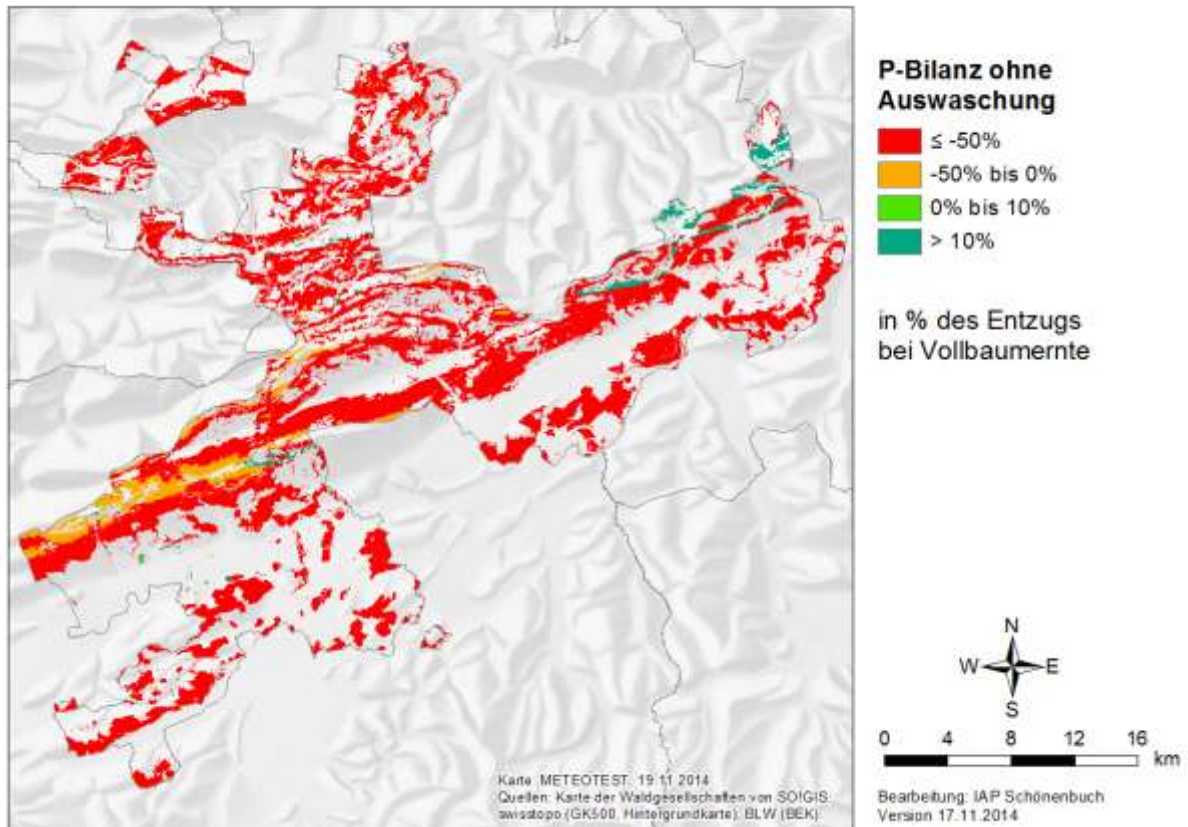


Abb. 65: P-Bilanz bei Vollbaumernte ohne Auswaschung für den Kanton Solothurn in % des Gehalts in der entzogenen Biomasse.

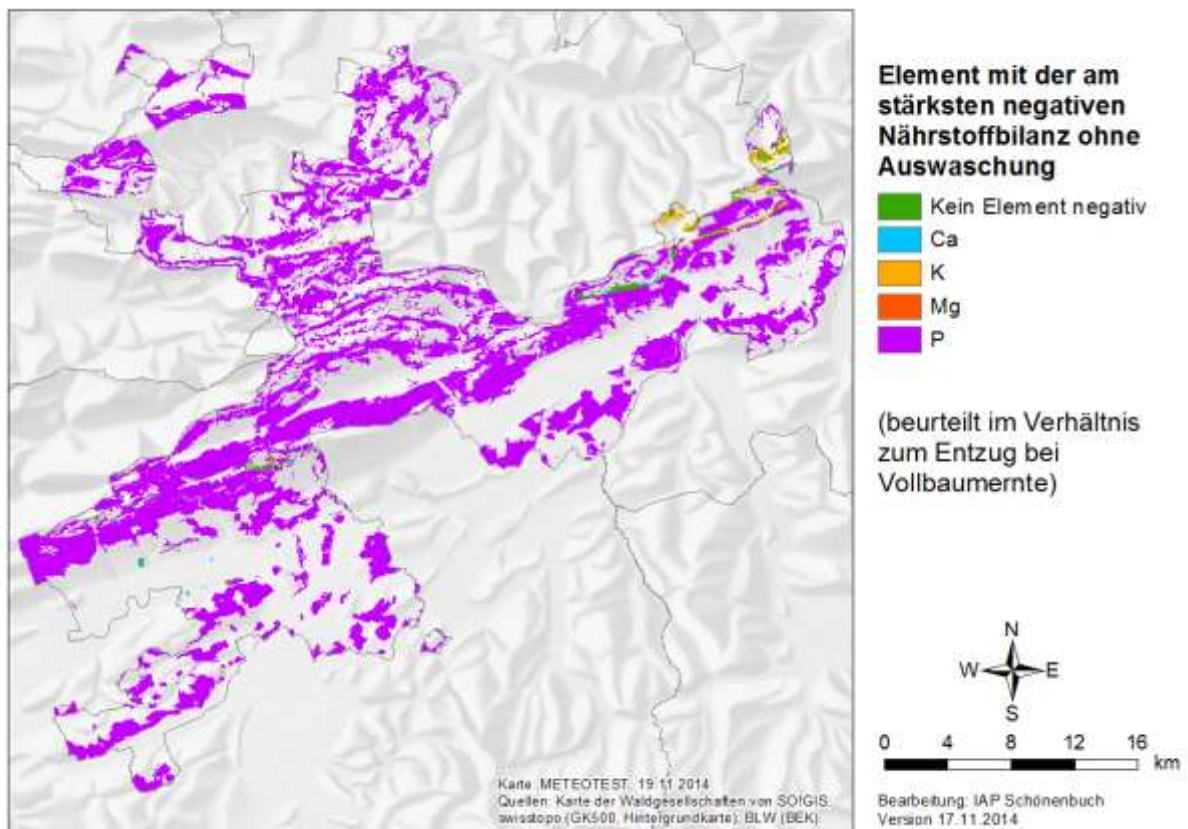


Abb. 66: Element mit der am stärksten negativen Bilanz bei Vollbaumernte ohne Auswaschung für den Kanton Solothurn.

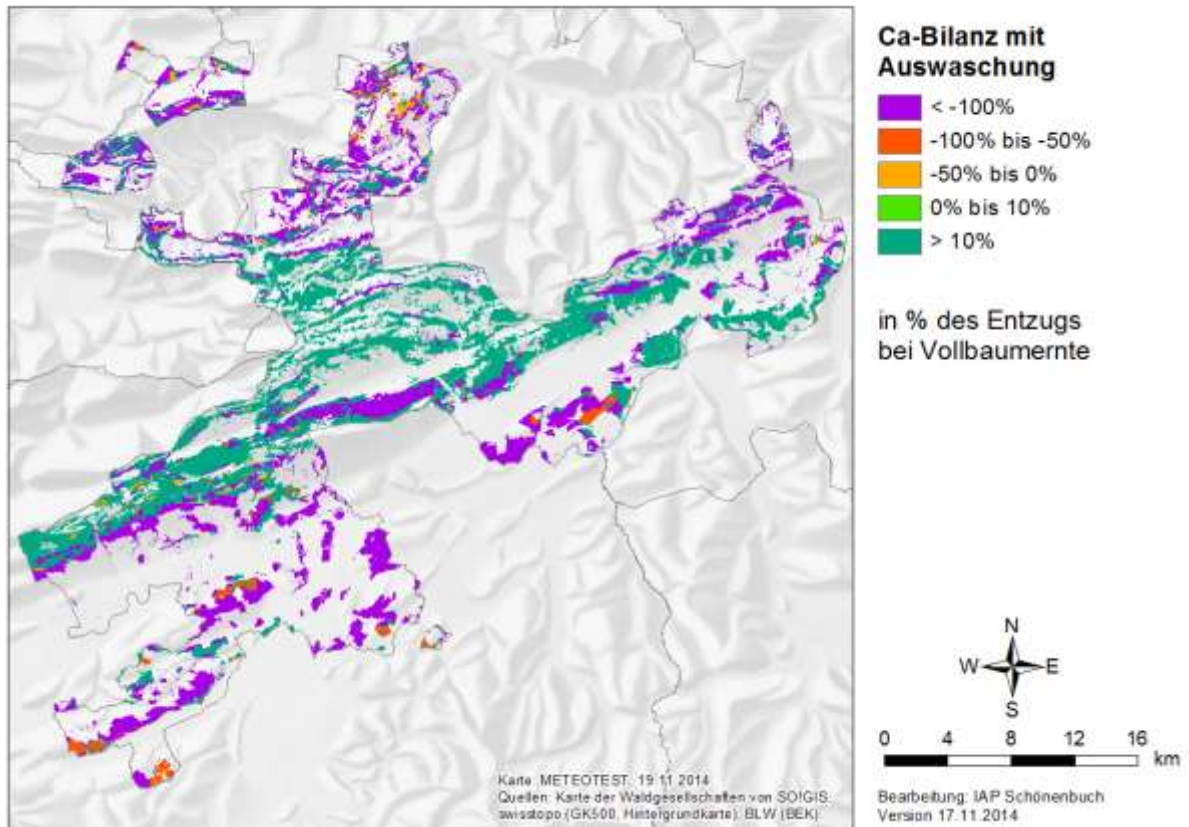


Abb. 67: Ca-Bilanz bei Vollbaumernte mit Auswaschung für den Kanton Solothurn in % des Gehalts in der entzogenen Biomasse.

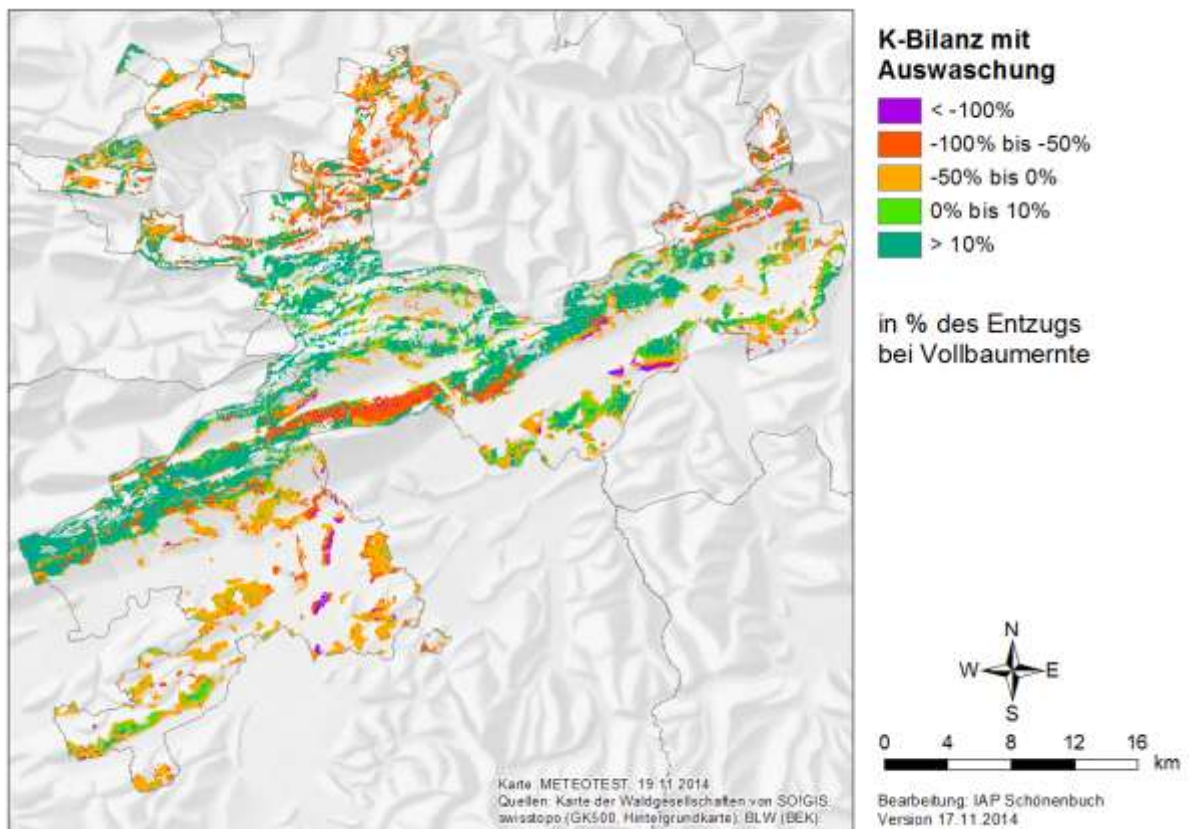


Abb. 68: K-Bilanz bei Vollbaumernte mit Auswaschung für den Kanton Solothurn in % des Gehalts in der entzogenen Biomasse.

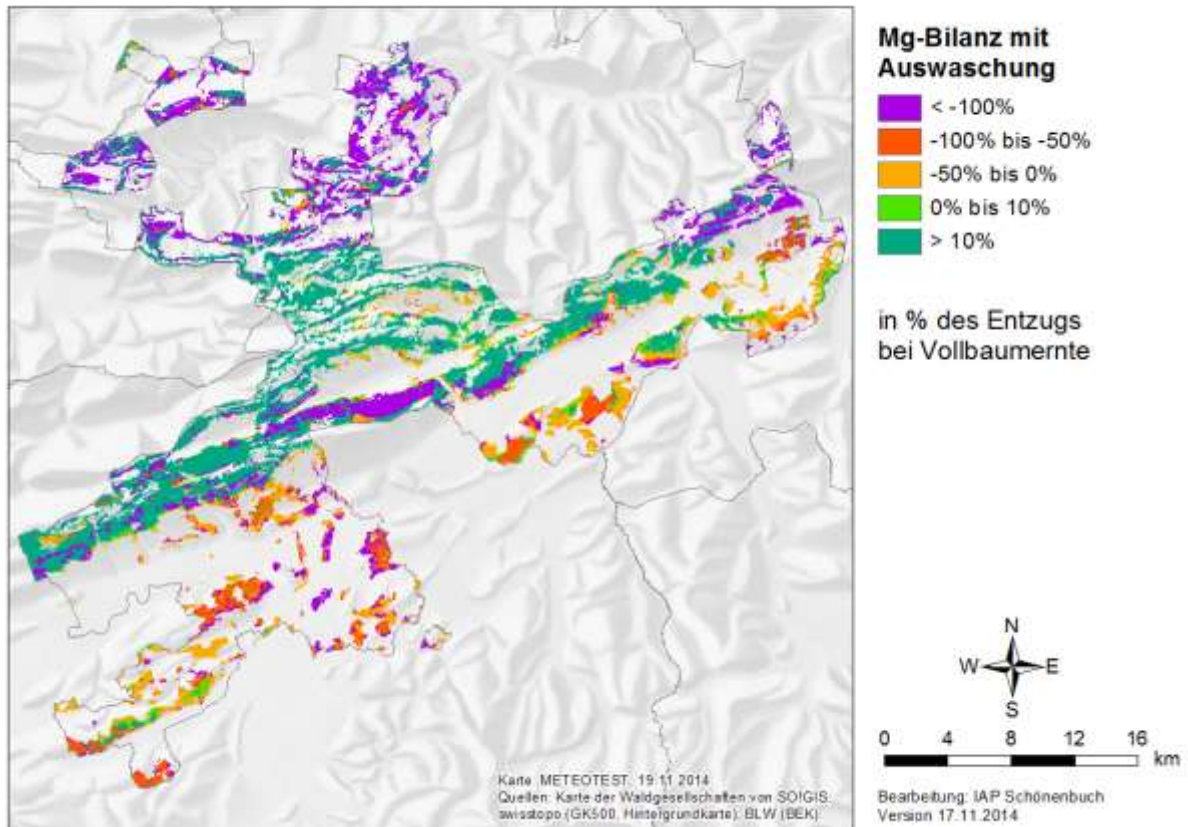


Abb. 69: Mg-Bilanz bei Vollbaumernte mit Auswaschung für den Kanton Solothurn in % des Gehalts in der entzogenen Biomasse.

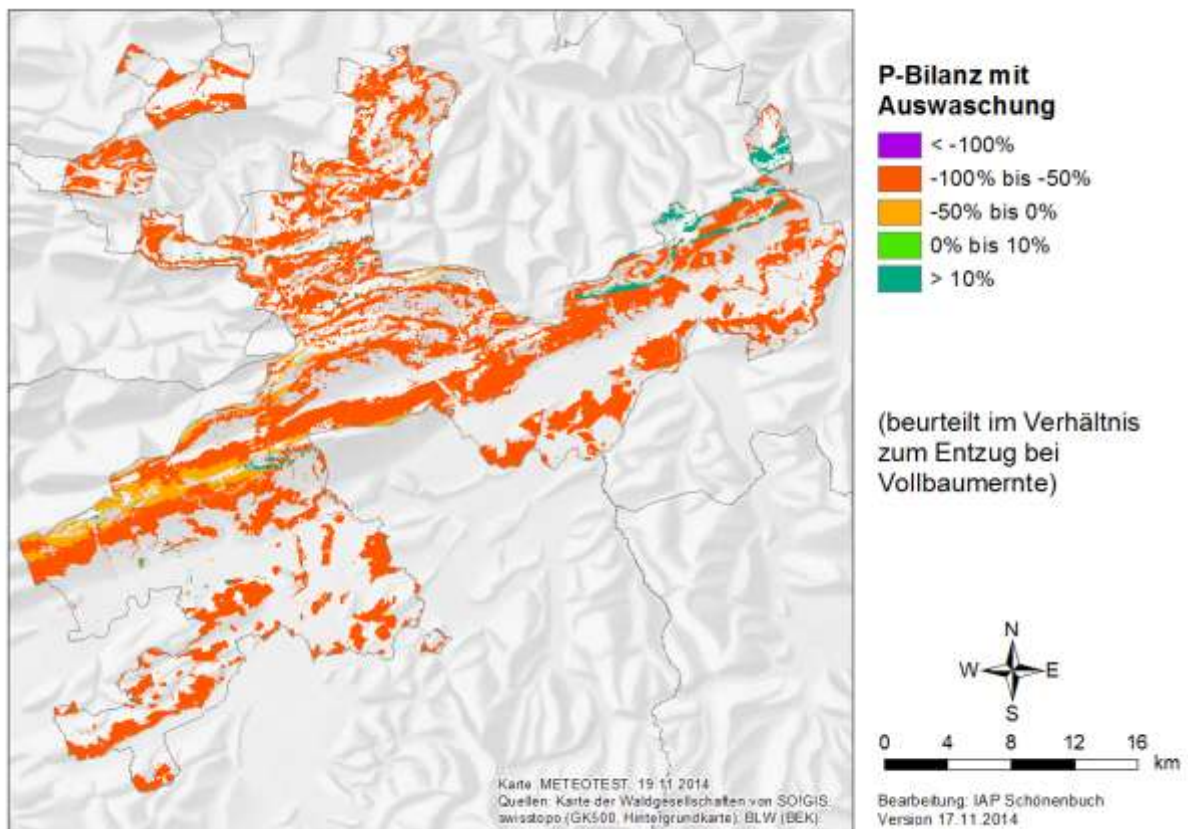


Abb. 70: P-Bilanz bei Vollbaumernte mit Auswaschung für den Kanton Solothurn in % des Gehalts in der entzogenen Biomasse.

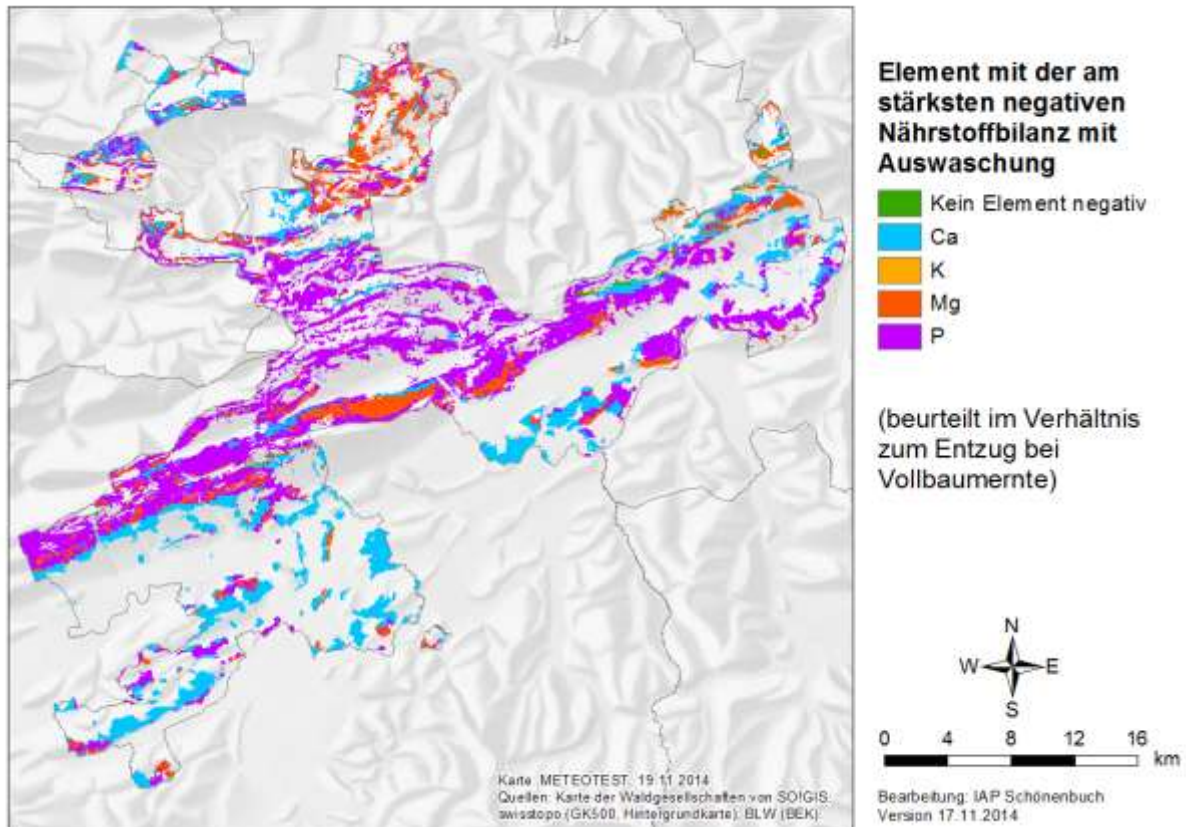


Abb. 71: Element mit der am stärksten negativen Bilanz bei Vollbaumernte mit Auswaschung für den Kanton Solothurn.

Die südliche Hälfte des Kantons Thurgau liegt auf einem Ca-ärmeren Untergrund. In diesen Regionen ist die Ca-Bilanz selbst ohne Auswaschung bereits leicht negativ (Abb. 72). In den gleichen Gebieten ist auch die Kaliumbilanz negativ, während sie im Norden mehrheitlich positiv ist (Abb. 73). Magnesium weist, wie in den anderen Kantonen, ausschliesslich eine positive Bilanz auf, wenn die Auswaschung nicht berücksichtigt wird. Die Phosphor-Bilanz ist fast nur negativ und weist ohne Auswaschung die am stärksten negative Bilanz auf. Mit Auswaschung werden die Bilanzen bei Ca und Mg stark negativ (Abb. 77, Abb. 79), wobei Ca die am stärksten negativen Bilanzen aufweist (Abb. 81).

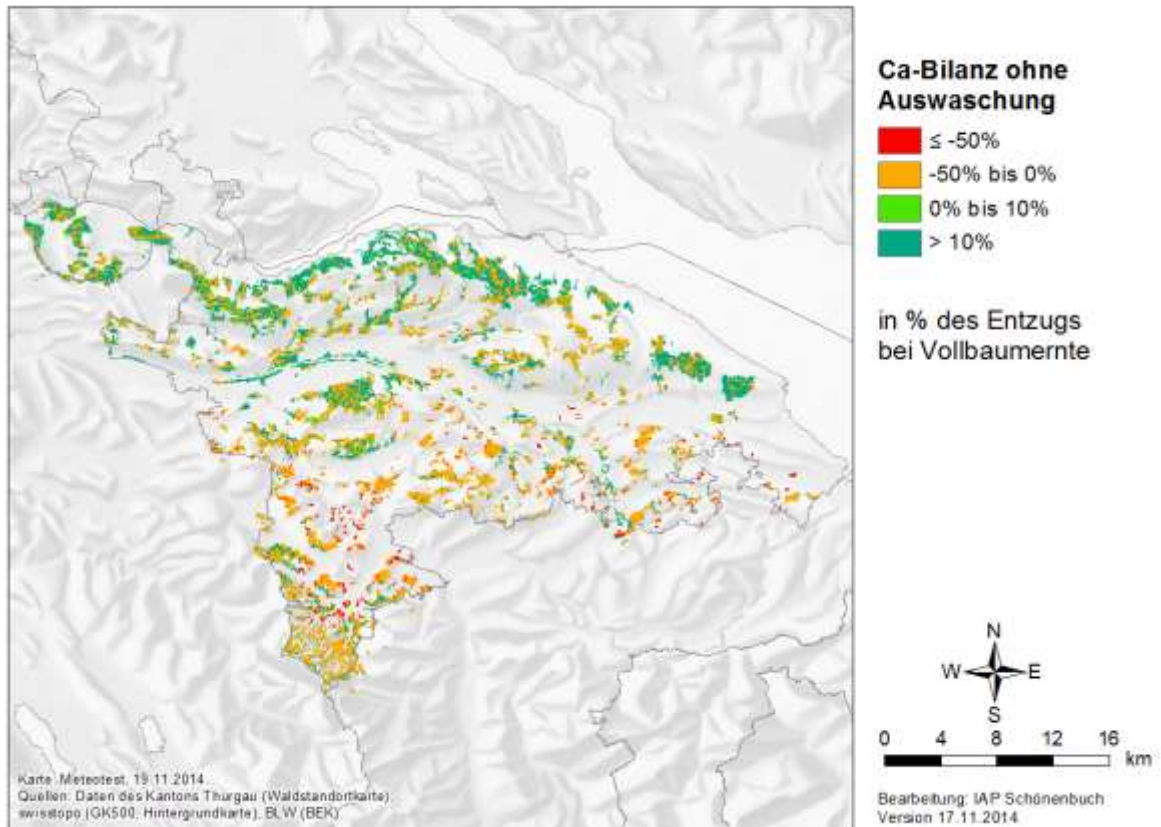


Abb. 72: Ca-Bilanz bei Vollbaumernte ohne Auswaschung für den Kanton Thurgau in % des Gehalts in der entzogenen Biomasse.

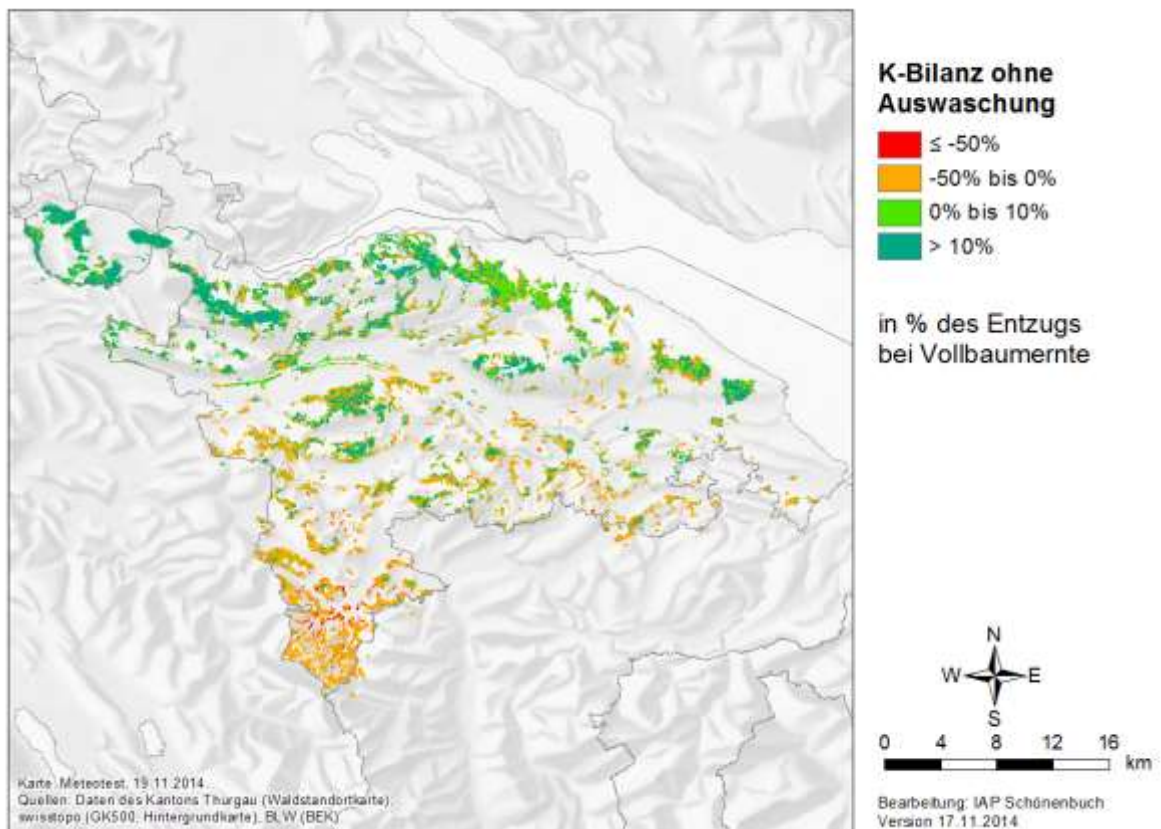


Abb. 73: K-Bilanz bei Vollbaumernte ohne Auswaschung für den Kanton Thurgau in % des Gehalts in der entzogenen Biomasse.

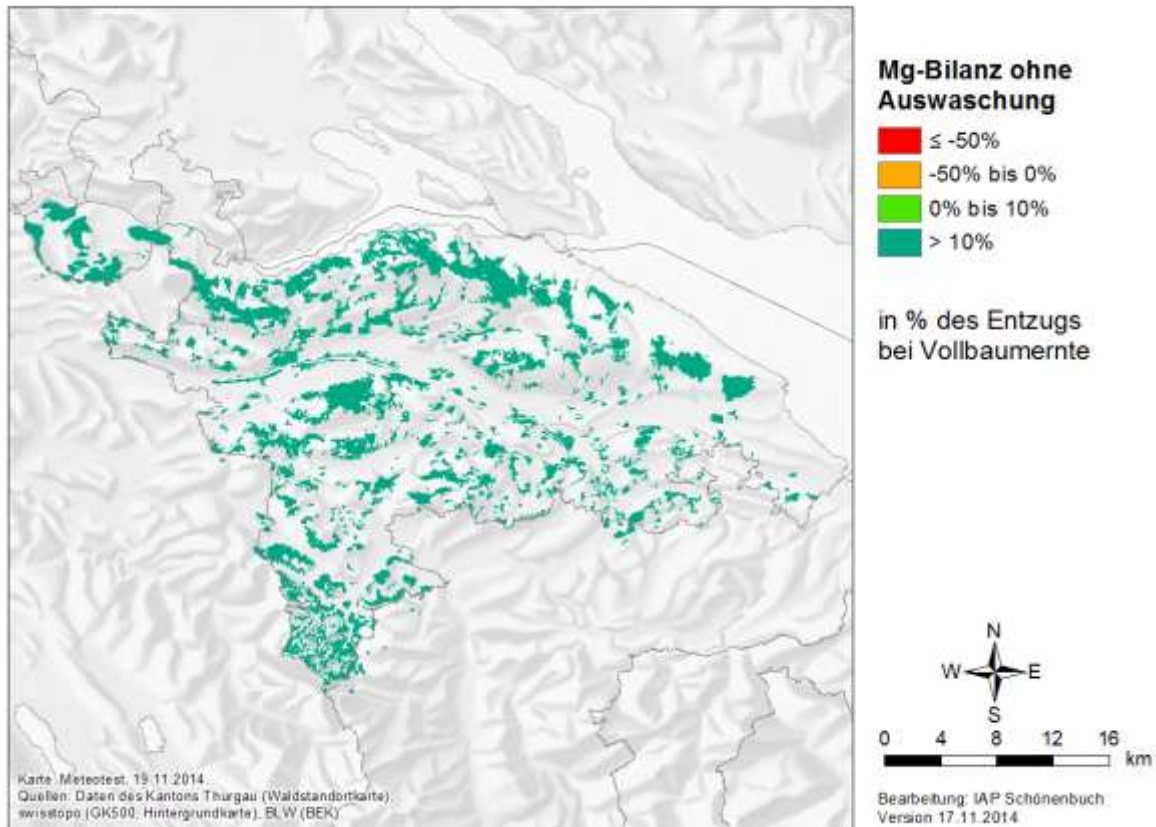


Abb. 74: Mg-Bilanz bei Vollbaumernte ohne Auswaschung für den Kanton Thurgau in % des Gehalts in der entzogenen Biomasse.

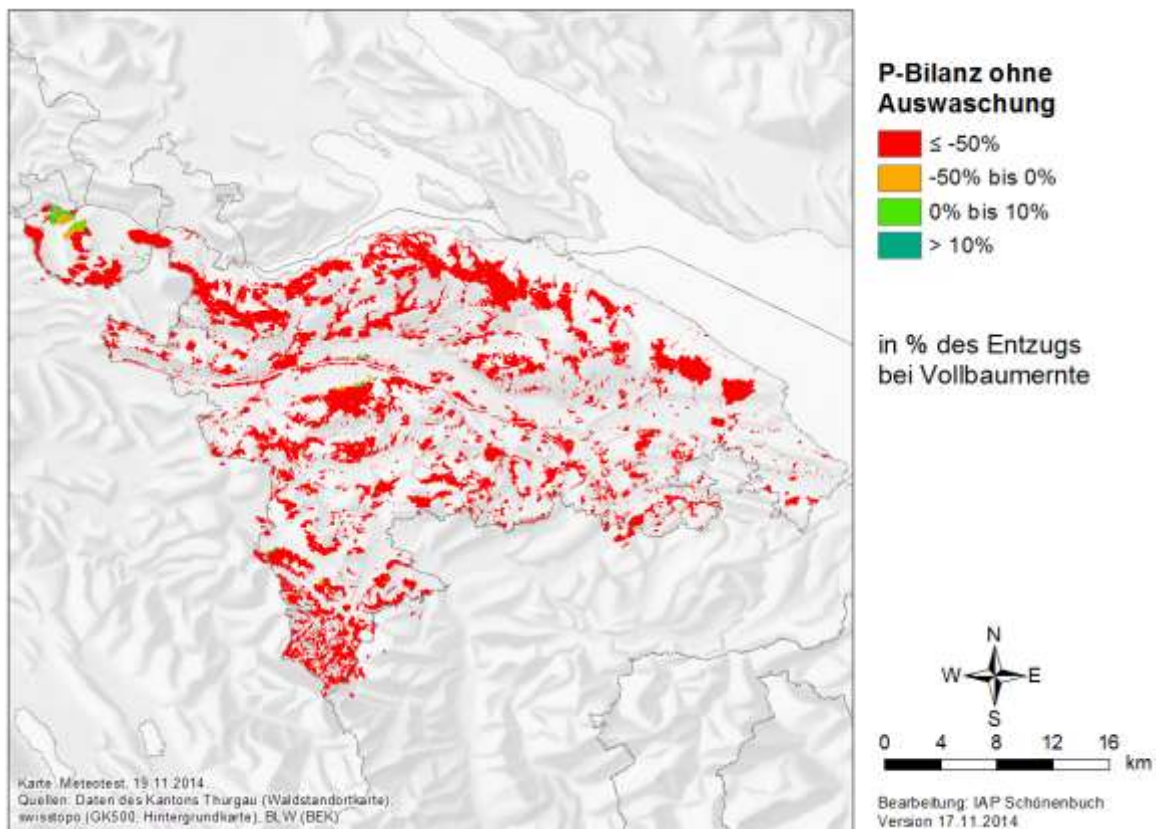


Abb. 75: P-Bilanz bei Vollbaumernte ohne Auswaschung für den Kanton Thurgau in % des Gehalts in der entzogenen Biomasse.

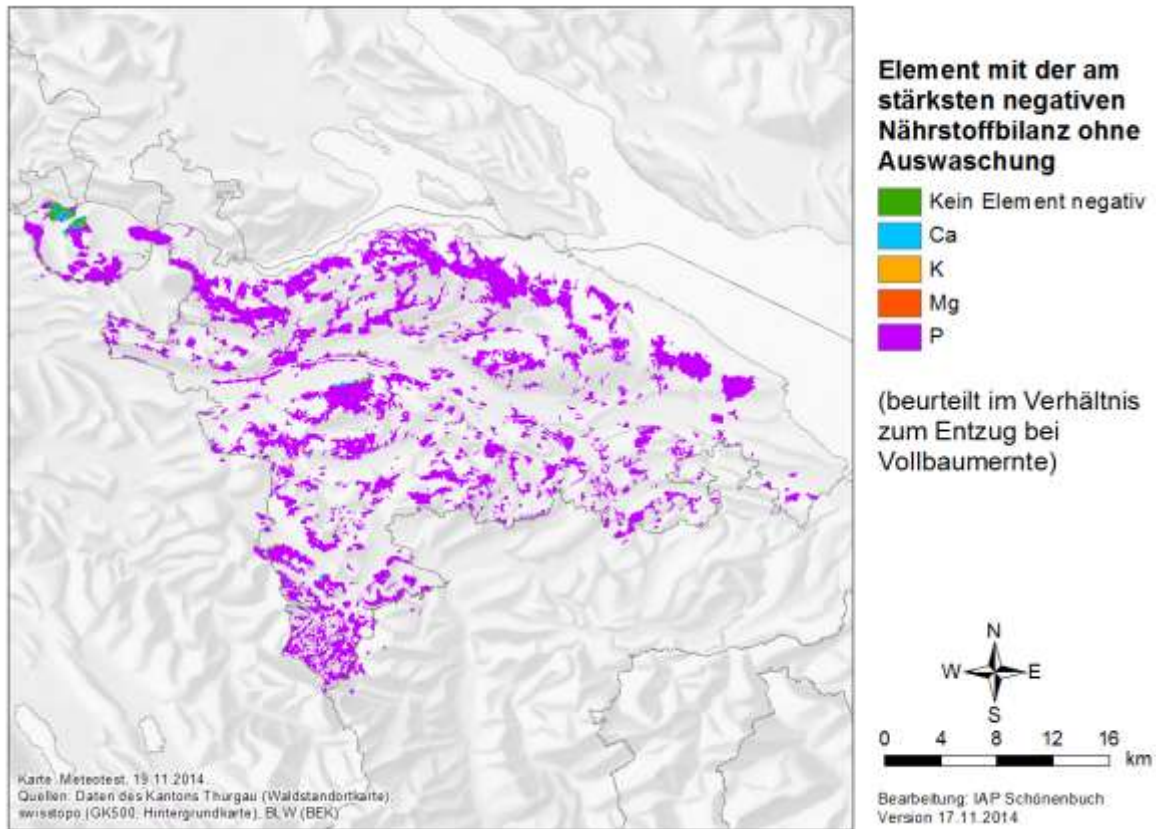


Abb. 76: Element mit der am stärksten negativen Bilanz bei Vollbaumernte ohne Auswaschung für den Kanton Thurgau.

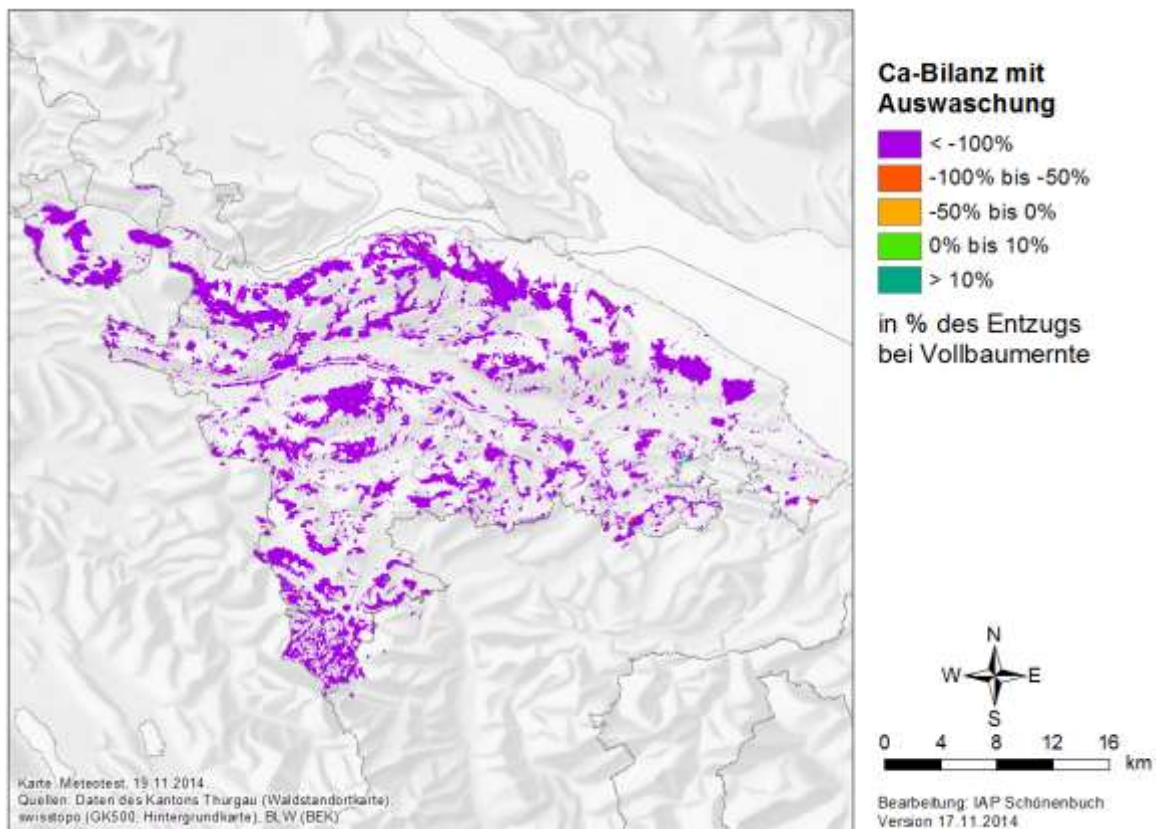


Abb. 77: Ca-Bilanz bei Vollbaumernte mit Auswaschung für den Kanton Thurgau in % des Gehalts in der entzogenen Biomasse.

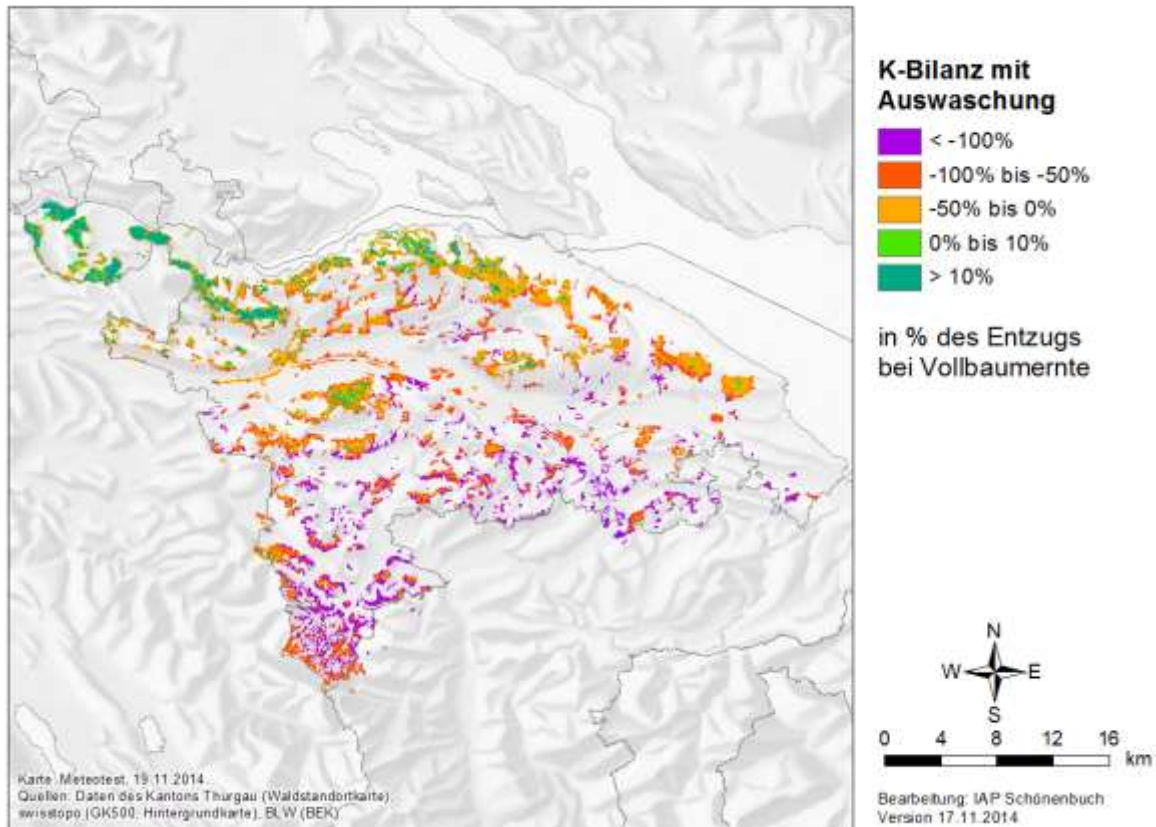


Abb. 78: K-Bilanz bei Vollbaumernte mit Auswaschung für den Kanton Thurgau in % des Gehalts in der entzogenen Biomasse.

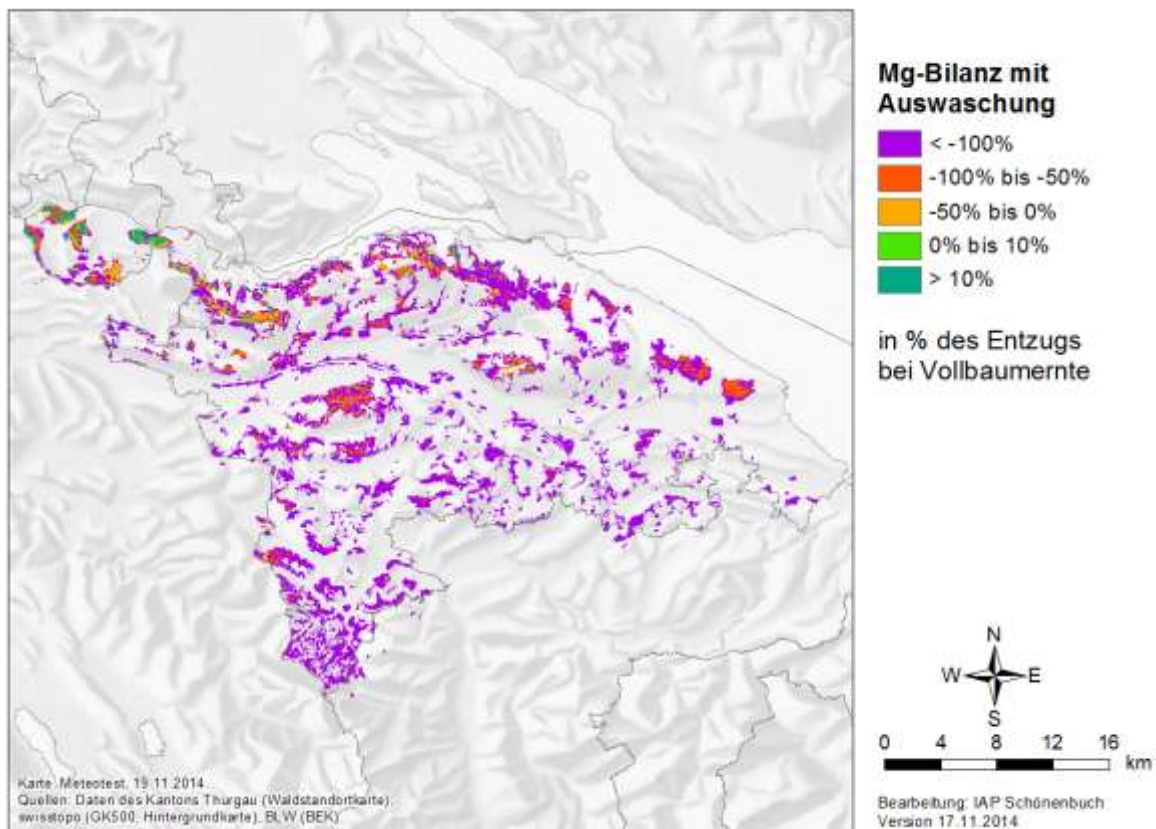


Abb. 79: Mg-Bilanz bei Vollbaumernte mit Auswaschung für den Kanton Thurgau in % des Gehalts in der entzogenen Biomasse.

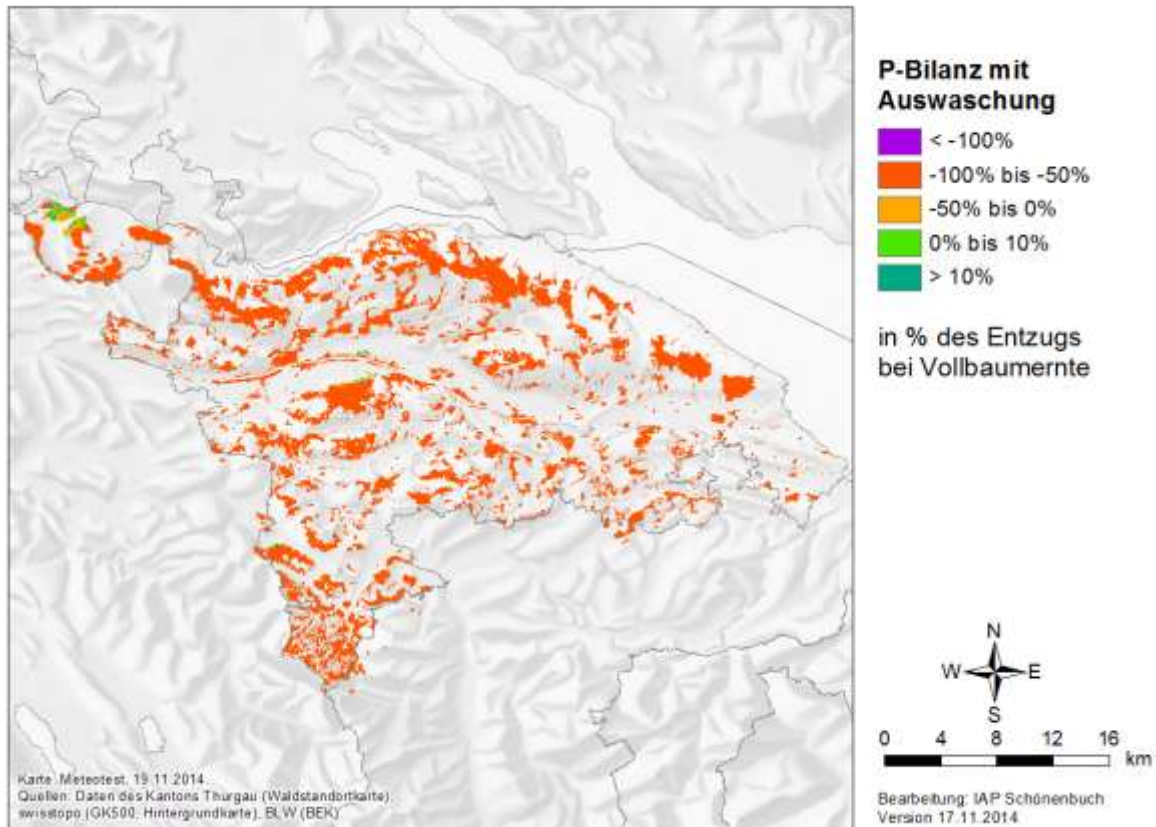


Abb. 80: P-Bilanz bei Vollbaumernte mit Auswaschung für den Kanton Thurgau in % des Gehalts in der entzogenen Biomasse.

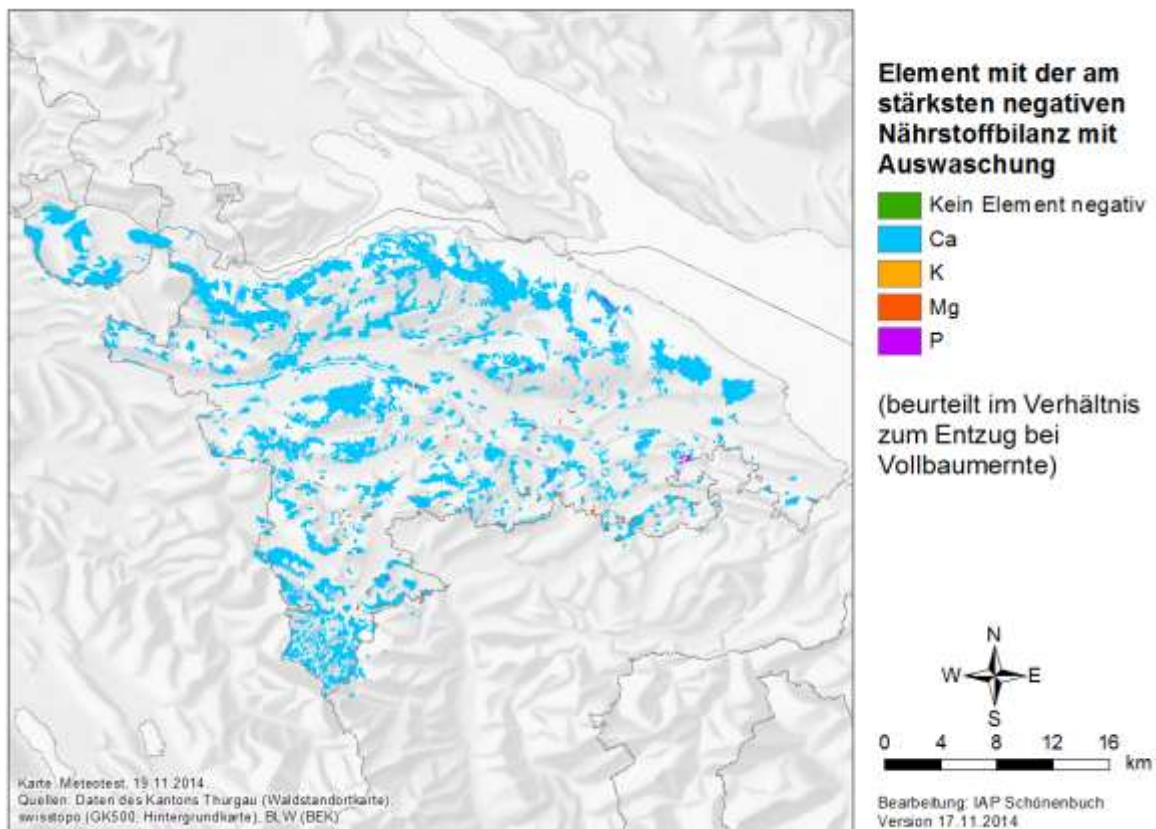


Abb. 81: Element mit der am stärksten negativen Bilanz bei Vollbaumernte mit Auswaschung für den Kanton Thurgau.

Im Kanton Zürich ist die Ca-Bilanz ohne Auswaschung nur in den Voralpen und im Norden (Juraausläufer) noch positiv. Die K-Bilanz ist in der südlichen Hälfte des Kantons z.T. stark negativ, inkl. Region Bachtel. Magnesium ist überall positiv und Phosphor mit wenigen Ausnahmen negativ. Wie in den anderen Kantonen ändert sich das Bild drastisch, wenn die Auswaschung mit einbezogen wird. An den meisten Orten weist dann Ca die stärkste negative Bilanz auf (Abb. 91).

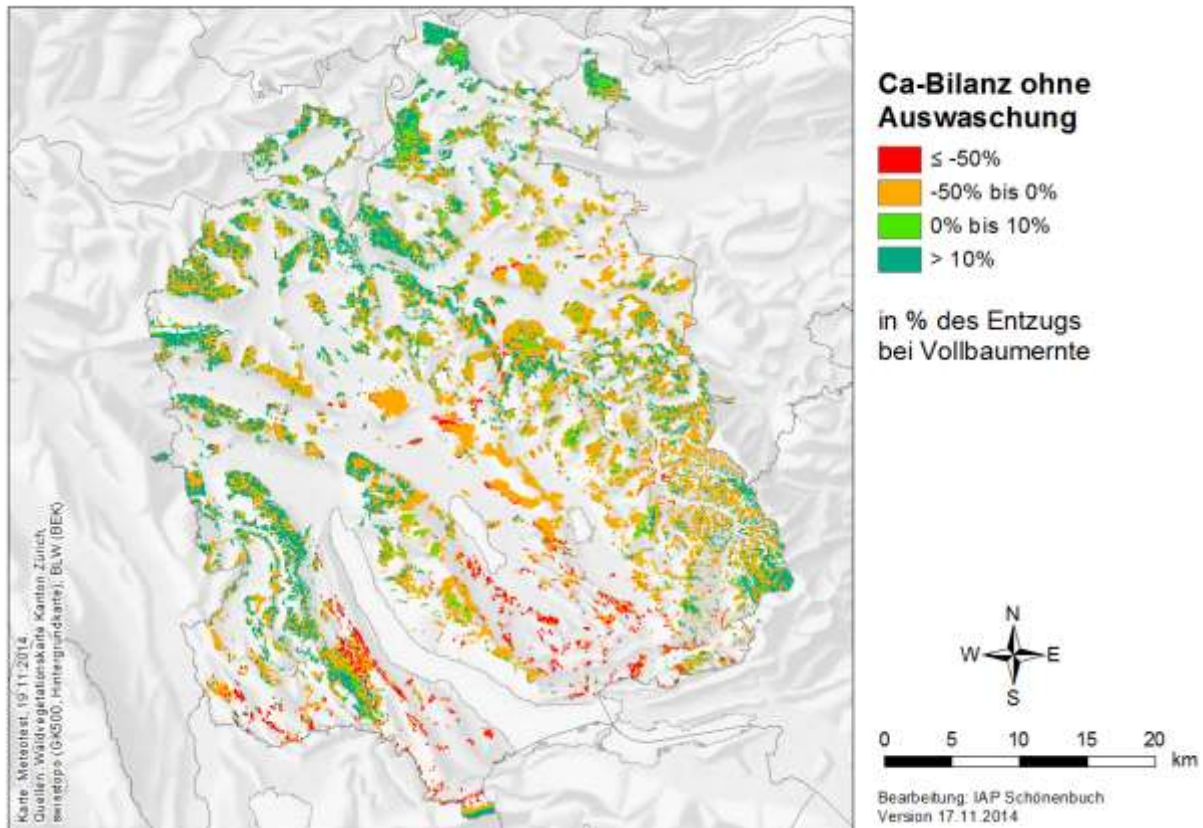


Abb. 82: Ca-Bilanz bei Vollbaumernte ohne Auswaschung für den Kanton Zürich in % des Gehalts in der entzogenen Biomasse.

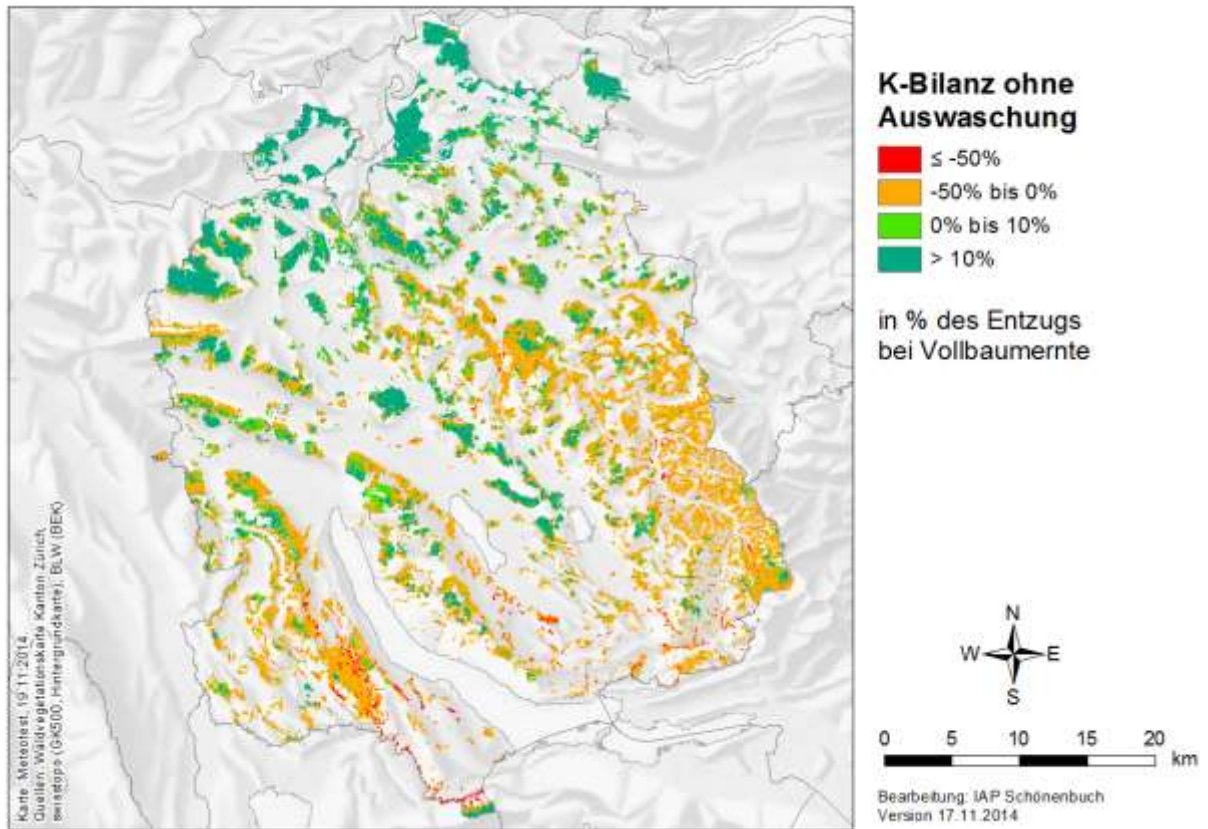


Abb. 83: K-Bilanz bei Vollbaumernte ohne Auswaschung für den Kanton Zürich in % des Gehalts in der entzogenen Biomasse.

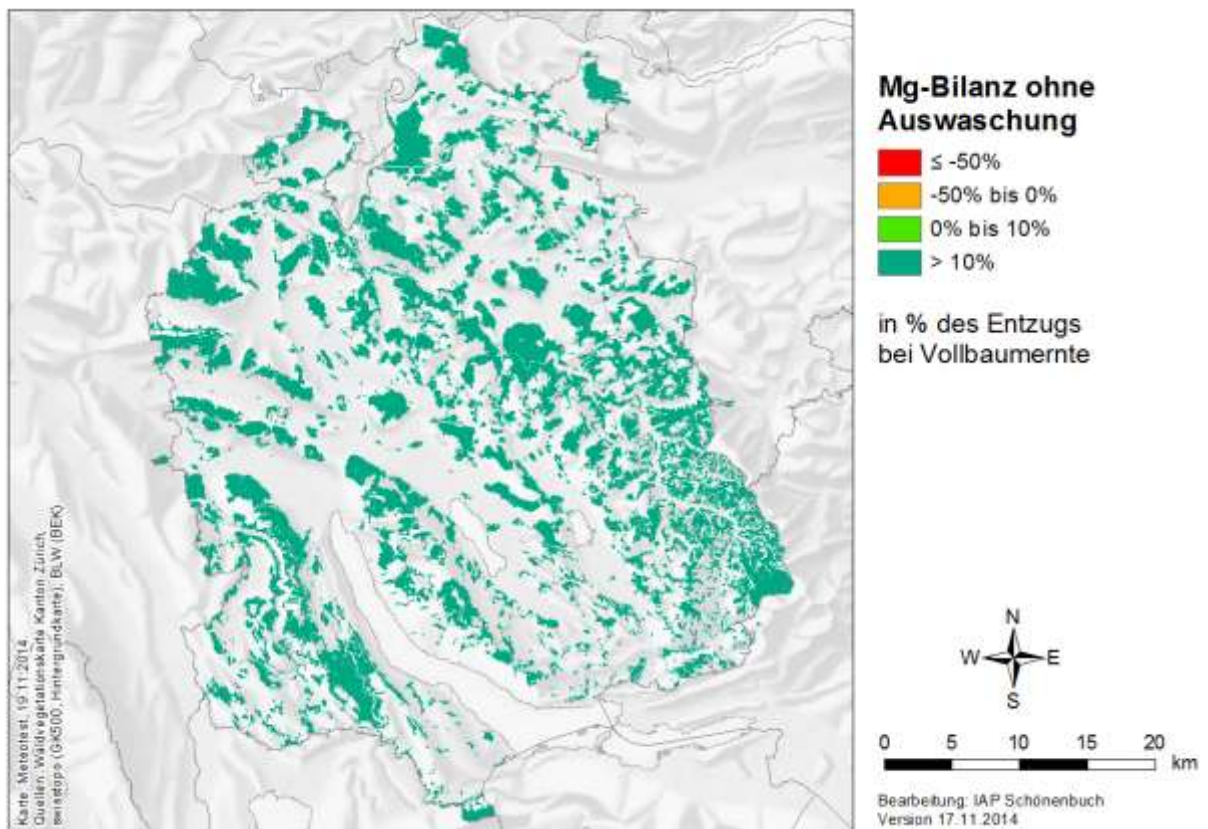


Abb. 84: Mg-Bilanz bei Vollbaumernte ohne Auswaschung für den Kanton Zürich in % des Gehalts in der entzogenen Biomasse.

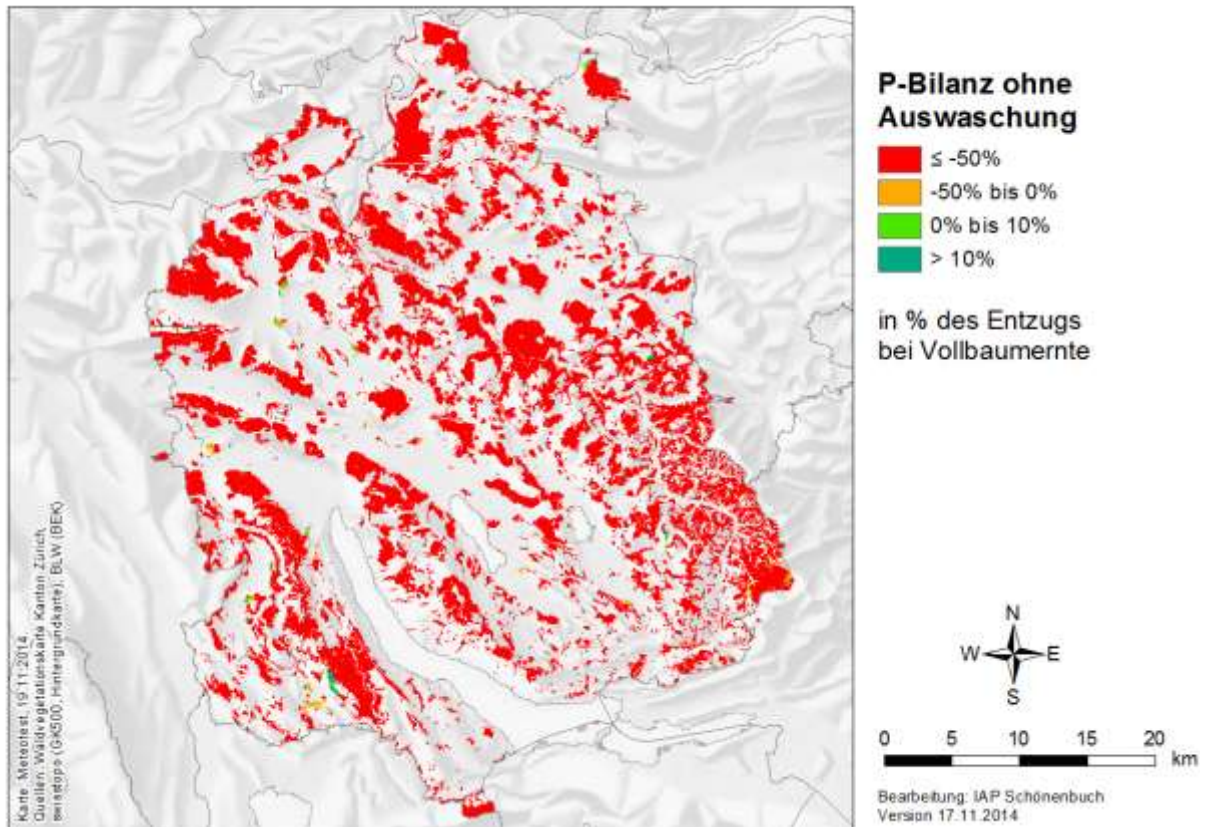


Abb. 85: P-Bilanz bei Vollbaumernte ohne Auswaschung für den Kanton Zürich in % des Gehalts in der entzogenen Biomasse.

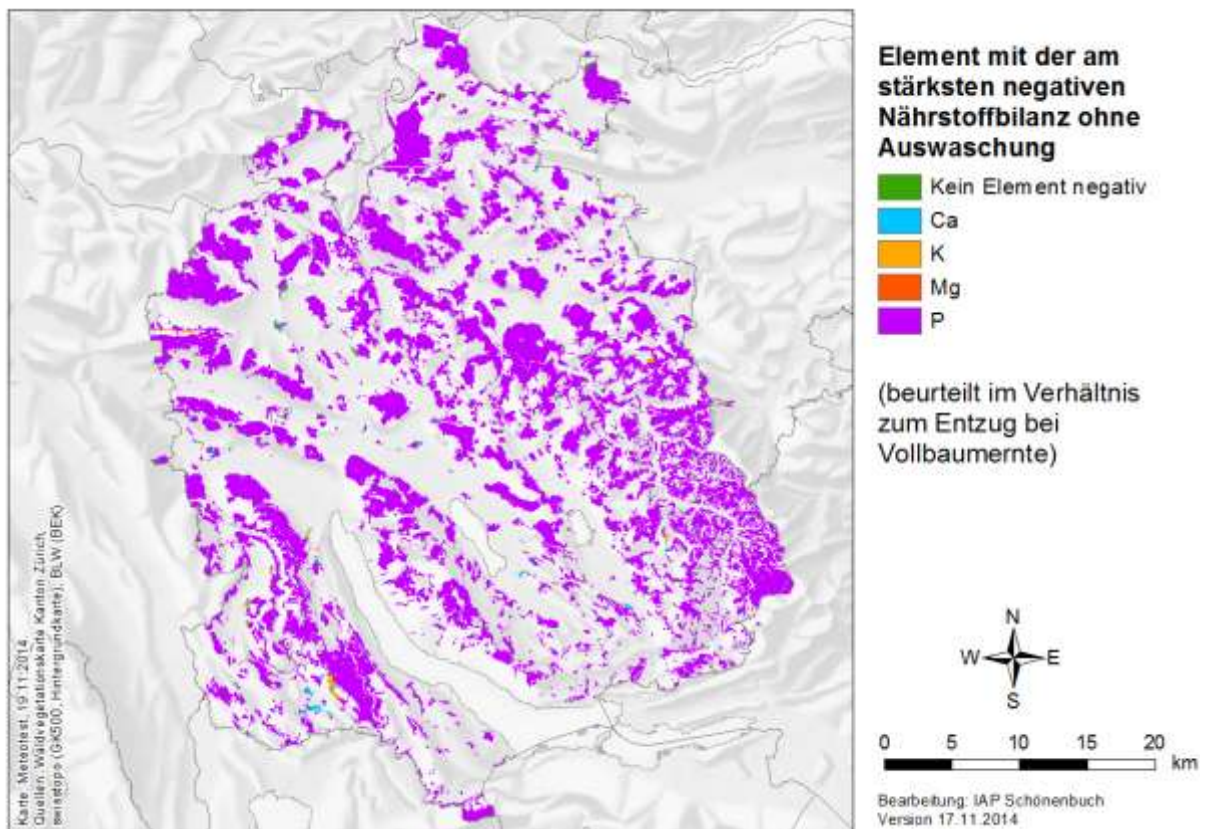


Abb. 86: Element mit der am stärksten negativen Bilanz bei Vollbaumernte ohne Auswaschung für den Kanton Zürich.

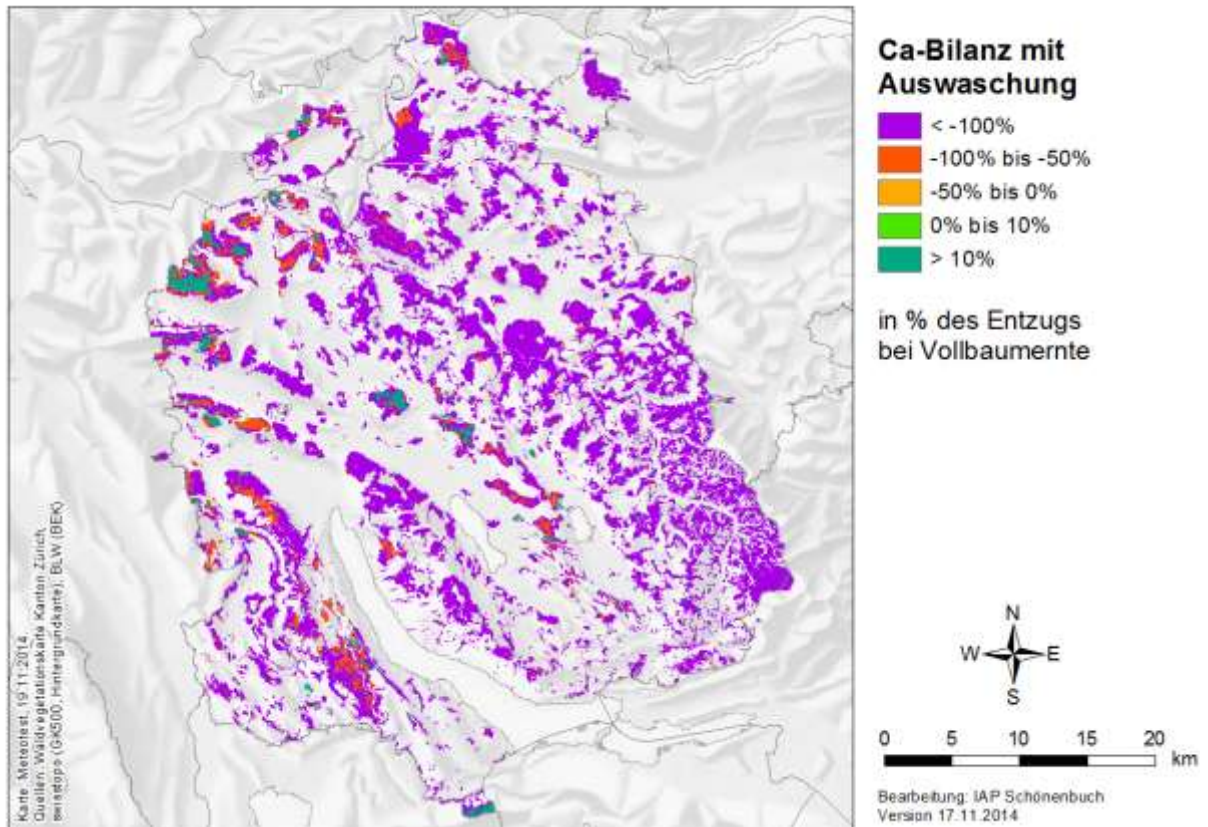


Abb. 87: Ca-Bilanz bei Vollbaumernte mit Auswaschung für den Kanton Zürich in % des Gehalts in der entzogenen Biomasse.

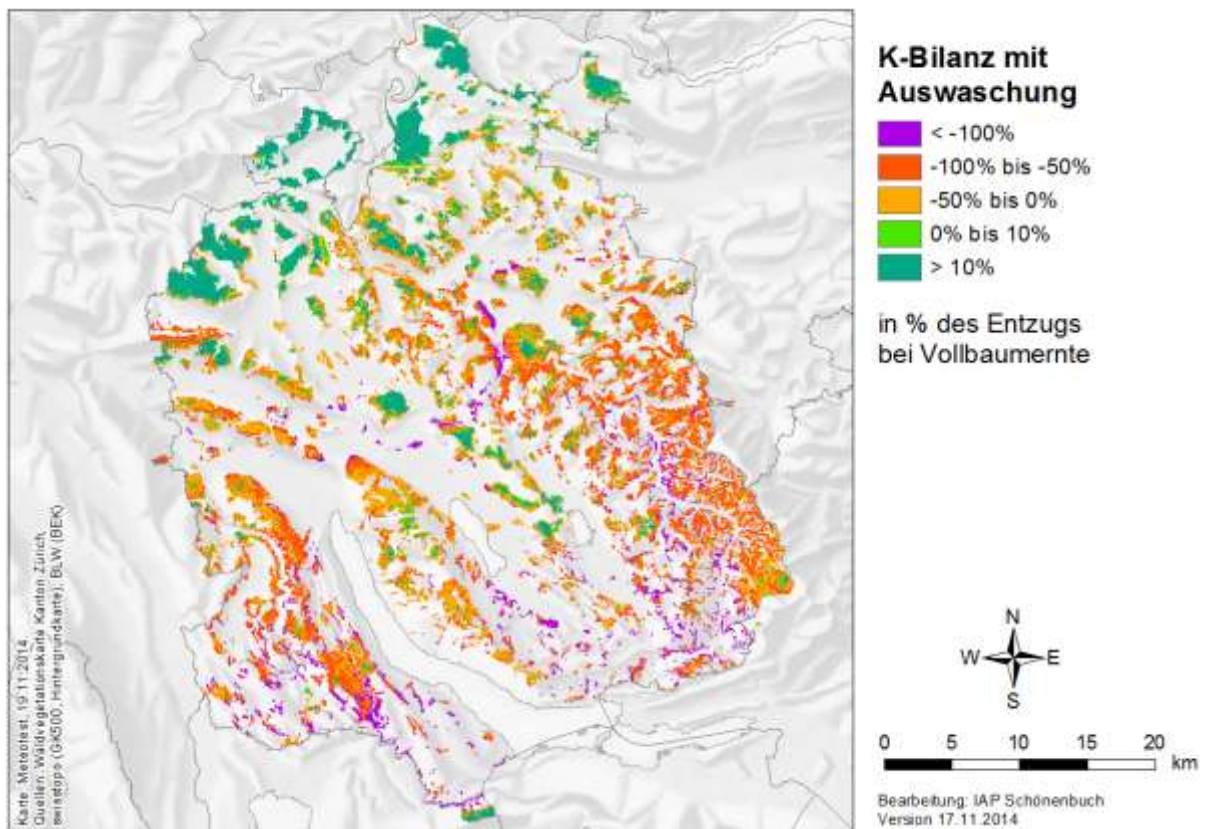


Abb. 88: K-Bilanz bei Vollbaumernte mit Auswaschung für den Kanton Zürich in % des Gehalts in der entzogenen Biomasse.

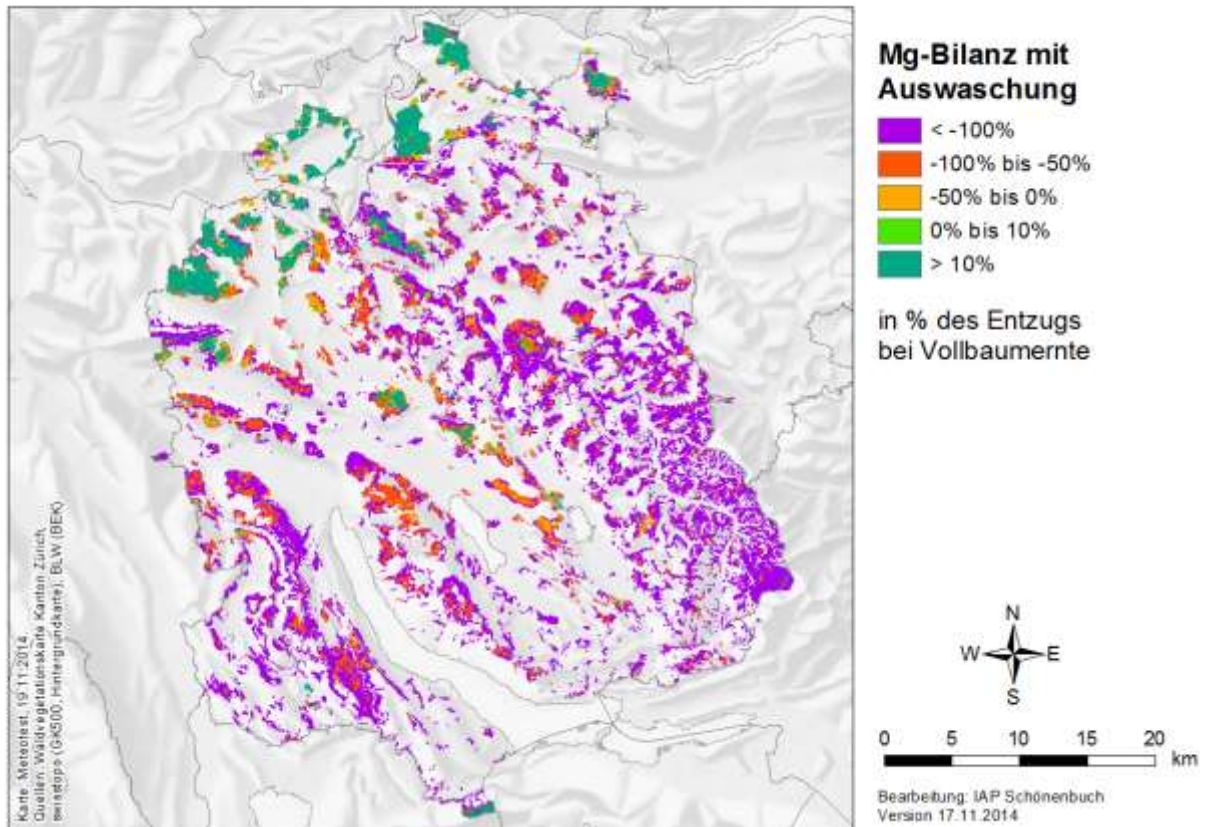


Abb. 89: Mg-Bilanz bei Vollbaumernte mit Auswaschung für den Kanton Zürich in % des Gehalts in der entzogenen Biomasse.

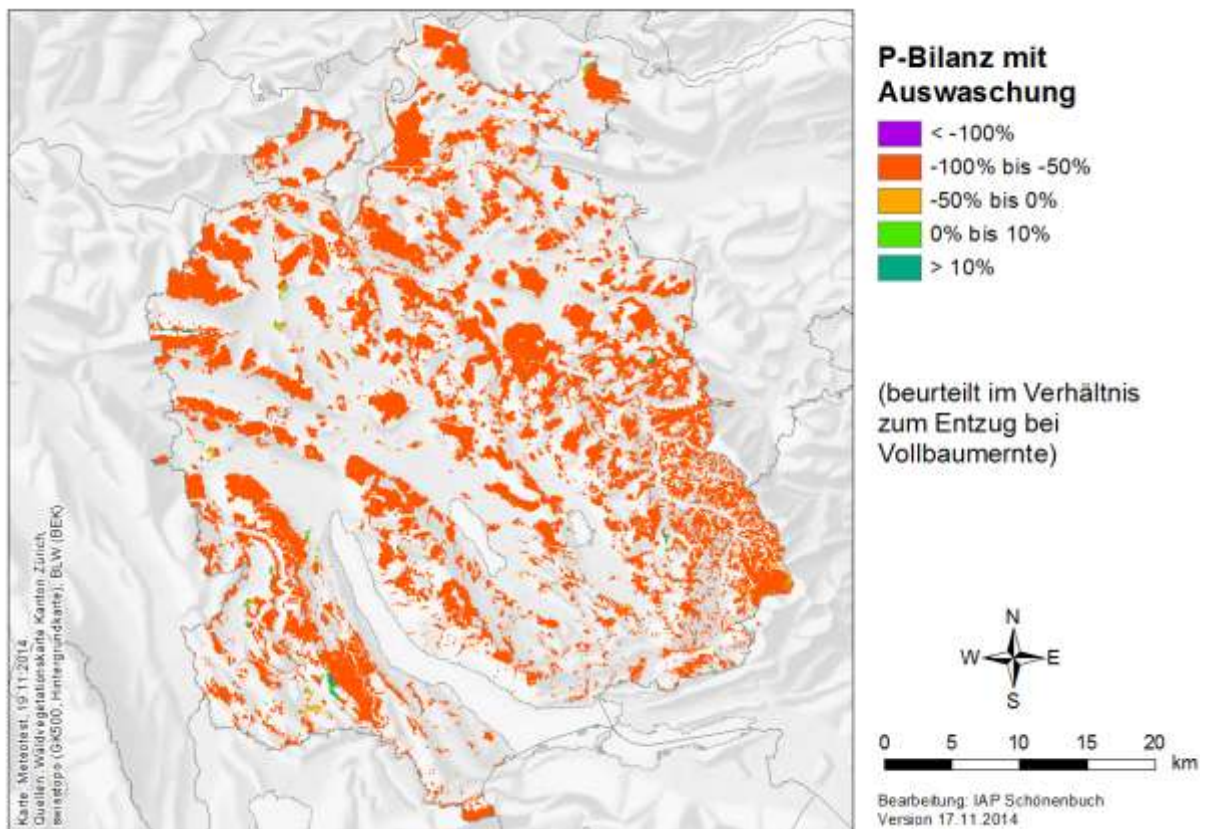


Abb. 90: P-Bilanz bei Vollbaumernte mit Auswaschung für den Kanton Zürich in % des Gehalts in der entzogenen Biomasse.

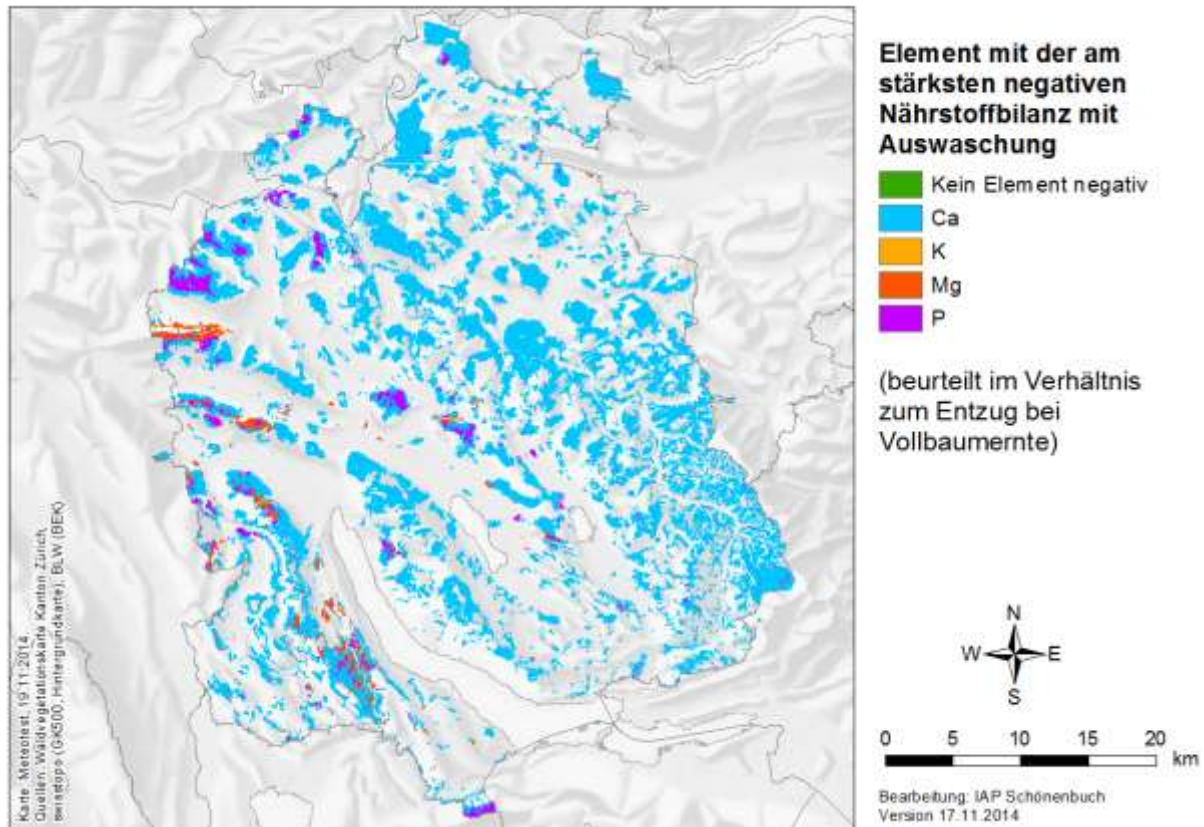


Abb. 91: Element mit der am stärksten negativen Bilanz bei Vollbaumernte mit Auswaschung für den Kanton Zürich.

8 Waldbauliche Empfehlungen für gefährdete Standorte

Gefährdete Standorte sind solche, in denen im Wurzelraum der Böden im Vergleich zur Biomasse des Bestandes geringe Nährstoffvorräte vorhanden sind und in denen der Hauptwurzelraum eine geringe Basensättigung aufweist. Böden mit einer Basensättigung von $<15\%$ werden als „gering elastisch“ eingestuft (Block et al. 2000). Die kurz- und mittelfristig verfügbaren Vorräte im Boden können in Beziehung zu den durchschnittlichen Nährstoffvorräten in der Baum-Biomasse bewertet werden. Ist dieses Verhältnis geringer als 1, werden die Vorräte als „gering“ eingestuft. Auf solchen Standorten ist dann ein bedeutender Teil der Nährstoffe in der oberirdischen Biomasse gebunden (Ulrich 1981, Kölling et al. 2007, Stüber et al. 2008).

Eine solche Bewertung wurde für die IAP-Waldbeobachtungsflächen vorgenommen. Abb. 92 zeigt den pflanzenverfügbaren Gehalt in den obersten 40 cm des Bodens in Relation zum Gehalt in der Biomasse am jeweiligen Standort für alle 179 IAP-Beobachtungsflächen. Die Bewertung erfolgte gemäss der Forstlichen Standortkartierung (Arbeitskreis Standortkartierung 2003), wobei Phosphor mangels Bewertungsrichtlinien analog wie Ca und Mg eingestuft wurde. Ein beträchtlicher Anteil der Flächen weist bei mindestens einem Nährstoff sehr geringe Vorräte auf. Berücksichtigt man weiterhin die teilweise sehr hohen Auswaschungsraten durch die Deposition, so wird ersichtlich, dass die Vorräte im Boden zu schonen sind und der Entzug durch die Ernte gering sein sollte. Das heisst, dass lufthygienische Massnahmen zur Reduktion des Stickstoffeintrags die waldbaulichen Massnahmen wirksam unterstützen können und sollten.

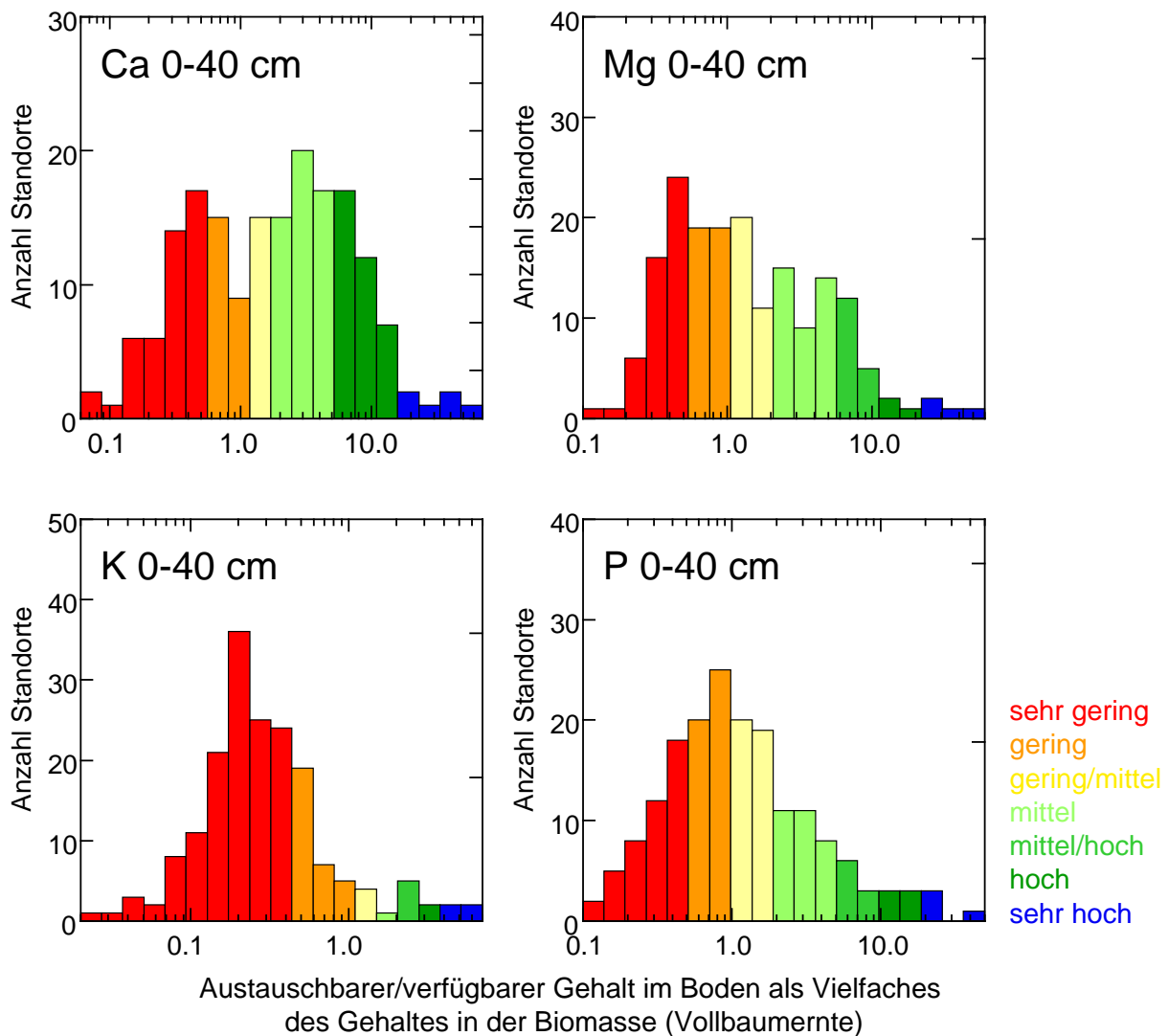


Abb. 92: Austauschbare Gehalte von Ca, K und Mg sowie citratlösliches Phosphor in 0-40 cm Bodentiefe in Relation zum Gehalt in der oberirdischen Biomasse (Vollbaumernte). Die Bewertung von Ca, Mg und K erfolgte nach Arbeitskreis Standortskartierung (2003). Phosphor wurde analog, entsprechend den Vorräten in Boden und Biomasse, bewertet.

Als „gefährdet“ nach dem Kriterium „tiefe Basensättigung im Wurzelraum“ müssen die Vegetationseinheiten 2, 6, 7*, 7aB, 8*, 8d, 46a, 46e und 46w bezeichnet werden. Auch das Vorkommen von *Bazzania trilobata*, *Calluna vulgaris*, *Carex brizoides*, *Carex pilulifera*, *Dryopteris carthusiana* (Deckung >2%), *Pteridium aquilinum* (Deckung >25%) und *Vaccinium myrtillus* (Deckung >2%) weist auf sehr arme Verhältnisse hin.

Mit waldbaulichen Massnahmen können die Folgen von Versauerung und Übernutzung der Wälder abgeschwächt werden. Für Standorte mit basenarmen Böden werden Massnahmen für die Verjüngung, die Holzernte, die Baumartenwahl, aber auch solche zur Verbesserung des Humuszustandes empfohlen.

8.1 Förderung des Jungwuchses

Die Förderung des Jungwuchses vermindert die Stickstoff-Auswaschung und damit die Nährstoffverluste. Unter den 31 Waldbeobachtungsflächen mit Bodenlösungsmessungen finden sich nur zwei mit niedrigen Auswaschungsraten (Braun 2013). Eine davon ist Busswil

(BE), mit einem extrem dichten Bestand an jungen Tannen im Unterwuchs, bei der trotz hoher Stickstoffdeposition (modellierter Eintrag $46.5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) im Mittel über die Jahre 2005-2012 nur $0.1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ den Wurzelraum verlässt. Der andere ist Möhlin Unterforst (AG), ein Fichtenbestand mit sehr starkem Wachstum (heutiges Alter 75 Jahre) und mit sehr dichter Adlerfarndecke. Auch hier ist die Stickstoffauswaschungsrate und damit die Auswaschung basischer Kationen unterdurchschnittlich (mittlere Auswaschung über die Jahre 1998-2012 3.5 , Eintrag $23 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$).

8.2 Ernteverfahren

Eine Biomassenutzung, die nur Stammholz aus den Wäldern entfernt, hat nur geringfügige Konsequenzen für den Nährstoffentzug, da Stammholz verhältnismässig nährstoffarm ist. Im Gegensatz dazu hat die Bereitstellung von Hackschnitzeln für moderne Feuerungsanlagen, bei der ein Grossteil der Krone, z.T. auch mit dem Laub, verarbeitet wird, weitreichende Konsequenzen für die Nährstoffversorgung (Abb. 32; Kreuzer 1979, Jacobsen et al. 2003, Stüber et al. 2008). Deshalb ist es wichtig, auf basenarmen Böden auf ein schonendes Ernteverfahren zu achten und nur Stammholz zu entnehmen. Selbst die Stammmutzung mit Rinde verdoppelt etwa den Nährstoffentzug. Das heisst, auch die nährstoffreiche Rinde sollte nach Möglichkeit im Bestand belassen werden. Eine Aschenrückführung, die aus Sicht der Nährstoffnachhaltigkeit eine Alternative wäre (Rothpfeffer 2007, von Wilpert et al. 2011), ist in der Schweiz verboten, müsste aber aus wissenschaftlicher Sicht wieder in die Diskussion aufgenommen werden.

8.3 Baumartenwahl und biologische Aktivität des Bodens

Die Baumartenwahl beeinflusst den Ein- und Austrag von versauernden Verbindungen. Nadelbäume haben einen höheren Blattflächenindex, der zu einer höheren Ausfilterung von Luftschadstoffen führt. In der Folge können höhere Stickstoffkonzentration in der Bodenlösung und damit eine erhöhte Stickstoffauswaschung unter Nadelwäldern gemessen werden. In drei Flächen des Interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramms wurde die Stickstoffkonzentration in der Bodenlösung parallel in einem Buchen- und in einem Fichtenbestand untersucht. Die Ergebnisse zeigen eine höhere Nitratkonzentration unter Fichten. Die Sickerwassermenge ist unter den Fichtenbeständen zwar geringer als unter Laubholz, dennoch ist die Nitrat- und Nitrauswaschung unter Koniferen höher (Abb. 93). Dieses Ergebnis ist in Übereinstimmung mit Daten aus Deutschland (Rothe und Mellert 2004).

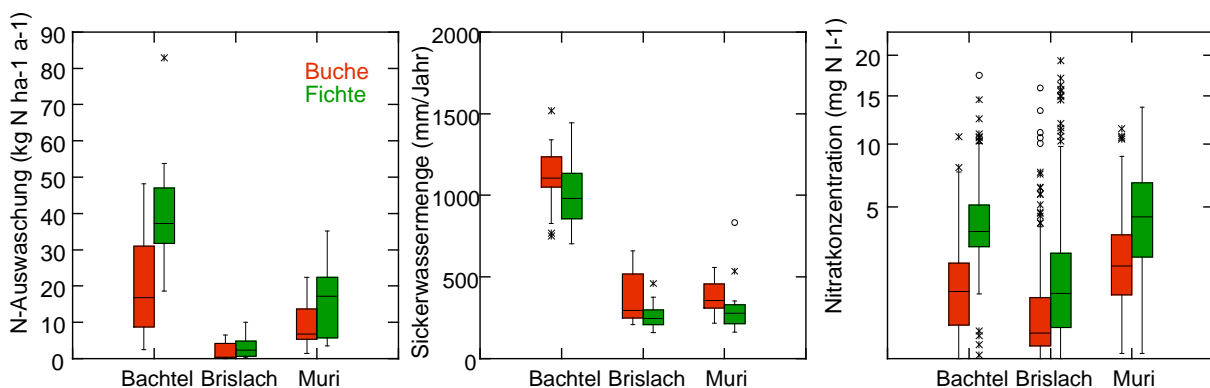


Abb. 93: N-Auswaschung (links), Sickerwassermenge (Mitte) und Nitratkonzentration in der Bodenlösung (rechts) in den drei Beobachtungsflächen Bachtel, Brislach und Muri jeweils unter Buchen (rot) und Fichten (grün). Mittelwert über die Jahre 2000-2012.

Auch das Nährstoffrecycling, d.h. die Aufnahme von Nährstoffen aus tieferen Bodenschichten und ihre Rückführung in den Oberboden über die Laubstreu, wird durch die Baumartenwahl beeinflusst. Ersteres kann durch die Einbringung von tiefwurzelnden Baumarten wie Eiche, Tanne und Föhre oder aber durch Baumartenmischungen, die einen grösseren Wurzelraum erschliessen (Thelin et al. 2002, Meinen et al. 2009) begünstigt werden. Die Rückführung über die Laubstreu wird durch die Einbringung von Laubbaumarten mit leicht abbaubarer Streu ("bodenpflegenden Baumarten"; Stocker et al. 2002) gefördert. Gleichzeitig wird die Tätigkeit der Bodenlebewesen begünstigt. Die aktive Förderung und wenn nötig Pflanzung solcher bodenpflegender Baumarten ist auf den Vegetationseinheiten mit geringen Basengehalten 2, 6, 7*, 7aB, 8*, 8d, 46a, 46e und 46w dringend zu empfehlen, auch auf den Einheiten 1a, 1f, 7a, 7aa, 7aP, 7sS, 7d, 8a, 8aa, 18aF und 19ps. Zu den bodenpflegenden Baumarten gehören beispielsweise Ahorn, Esche, Linde und Vogelbeere. Da die eingangs erwähnten tiefwurzelnden Baumarten eine schwer abbaubare Streu haben, sollten sie nur beigemischt werden.

Reich et al. (2005) untersuchten die Streuabbauraten in einem Common Garden-Experiment, d.h. mit allen Baumarten am gleichen Standort (Abb. 94 links). Wichtigste erklärende Variable für die Abbaugeschwindigkeit war die Ca-Konzentration in der Streu bzw. die eng damit verbundene Regenwurmdichte (Abb. 95). Auch Jacob et al. (2009) fanden, dass die Verfügbarkeit von Ca eine wichtige Rolle für die Tätigkeit der Regenwürmer spielt. Hättenschwiler (2005) ordnete die einheimischen Baumarten nach Abbaudauer ihrer Streu (Abb. 94). Besonders leicht abbaubar ist die Streu von Kirsche, Linde, Esche und, etwas weniger, Ahorn. Die Buchenstreu ist verhältnismässig Ca-arm und wird deshalb von Regenwürmern schlechter zersetzt. Die Hagebuche ist bei Hättenschwiler im mittleren Bereich der Abbaubarkeit, bei Reich am unteren Ende. In Mikrokosmen in einer Waldfläche in der Region Basel auf einer Kalkrendzina, die mit Streu verschiedener Baumarten sowie Tausendfüsslern oder Regenwürmern versetzt worden waren, fanden Hättenschwiler und Gasser (2005) keinen Einfluss der Regenwürmer auf die Zersetzung der Streu von Buchen und Eichen. Gemäss diesen Autoren wird die Streu dieser Arten von Tausendfüsslern zersetzt. Die Streu der langsamzersetzenden Baumarten Buche, Eiche und Ahorn wird zudem rascher abgebaut, wenn sie in Mischung mit anderen Baumarten vorliegt, während die Mischung bei den rasch zersetzenden Arten keine Rolle spielt.

Die Abbauraten sind nicht unbedingt gleichzusetzen mit der Freisetzungsraten der in der Streu vorhandenen Nährstoffe. Jacob et al. (2009) analysierten die in der Streu zurückbleibenden Nährstoffe für Buche, Esche, Ahorn und Linde. Sie fanden, dass aus der Buchenstreu die Nährstoffe nur sehr langsam freigesetzt werden. In den ersten zwei Jahren wird Phosphor sogar festgelegt, und auch Ca und Mg ist noch etwa zur Hälfte gebunden. Bei den anderen untersuchten Baumarten erfolgt eine rasche Nährstofffreisetzung (Abb. 96). Besonders rasch erfolgt die Nährstofffreisetzung aus dem Eschenlaub. Diese Baumart wäre von ihrer Streuqualität her sehr gut zur Bodenpflege geeignet, aber die seit einigen Jahren auch in der Schweiz zu beobachtende Eschenwelke schränkt ihre Anwendung stark ein.

Die bodenpflegenden Baumarten sind alle Arten, die basenreiche Böden bevorzugen. Trotzdem ist es wichtig, sie nach Möglichkeit auch auf basenarmen Böden einzubringen, da sie langfristig Basen aus dem Untergrund bzw. tieferen Bodenschichten erschliessen können, sofern vorhanden.

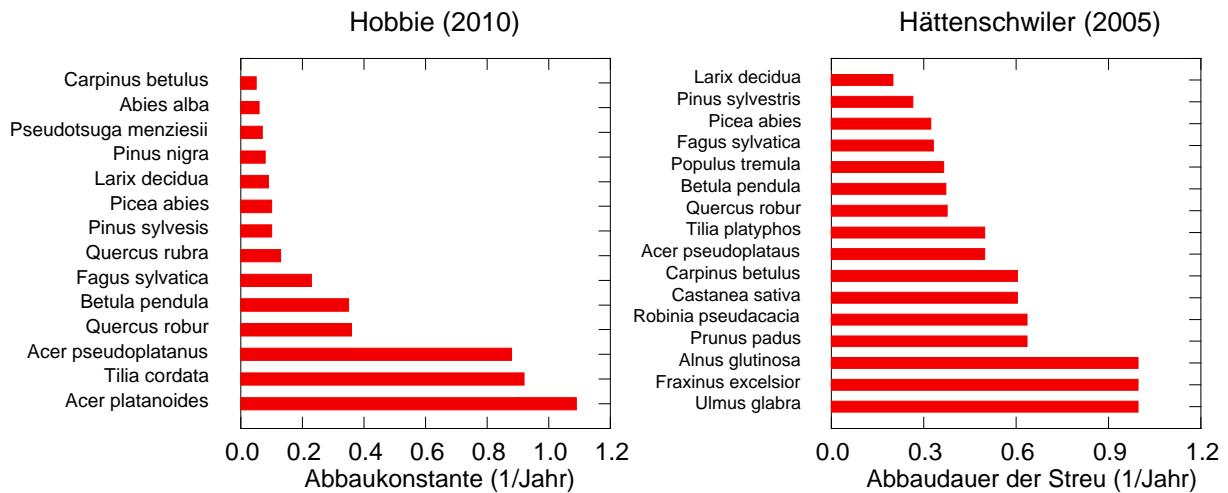


Abb. 94: Abbauraten der Streu verschiedener Baumarten. Links aus Hobbie et al. (2010), rechts aus Hättenschwiler (2005). Um die Grafiken vergleichbar zu machen, wurde die von Hättenschwiler in Monaten angegebene Abbaudauer in eine Rate pro Jahr umgerechnet. Das ist aber nicht identisch mit der in der linken Grafik angegebenen kinetischen Abbaukonstante.

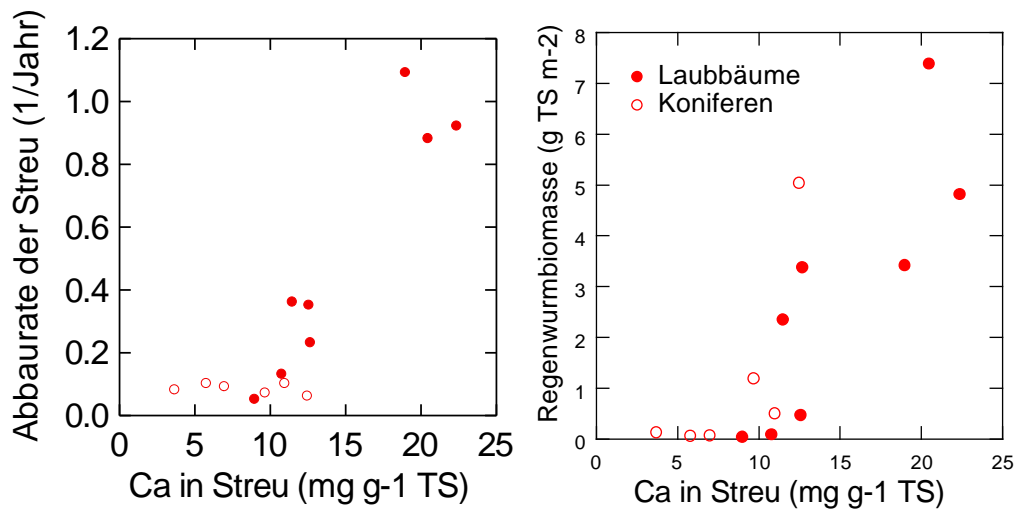


Abb. 95: Abbauraten der Streu (links) und Regenwurmbiomasse (rechts) unter verschiedenen Baumarten 30 Jahre nach Pflanzung an einem gemeinsamen Standort in Beziehung zur Ca-Konzentration der Streu (Reich et al. 2005) (Standortsbeschreibung vgl. Legende zu Abb. 97).

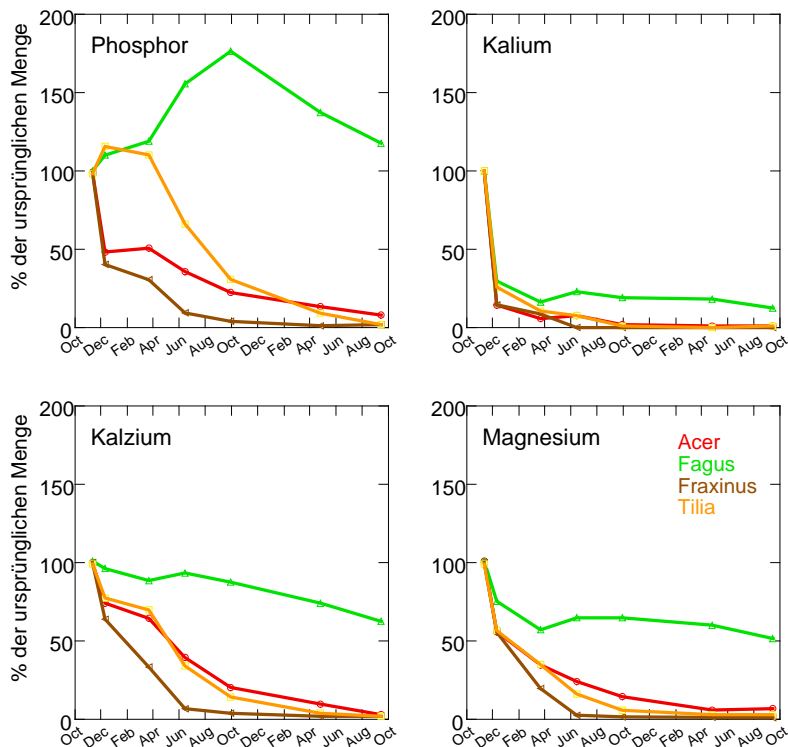


Abb. 96: Nährstofffreisetzung von Laubstreu von Buche, Linde, Spitzahorn und Esche in Anwesenheit von Makrofauna (Jacob et al. 2009).

Obwohl die Laubstreu nur einen Teil des gesamten Streuumsatzes ausmacht, zeigen die Versuche von Hobbie et al. (2010) deutlich, dass die oberirdische Streu für das Bodenleben viel entscheidender ist als die Wurzelstreu. Diese Autoren fanden, dass die Bestockung mit unterschiedlichen Baumarten dreissig Jahre nach Pflanzung an einem gemeinsamen Standort die Bodenchemie erheblich beeinflussen kann (Abb. 97).

Die verschiedenen Baumarten erschliessen z.T. unterschiedliche Bodentiefen: Fichte wurzelt flacher als Buche und Föhre. Noch tiefer gehen Eichenwurzeln (Rosengren et al. 2005; vgl. auch Kap. 6.3). Damit steht auch für das Nährstoffrecycling ein unterschiedliches Bodenvolumen zur Verfügung, was sich auf die Nährstoffversorgung auswirken kann (Thelin et al. 2002). Auch der Feinwurzelsatz kann in Beständen mit mehreren unterschiedlichen Baumarten erhöht sein (Meinen et al. 2009). Alle diese Ergebnisse sprechen für eine Mischung von Baumarten. Eine Beimischung anderer Laubbaumarten zu Buchen kann zudem den Vorrat an organischem P im Boden erhöhen (Talkner et al. 2009).

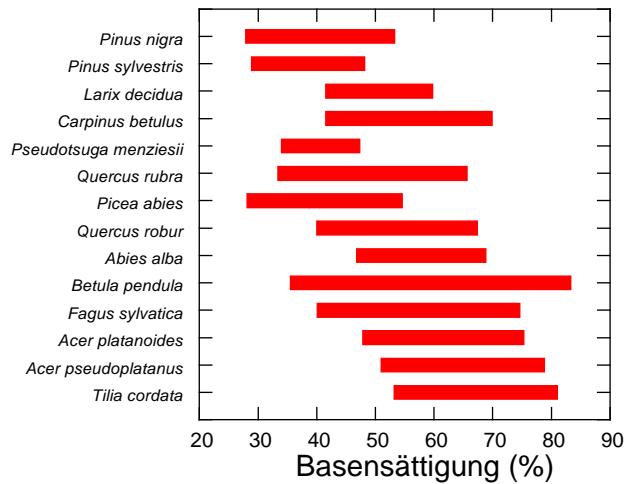


Abb. 97: Basensättigung unter verschiedenen Baumarten 30 Jahre nach der Pflanzung an einem gemeinsamen Standort. Die Versuchsfläche liegt in Polen auf einer sandigen Gletscherablagerung mit ursprünglich pH 4.3 im A-Horizont und war vor Versuchsbeginn ein Föhrenwald (Reich et al. 2005). Die Balken verbinden den Messwert für die organische Auflage (O-Horizont) und für den Oberboden (0-20 cm) (höherer Wert für die organische Auflage). Die Baumarten sind nach steigender Ca-Konzentration in der Streu angeordnet (von oben nach unten).

8.4 Humusbewirtschaftung

Auf sehr basenarmen Böden (BS < 40% und darunter) sind die meisten Nährstoffe fast ausschliesslich in der Humusaufgabe vorhanden, weshalb die Nährstoffaufnahme zu grossen Anteilen hieraus erfolgt. In der Humusaufgabe ist die biologische Aktivität und damit die Nährstofffreisetzung mehr den klimatischen Schwankungen ausgesetzt. Deshalb sind alle Massnahmen zur Einarbeitung des Humus in den Mineralboden und zur Vertiefung des Wurzelraums geeignet, die Nährstoffversorgung zu stabilisieren. Mit der Wahl geeigneter Baumarten kann die Bildung von biologisch aktivem und stabilem Humus begünstigt werden, der ein effektives Nährstoffrecycling gewährleistet.

Phosphor wird nur in jungen Böden durch Verwitterung nachgeliefert. In älteren Böden spielt das Recycling eine grosse Rolle (Walker und Syers 1976) und Verluste können kaum kompensiert werden. Das heisst, der Erhalt der vorhandenen P-Vorräte muss ein wichtiger Aspekt einer nachhaltigen Bewirtschaftung sein. Da ein bedeutender Teil des Phosphors in der organischen Auflage gebunden ist (Talkner et al. 2009), ist für die Verbesserung der Phosphor-Versorgung die Humuspflge besonders wichtig.

Humuspflge bedeutet aber nicht nur die Förderung der biologischen Aktivität des Bodens, sondern auch den Schutz vor Erosion. Deshalb sollte bei Durchforstungen in Hanglagen auf eine ausreichende Pflanzendecke geachtet werden. Auf diesen Standorten ist die Humusaufgabe oft der einzige Nährstoffspeicher und sollte deshalb erhalten werden.

9 Auswirkung erhöhter Stickstoffeinträge

Industrie, Verkehr und Landwirtschaft emittieren grosse Mengen reaktiver Stickstoffverbindungen, die mit dem Regen als Nassdeposition, als Aerosol oder gasförmig (Trockendeposition) über die Luft auf die Wälder und den Boden gelangen. Wegen ihrer rauhen Oberfläche sind Wälder eine besonders effiziente Senke für diese Verbindungen. Als natürlicherweise N-limitierte Ökosysteme sind sie gegenüber Einträgen von Stickstoff (N) empfindlich. Das bedeutet, dass Bäume und Vegetation rasch auf die N-Zufuhr mit zunächst gesteigertem Wachstum und Änderungen der Vegetationszusammensetzung reagieren (düngende und eutrophierende Wirkung). Langfristig führen hohe N-Einträge zur N-Sättigung des Ökosystems (Aber et al. 1989, Emmett 2007), mit erhöhten N-Austrägen als Gas oder mit dem Sickerwasser (Butterbach-Bahl et al. 2011). Stickstoff-Austrag als Nitrat führt im Boden zu Nährstoffverarmung und Versauerung, da Nitrat als Anion zusammen mit den Nährstoffkationen Mg, Ca und K ausgewaschen wird. Im sauren Bodenmilieu unterhalb pH 4.5 werden Mn und Al mobilisiert und ausgewaschen.

9.1 Das Critical Load Konzept

Um festzustellen, inwieweit Einträge versauernder und eutrophierender Verbindungen noch toleriert werden können oder nicht, wurde im Rahmen der UNECE-Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung (CLRTAP - Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution) das "Critical Load"-Konzept entwickelt. Der "Critical Load" ist ein standortspezifischer Eintragungsgrenzwert. Er ist definiert als "die quantitative Schätzung einer Belastung durch ein oder mehrere Luftschadstoffe, unterhalb derer signifikante schädliche Effekte auf ausgewählte sensitive Teile des Ökosystems nach aktuellem Kenntnisstand nicht auftreten" (Grennfelt und Thörnelöf 1992, UBA 2004). Für Stickstoff gibt es zwei Methoden der Critical Loads-Bestimmung:

- Für die empirischen Critical Loads werden im Rahmen der CLRTAP regelmässig umfangreiche Literaturrecherchen zur Belastbarkeit und Reaktion von Wäldern und weiteren naturnahen Ökosystemen auf Stickstoff durchgeführt. Die letzte Anpassung der empirischen Critical Loads für Stickstoff an den aktuellen Stand des Wissens erfolgte im Jahre 2010 anlässlich eines wissenschaftlichen UNECE-Workshops in Noordwijkerhout, NL (UNECE 2010b). Die Working Group on Effects der CLRTAP hat in der Folge einen „call for data“ verabschiedet, mit welchem die Vertragsparteien der Konvention aufgefordert werden, die revidierten Critical Loads für Stickstoff zum Schutz von naturnahen Ökosystemen anzuwenden (UNECE 2010c). Die für Waldökosysteme relevanten Critical Loads auf Stufe 1 der EUNIS-Ökosystemklassierung sind in Tab. 22 zusammengefasst.

Ökosystem	EUNIS code	CLN kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	Zuverlässigkeit	Zeichen der Überschreitung
Sommergrüne Laubwälder	G1	10-20	##	Veränderungen von Bodenprozessen, Nährstoffungleichgewichte, Artenverschiebungen in Mykorrhizapilzen und Krautschicht
Koniferenwälder	G3	5-15	##	Veränderungen von Bodenprozessen, Nährstoffungleichgewichte, Artenverschiebungen in Mykorrhizapilzen und Krautschicht

Tab. 22: Zusammenfassung der am Workshop 2010 festgelegten empirischen Critical Loads für Stickstoff für Waldökosysteme (CLN). ## zuverlässig und # ziemlich zuverlässig (Bobbink und Hettelingh 2011). EUNIS = European Nature Information System.

- Der zweite Ansatz zur Ermittlung von Critical Loads ist die Berechnung mit der SMB-Methode (SMB - simple mass balance). Dabei werden die langfristig akzeptablen Stickstoffsinken im Ökosystem bilanziert: Entzug durch Ernte, Denitrifikation, Immobilisierung im Boden und Auswaschung aus dem Wurzelraum. Um Schäden für die Wälder durch Nährstoffungleichgewichte, Auswaschung und Eutrophierung zu vermeiden, darf der Stickstoffeintrag nicht höher sein als der so berechnete Critical Load (CLnutN).

Gemäss dem Göteborg-Protokoll, das im Rahmen der Konvention über die weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung im Jahre 1999 verabschiedet und 2012 revidiert wurde, sollen die Emissionen von stickstoffhaltigen Luftschadstoffen im geographischen Anwendungsbereich des EMEP (EMEP - European Monitoring and Evaluation Programme) schrittweise so weit verringert werden, dass die zum Schutz von naturnahen Ökosystemen festgelegten Critical Loads für Stickstoff nicht mehr überschritten werden (UNECE 1999)

9.2 Ausmass und Verteilung im Schweizer Wald

Die Karte der modellierten Stickstoffeinträge (Abb. 98) zeigt, dass im Mittelland und im Tessin gebietsweise mehr als 30 kg N ha⁻¹ a⁻¹ im Wald deponiert werden. Dies ist sehr viel höher als die kritischen Eintragswerte (Critical Loads, Tab. 22). Deutlich erkennbar sind die Gebiete mit hoher Viehdichte (Zentralschweiz, Ostschweiz, Kantone Bern und Freiburg) sowie mit hohem Import von Luftschadstoffen aus dem Ausland (Tessin).

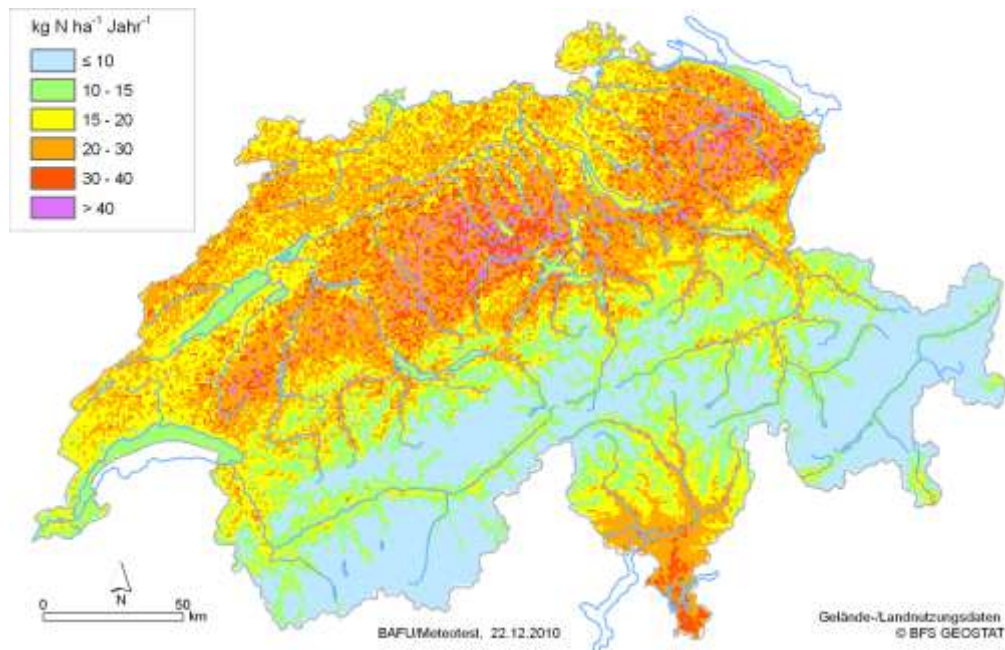


Abb. 98: Stickstoffeintrag in der Schweiz (Meteotest 2010)

Das Ergebnis der Berechnung der Critical Loads für Stickstoff auf der Basis der SMB (Achermann et al. 2008) ist für Waldökosysteme in der Schweiz in Abb. 99 dargestellt. Die Differenz zwischen den in Abb. 98 dargestellten atmosphärischen Stickstoffeinträgen und den Critical Loads von Abb. 99 ergibt, dass die Critical Loads auf 95% der Waldfläche durch die Stickstoffeinträge überschritten werden.

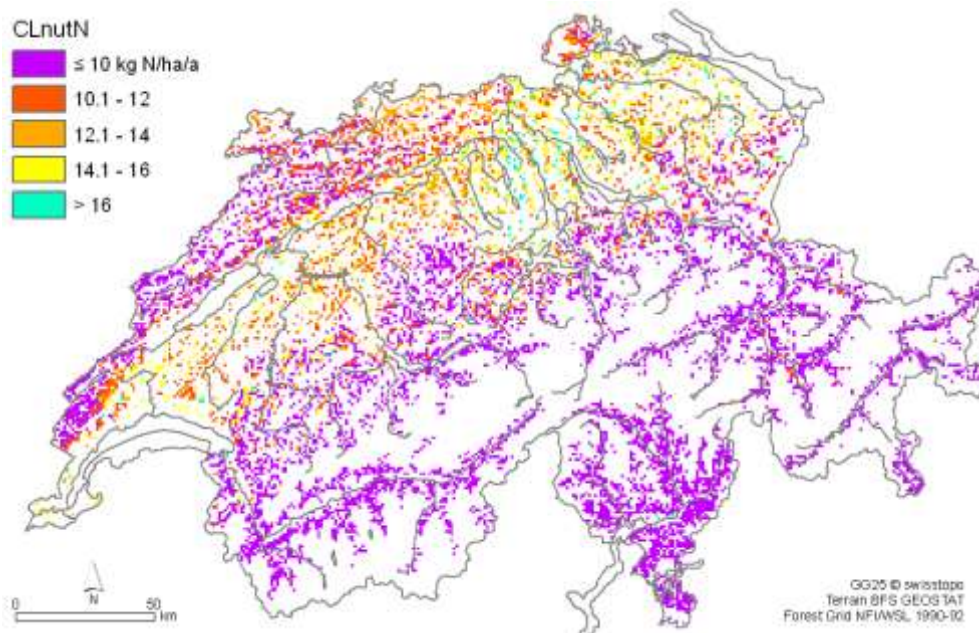


Abb. 99: Verteilung des Critical Loads für Stickstoff für den Schweizer Wald, basierend auf dem SMB-Ansatz (CLnutN). Das Waldraster stammt vom Landesforstinventar (NFI/WSL 1992).

9.3 Wirkung auf den Wald

An dieser Stelle kann nicht im Detail über alle Wirkungen erhöhter Stickstoffeinträge eingegangen werden. Weiterführende Informationen und einen Überblick über die internationale Literatur gibt die Hintergrunddokumentation des letzten UNECE-Workshops zu den empirischen Critical Loads für Stickstoff (Bobbink und Hettelingh 2011) sowie der Bericht des European Nitrogen Assessment (Sutton et al. 2011). Ein Synthesebericht (Flückiger und Braun 2011) fasst die Ergebnisse von Stickstoffexperimenten sowie Auswertungen des 25-jährigen Monitorings der Flächen des Interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramms zusammen. Die Grundlagen des Critical-Loads-Konzepts werden in Braun et al. (2012) näher erläutert.

Bei Überschreiten des Critical Loads sind Auswirkungen auf Struktur und Funktion der Ökosysteme zu erwarten. Stickstoff im Übermass kann nicht aufgenommen werden und verlässt den Boden über das Sickerwasser. In der Mehrheit der 40 Flächen des Interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramms, auf denen Bodenlösungsmessungen durchgeführt werden, zeigt sich dies deutlich (Braun 2013): Die Stickstoffkonzentrationen überschreiten in 75% der monatlichen Bodenlösungsproben kritische Werte für Nährstoffungleichgewichte. Kritische Auswaschungsraten, das sind solche, die zu einer nennenswerten Auswaschung von Nährstoffen führen würden, werden auf 58% aller Flächen überschritten. Dies führt zu Bodenversauerung. Stickstoffverbindungen machen heute in der Schweiz ca. 85% der versauernden Einträge aus (Augustin und Achermann, 2012).

Je nach Ausgangszustand des Ökosystems (Nährstoffvorräte) sind die derzeit zu beobachtenden Wirkungen unterschiedlich, d.h. die Wälder befinden sich in unterschiedlichen Phasen der N-Anreicherung. Das Baumwachstum kann, zumindest anfänglich, erhöht sein. Wird durch zu viel Stickstoff ein Mangel an anderen Nährstoffen hervorgerufen, wie Magnesium oder Phosphor, führt erhöhter N-Eintrag zu Wachstumsinderungen. Ungleichgewichte in der Ernährung wiederum beeinträchtigen Wurzeln und Mykorrhizen, erhöhen die Anfälligkeit gegenüber Parasiten und Windwurf und reduzieren die Trockenheitsresistenz. Stickstoffliebende Arten der Bodenvegetation werden gefördert, so auch die Brombeere und Brennnessel, die zu Verjüngungshindernissen im Bestand werden können. Die mikrobielle Gemeinschaft des Bodens weist ebenfalls Anzeichen von Stress auf (Braun und Flückiger 2013). Die N-Depositionen überschreiten auf 95% der Waldfläche der Schweiz die kritischen Belastungsraten, sie müssen deshalb zwingend reduziert werden, sollen die vielfältigen Waldfunktionen nicht beeinträchtigt werden.

10 Trockenheitsrisiko

Gemäss jüngsten Klimamodellen werden Wälder zunehmend häufig extremer Sommertrockenheit ausgesetzt sein (Frei et al. 2008). Die Auswahl trockenheitstoleranter Baumarten wird eine zentrale Rolle zur Sicherung künftiger Produktivität und Waldgesundheit spielen. Wie bei der Bodenversauerung gilt es auch hier, die sensitiven Gebiete zu lokalisieren. Für die Auswahl der Trockenheitsindikatoren sei auf den entsprechenden Schlussbericht verwiesen, der im Rahmen des Projekts „Die Eignung verschiedener Trockenheitsindices zur Abschätzung des Trockenheitsrisikos für den Wald und ihre standortsspezifische Entwicklung bis 2050/2100“ im Forschungsprogramm Wald und Klimawandel erstellt wurde und den Vergleich verschiedener Indikatoren zum Ziel hatte (Braun 2015). An dieser Stelle wird nur auf die Schlussfolgerungen eingegangen.

10.1 Zeitliche und räumliche Variation des Trockenheitsrisikos

Das Trockenheitsrisiko für die Waldbeobachtungsflächen wurde mit dem hydrologischen Modell Wasim (Schulla 2013) berechnet. Dieses Modell schliesst Informationen über verschiedene Bodentiefen und die Vegetationsdecke ein. Mit dem Modell WaSiM-ETH wurden folgende Trockenheitsindikatoren berechnet:

- Verhältnis zwischen aktueller (ETa) und potentieller (ETp) Evapotranspiration (ETa/ETp). Je näher dieses Verhältnis bei eins liegt, umso geringer ist der Wasserstress. Die Transpiration wird im Modell eingeschränkt, wenn das Bodenwasserpotential einen Schwellenwert, in den vorliegenden Berechnungen -35 kPa (pF=2.5), unterschreitet. Die Transpiration wird zusätzlich auch in staunassen Böden eingeschränkt (aktuell bei einem relativen Wassergehalt von >0.95). Für die Auswertung der Buchenstammzuwachsdaten wurden verschiedene Mittelungsperioden verglichen: die ersten 80 Tage nach Blattaustrieb oder die ganze Vegetationsperiode. Ebenso wurden verschiedene Perzentilwerte berechnet und die Zeit, während der das ETa/ETp einen bestimmten Schwellenwert unterschreitet.
- Verhältnis zwischen aktueller (Ta) und potentieller (Tp) Transpiration. Von der potentiellen Transpiration wurde in WaSiM noch die Interzeptions- und die Schneeverdunstung abgezogen. Da in WaSiM die aktuelle, nicht jedoch die potentielle Transpiration von der Vegetationsdichte abhängt, wurde die aktuelle Transpiration für jeden Standort so skaliert, dass das Verhältnis Ta/Tp im Maximum eins erreichte.
- Mittleres Bodenwasserpotential: gemittelt über eine feste Bodentiefe von 40 oder 60 cm und das ganze Jahr. Für Korrelationsrechnungen wurde diese Zahl logarithmiert (pF-Wert).
- Wassersättigungsdefizit (mm): Differenz zwischen dem aktuellen Wassergehalt in mm, aufsummiert über die obersten 40 cm des Bodens, und der Feldkapazität. Mittelwert über die ganze Vegetationsperiode.
- Relative Sättigung (0: permanenter Welkepunkt = pF 4.2, 1: Feldkapazität = pF 1.8). Mittelwert über die ganze Vegetationsperiode.

Basierend auf den Evapotranspirationsdaten von WasiM-ETH wurde die Wasserbilanz eines Standortes (= klimatische Wasserbilanz + Bodenspeicher = Site Water Balance, SWB) in verschiedenen Varianten berechnet:

1. SWB_{Ende Jahr}: Site Water Balance nach Spellmann et al. (2007): Aufsummierung der täglichen Differenzen zwischen Niederschlag und Verdunstung, mit nutzbarer Feldkapazität als Startwert. Wenn der Wert die nutzbare Feldkapazität überstieg, wurde er auf diesen Wert gesetzt (= maximale Sättigung). Der am Ende der Vegetationsperiode erreichte Wert wurde in die Auswertungen eingesetzt.

2. SWB_{August}: Berechnung wie Site Water Balance nach Spellmann, aber Wert Ende August
3. SWB_{minimum}: Berechnung wie Site Water Balance nach Spellmann, aber tiefster erreichter Wert während der Vegetationsperiode.
4. SWB_{August} – SWB_{April}: Site Water Balance nach Grier und Running (1977), berechnet nach Zimmermann (<http://www.wsl.ch/staff/niklaus.zimmermann/programs/amls/swb.aml>): Aufsummierung der Differenz zwischen Niederschlag und Verdunstung als Monatsmittel, SWB August - SWB April.
5. SWB_{August} – SWB_{April}: Site Water Balance: wie Punkt 4, jedoch auf Tagesbasis berechnet. Der Tageswert Ende April wurde vom Tageswert Ende August subtrahiert. Diese Version wurde in der Endauswertung bevorzugt, da sie bessere Regressionen ergab und etwas differenzierte Zahlen lieferte.
6. Da die SWB-Auswertungen nach Grier und Running z.T. erstaunlich gute Korrelationen mit den getesteten Vitalitätsparameter lieferte, obwohl bei diesem Indikator die nutzbare Feldkapazität des Bodens nicht mehr enthalten ist, wurde der Indikator SWB_{minimum} (Punkt 3) noch in einer Variante ohne nFK berechnet.

Abb. 100 zeigt den zeitlichen Verlauf des Verhältnisses zwischen aktueller und potentieller Evapotranspiration im Mittel aller Walddauerbeobachtungsflächen, mit einem deutlichen Einbruch im Jahr 2003 und z.T. auch in den Folgejahren. Die räumliche Verteilung gemäss Abb. 101 weist ein erhöhtes Trockenheitsrisiko in der Nordschweiz, im Wallis, in Genf und im Kanton Tessin aus und ist in Übereinstimmung mit Wasserpotentialmessungen in 20, 40 und 60 cm Tiefe während des Sommers 2011 (Abb. 102).

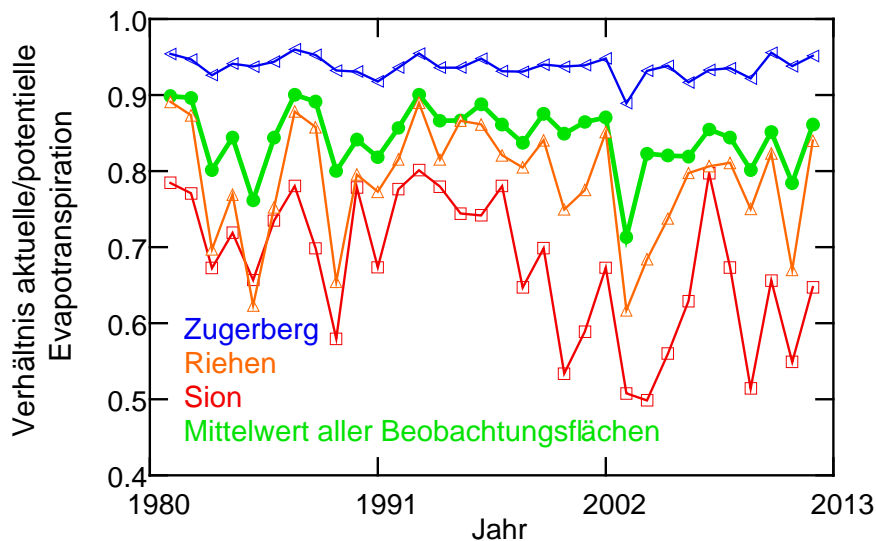


Abb. 100: Modelliertes Verhältnis zwischen aktueller und potentieller Evapotranspiration in der Vegetationsperiode: zeitlicher Verlauf des Mittelwertes über alle Beobachtungsflächen (grüne Linie) sowie drei Beispiele.

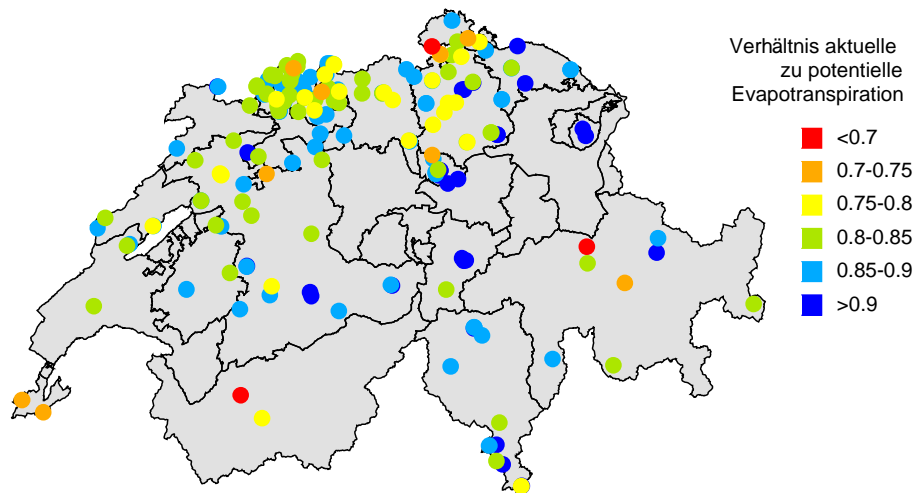


Abb. 101: Verhältnis zwischen aktueller und potentieller Evapotranspiration für die IAP-Waldbeobachtungsflächen.

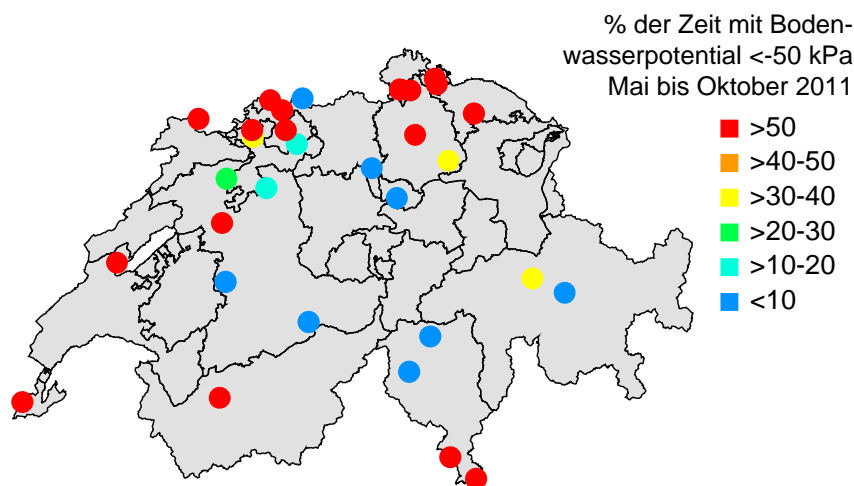


Abb. 102: Geographische Verteilung des Trockenheitsrisikos aufgrund von Bodenwassermessungen im Sommer 2011 (% der Zeit mit Bodenwasserpotential < -50 kPa während Mai bis Oktober 2011).

Die regionale Verteilung der klimatischen Wasserbilanz nach Grier und Running 1977 ist ebenfalls plausibel, wenn die Werte vor der Mittelung exponentialtransformiert wurden (Abb. 103).

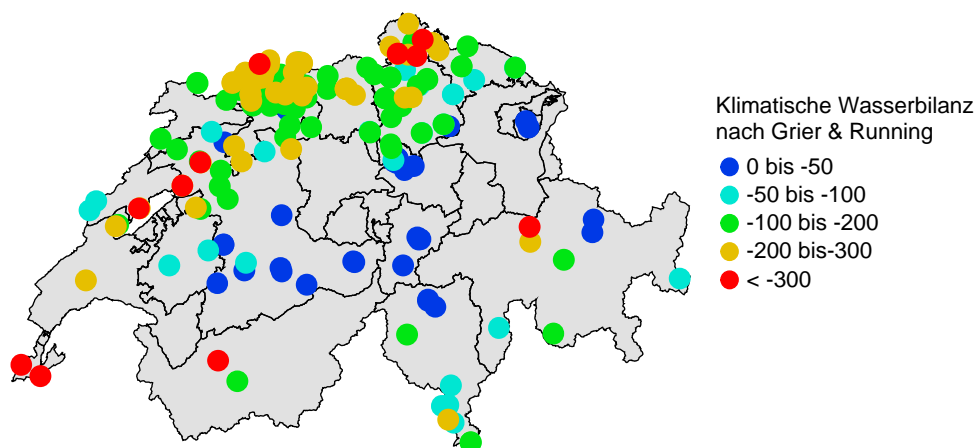


Abb. 103: Klimatische Wasserbilanz nach Grier und Running (1977): tägliche Aufsummierung von Niederschlag minus potentielle Evapotranspiration während der Vegetationsperiode, Differenz zwischen Ende August und Ende April. Mittelung der Jahreswerte nach Exponentialtransformation.

10.2 Auswirkung von Trockenheit auf die Waldbäume

10.2.1 Stammzuwachs

Für die Erklärung des Stammzuwachses war die klimatische Wasserbilanz nach Grier und Running der beste einzelne Trockenheitsindikator (Tab. 23). Werden die Koeffizienten verwendet, um eine mittlere Zuwachsreduktion für das Jahr 2003 im Vergleich zur ganzen Periode 1981-2012 zu berechnen, so kommt man bei den Buchen auf eine Reduktion um 30%, bei den Fichten um 33%.

Parameter	Buchen			Fichten		
	Coeff	SE	p-Wert	Coeff	SE	p-Wert
(Intercept)	0.2444	0.0420	0.0000	0.1744	0.0275	0.0000
Ozon POD1	-0.0012	0.0003	0.0001			
klimatische Wasserbilanz GR	0.0886	0.0119	0.0000	0.1176	0.0177	0.0000
log(Alter)	-0.0356	0.0087	0.0001	-0.0325	0.0056	0.0000

Tab. 23: Regression zwischen dem relativen Stammzuwachs von Buchen (links) und Fichten (rechts) und der klimatischen Wasserbilanz nach Grier und Running (exponentialtransformiert) und, bei den Buchen, Ozon (POD1).

Mit der klimatischen Wasserbilanz nach Grier und Running (SWB) kann der Stammzuwachs folgendermassen geschätzt werden (% Zuwachs bezogen auf die Grundfläche):

$$ESWB = e^{SWB/1000}$$

$$Zuwachs_{Buchen} = 100 * (0.0543 + 0.08857 * ESWB)^2 \quad (9)$$

$$Zuwachs_{Fichten} = 100 * (0.01407 + 0.1176 * ESWB)^2 \quad (10)$$

Diese beiden Gleichungen wurden für eine Kartierung des Trockenheitseffektes von 2003 verwendet (Buchen Abb. 104, Fichten Abb. 105).

Multivariate Auswertungen liefern noch etwas bessere Regressionen, aber ähnliche Schätzwerte für die Wachstumsreduktion. Sie sind hier der Vollständigkeit angeben. Für Kartierzwecke sind sie nicht geeignet, da sie zuviele Parameter enthalten.

$$Zuwachs_{Buchen} = 100 * (0.126 - 0.0692 * ETV50 + 0.0608 * ETV80 - 0.0753 * ETV90 + 0.0000347 * REGEN)^2 \quad (11)$$

$$Zuwachs_{Fichten} = 100 * (-0.0226 + 0.0784 * ETV75 + 0.0522 * (8PZ \left(\frac{ETa}{ETp}\right)) + 0.0893 * SWBA)^2 \quad (12)$$

mit:

- SWB: Site Water Balance nach Grier & Running (Differenz Ende August – Ende April)
- SWBA: Site Water Balance nach Spellmann Ende August (exponentialtransformiert)
- REGEN: Niederschlag während Vegetationsperiode
- ETV50: Anteil Zeit mit $ETa/ETp < 0.5$
- ETV75: Anteil Zeit mit $ETa/ETp < 0.75$
- ETV80: Anteil Zeit mit $ETa/ETp < 0.8$
- ETV90: Anteil Zeit mit $ETa/ETp < 0.9$
- 8PZ (ETa/ETp): 8-Perzentilwert des Evapotranspirationsverhältnisses über die Vegetationsperiode

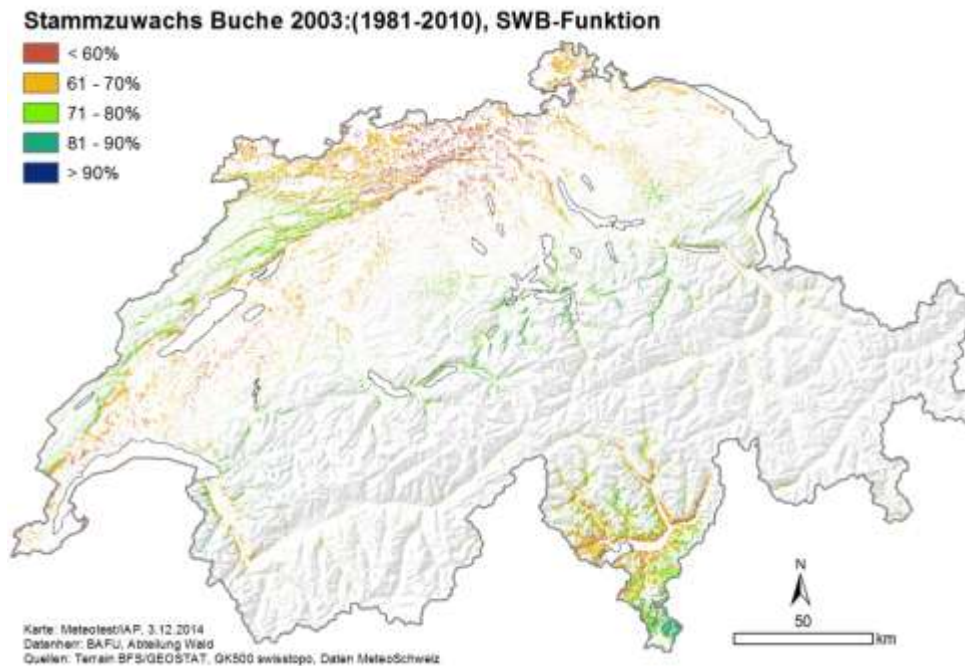


Abb. 104: Aufgrund von Gleichung 9 kartierte Wachstumsreduktion von Buchen im Jahr 2003 verglichen mit dem Mittelwert 1981-2010.

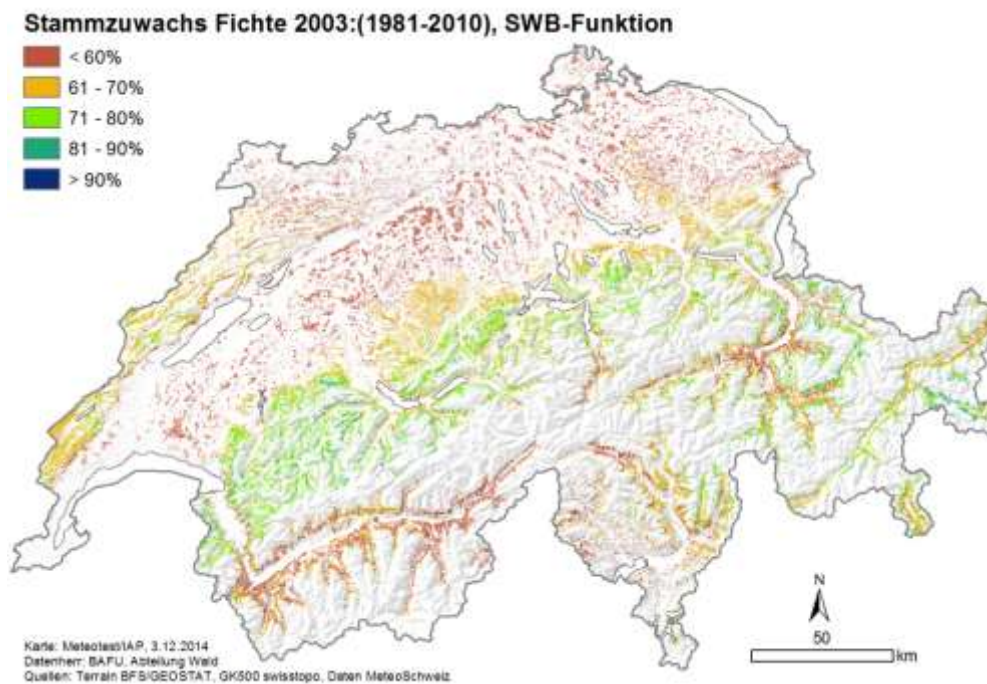


Abb. 105: Aufgrund von Gleichung 10 kartierte Wachstumsreduktion von Fichten im Jahr 2003 verglichen mit dem Mittelwert 1981-2010.

10.2.2 Triebwachstum

Eine bedeutende Kovariable zur Erklärung des Triebwachstums ist der Fruchtbehang. Bei der Buche wurde er an den gleichen Trieben, an denen die Zuwachsmessungen durchgeführt wurden, rückwirkend ausgezählt und liegt damit als Einzelbaumergebnis vor, bei den Fichten ist er das Resultat einer sommerlichen Einstufung diesjähriger Zapfen im Rahmen der Kronenansprache und wurde als Standortmittel in die Auswertung einbezogen.

Das Triebwachstum war sowohl bei der Buche als auch bei der Fichte mit dem Fruchtbehang des laufenden Jahres und des Vorjahres, mit der Stickstoffkonzentration im Laub und mit der Trockenheit korreliert (Tab. 24). Das Triebwachstum der Buchen ist schon anfangs Juni abgeschlossen, d.h. für das laufende Jahr ist eine Mittelung des Trockenheitsindex nur über eine kurze Periode sinnvoll. Es wurden verschiedene Perioden verglichen. Das beste Modell, mit dem tiefsten AIC-Wert, umfasst die Periode von 10 Tagen vor bis 50 Tage nach Blattaustrieb (AUSTRBU). Im Falle der Fichte erwies sich die Zeitperiode 10 Tage vor bis 30 Tage nach Blattaustrieb der Buche am besten. Eine Anbindung der Mittelungsperiode an das Austriebsdatum für Fichten, das von Meteo Schweiz ebenfalls beobachtet wird, war im Vergleich dazu schlechter. Die Schätzung der Zuwachsreduktion für das Jahr 2003 beläuft sich beim Triebwachstum bei den Buchen auf 29%, bei den Fichten auf 24%.

	Buchen			Fichten		
	Coeff	SE	p-Wert	Coeff	SE	p-Wert
(Intercept)	-3.610	0.299	0.0000	-0.980	0.146	0.000
Verhältnis ETa/ETp Vorjahr	2.704	0.246	0.0000	1.244	0.137	0.000
Verhältnis ETa/ETp laufendes Jahr	0.812	0.253	0.0013	0.102	0.027	0.000
Anzahl Tage mit Bodenwassersättigung laufendes Jahr	-0.214	0.042	0.0000			
Lufttemperatur laufendes Jahr	0.122	0.012	0.0000			
Fruchtbehang laufendes Jahr logarithmiert	-0.620	0.036	0.0000	-0.155	0.015	0.000
Fruchtbehang Vorjahr logarithmiert	-0.945	0.036	0.0000	-0.224	0.015	0.000
Stickstoffkonzentration im Laub	1.102	0.039	0.0000	0.688	0.051	0.000

Tab. 24: Regression zwischen dem Triebwachstum von Buchen (links) und Fichten (rechts) und verschiedenen Prädiktoren. Das Verhältnis zwischen aktueller und potentieller Evapotranspiration für das laufende Jahr wurde bei den Buchen über die Zeitperiode 10 Tage vor Blattaustrieb und 50 Tage nach Blattaustrieb berechnet, bei der Fichte bis 30 Tage nach Blattaustrieb.

10.2.3 Mortalität

Im Rahmen der jährlichen Kronenansprachen werden abgestorbene Bäume, d.h. Verlichtungsstufe 4, ebenfalls aufgenommen. Da die meisten IAP-Walddauerbeobachtungsflächen bewirtschaftet sind und durchforstet werden, ist diese Aufnahme der Mortalität eine konservative Schätzung – Zwangsnutzungen wurden nicht berücksichtigt. Nicht eingeschlossen sind ausserdem Schäden durch Windwurf, die gesondert betrachtet wurden (Braun et al. 2003). Das Datenset umfasst 3323 Beobachtungen (Flächen x Jahre) mit insgesamt 215'811 Einzelbeobachtungen seit 1985/1987.

Als Ursache für das Absterben kommen bei den Buchen vor allem Hallimasch und Buchenrindennekrose in Frage, allerdings wurde keine Differenzierung nach Schadursache vorgenommen. Bei den Fichten spielt der Borkenkäferbefall eine wichtige Rolle. Hier wurde zwischen Gesamtmortalität und Mortalität durch Borkenkäfer unterschieden, wobei letztere den grössten Teil (87% der Mortalität zwischen 1987 und 2013) ausmacht. Die Auswertungen wurden in Zusammenarbeit mit PD Dr. C. Schindler, Swiss Tropical and Public Health Institute der Universität Basel, durchgeführt.

In Übereinstimmung mit Zahlen aus Deutschland (Hessen), die bei den Buchen eine mittlere jährliche Mortalität von 0.04 und bei den Fichten von 0.39% angeben (Paar et al. 2008), wurde auch in den IAP-Beobachtungsflächen bei den Buchen eine deutlich geringere Absterberate

gefunden als bei den Fichten (0.08% im Vergleich zu 0.48%). Die Auswertung der Buchendaten zeigt einen Zusammenhang zwischen Mortalität und Trockenheit - trockene Jahre erhöhen die Absterberate stark. Die Trockenheit wurde am besten durch die während zwei vorausgehenden Jahren gemittelte klimatische Wasserbilanz nach Spellmann (minimaler Wert pro Vegetationsperiode) beschrieben (Tab. 25, Abb. 106).

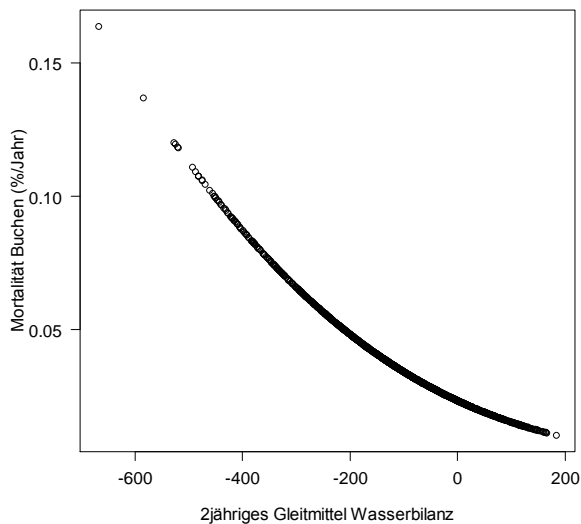


Abb. 106: Beziehung zwischen der Mortalität bei Buchen und der klimatischen Wasserbilanz nach Spellmann (jeweils Minimum der Vegetationsperiode) als Mittelwert der vorausgehenden 2 Jahre. Für Statistik vgl. Tab. 25.

	Koeffizient	SE	p-Wert
(Intercept)	-2.342	1.049	0.0256
klimatische Wasserbilanz (2-Jahres-Gleitmittel)	-3.994	1.144	0.0005
Meereshöhe (km)	-3.262	1.060	0.0021

Tab. 25: Regressionsergebnis für die Mortalität der Buchen (logistische Regression). Anzahl Beobachtungen (Flächen x Jahre) 2032, Anzahl Einzelbeobachtungen 131118, Anzahl abgestorbene Buchen 96.



Foto 2: Abgestorbene Fichte des K-Düngungsversuchs Wangen.

Bei den Fichten gab es mehr Faktoren, die zur Erklärung der Mortalität beitragen. So steigt die Gesamtmortalität um den Faktor 6.1, wenn die K-Konzentration in den Nadeln den Wert von 2.8 mg g^{-1} unterschreitet. Beträgt die Mg-Konzentration weniger als 0.8 mg g^{-1} , so steigt die Gesamtmortalität nochmals um einen Faktor 2.5. Wie bei der Buche wird die Absterberate durch trockene Verhältnisse in den Vorjahren gefördert, bei der Fichte sind die letzten drei Jahre am besten korreliert. Bester Indikator war das über die Frühjahrsmonate gemittelte Verhältnis zwischen aktueller und potentieller Evapotranspiration (Tab. 26). Die Nährstoffkonzentrationen sind stark mit der Stickstoffdeposition korreliert (Braun und Flückiger 2013). Werden sie aus dem Regressionsmodell weggelassen, lässt sich auch eine signifikante Interaktion zwischen Trockenheit und der Stickstoffdeposition nachweisen. Stickstoffdeposition verstärkt dann den Trockenheitseffekt, doch ist die Regression deutlich schlechter. Das weist darauf hin, dass die beobachtete Interaktion mit der Stickstoffdeposition durch ein Nährstoffungleichgewicht erklärt wird. Bei der Mortalität durch Borkenkäfer macht der Mangel an K und an Mg noch etwas mehr aus: die Mortalität steigt um die Faktoren 6.9 bzw. 3.5.

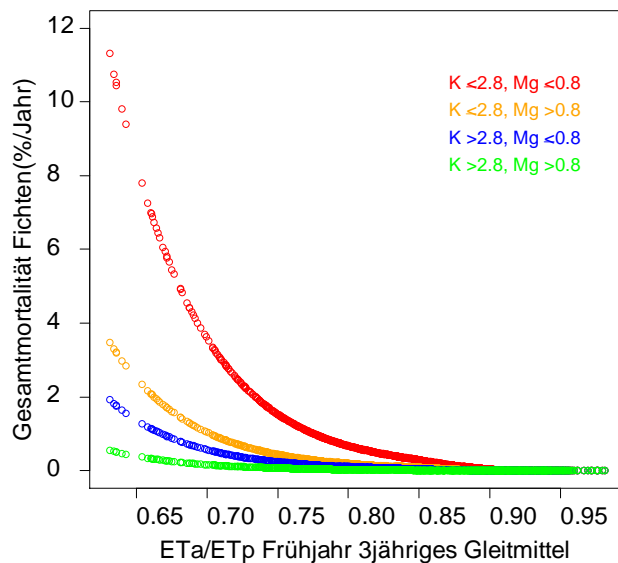


Abb. 107: Mortalität von Fichten in Beziehung zur Trockenheit und zur Konzentration von K und Mg in den Fichtennadeln. Für Statistik vgl. Tab. 26.

Die Bedeutung des Kaliums für die Mortalität der Fichte war schon in einem K-Düngeversuch (Wangen ZH) beobachtet worden. An diesem Standort war 2006 ein Düngeversuch mit Kaliumsulfat angelegt worden, nachdem in Voruntersuchungen ein extremer Kaliummangel bei den Fichten gefunden worden war. Die Düngung erhöhte die K-Konzentration in den Nadeln und die Harzkanaldichte (vgl. Flückiger und Braun 2009). Im Laufe der ersten Jahre starben zwei der acht nichtgedüngten Kontrollbäume (Foto 2), während von den acht gedüngten Fichten alle überlebten.

Eine Erhöhung der Mortalität von Amerikanischen Rotfichten (*Picea rubens*) durch Stickstoffgaben wurde auch von McNulty et al. (1996) im Experiment beobachtet. Bereits eine N-Behandlung von $22 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ während 6 Jahren war ausreichend für eine signifikante Zunahme. Parallel dazu fanden die Autoren Anzeichen von behandlungsbedingter Versauerung (verminderte Ca:Al-Verhältnisse in den Nadeln). Auch Magill et al. (2004) fanden eine erhöhte Mortalität von Amerikanischen Rotkiefern (*Pinus resinosa*) bei einer N-Düngung mit $50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (der tieferen von zwei N-Gaben), bei Laubbeständen (*Quercus velutina*, *Q. rubra*, *Betula lenta*, *Acer rubrum*, *Fagus grandifolia*, *Prunus serotina*) mit $150 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (der höheren N-Gabe). Die Unterschiede traten nach 11jähriger Behandlung auf.

	Parameter	Koeffizient	SE	p-Wert
Gesamt- mortalität	(Intercept)	7.796	1.777	0.000
	K in Nadeln gruppiert ($\leq 2.8, > 2.8$ mg g ⁻¹ TS)	-1.809	0.320	0.000
	Mg in Nadeln gruppiert ($\leq 0.8, > 0.8$ mg g ⁻¹ TS)	-0.921	0.166	0.000
	ETa/ETp Frühjahr 1 Jahr vorher	-6.401	0.954	0.000
	ETa/ETp Frühjahr 2 Jahre vorher	-3.922	1.036	0.000
	ETa/ETp Frühjahr 3 Jahre vorher	-4.385	1.130	0.000
Borken- käfer	(Intercept)	11.278	2.246	0.000
	K in Nadeln gruppiert ($\leq 2.8, > 2.8$ mg g ⁻¹ TS)	-1.928	0.341	0.000
	Mg in Nadeln gruppiert ($\leq 0.8, > 0.8$ mg/g)	-1.260	0.196	0.000
	ETa/ETp Frühjahr 1 Jahr vorher	-8.556	1.107	0.000
	ETa/ETp Frühjahr 2 Jahre vorher	-5.540	1.223	0.000
	ETa/ETp Frühjahr 3 Jahre vorher	-6.437	1.316	0.000

Tab. 26: Regressionsergebnis für die Gesamtmortalität bei Fichten (oben) bzw. die Mortalität durch Borkenkäfer (unten) (logistische Regression). Anzahl Beobachtungen seit 1987 (Flächen x Jahre) 1291, Anzahl Einzelbeobachtungen 84*693, Anzahl abgestorbene Fichten 395.

Aus den Koeffizienten in Tab. 25 und Tab. 26 errechnen sich folgende Gleichungen für die Schätzung der Mortalität:

Mortalität (% pro Jahr)

$$Mortalität_{Buchen}(\%) = 100 * \frac{e^{(-2.342 - 3.994 * KWBAVG2 - 0.00326 * HOEHE)}}{1 + e^{(-2.342 - 3.994 * KWBAVG2 - 0.00326 * HOEHE)}}$$

$$Mortalität_{Fichten}(\%) = 100 * \frac{e^{(5.761 - 15.15 * ETAETPFAVG3)}}{1 + e^{(5.761 - 15.15 * ETAETPFAVG3)}}$$

mit:

KWBAVG2: 2-Jahresmittel der klimatischen Wasserbilanz nach Spellmann, Minimum pro Vegetationsperiode (exponentialtransformiert)

HOEHE: Meereshöhe (m)

ETAETPFAVG3: 3-Jahresmittel des Frühjahrs-Evapotranspirationsverhältnisses

10.2.4 Übersicht über alle ausgewerteten Parameter

Abb. 108 fasst die aus den Koeffizienten geschätzten trockenheitsbedingten Veränderungen im Jahr 2003 für die Buche zusammen, Abb. 109 für die Fichte. Die Säulen sind gemäss dem AIC-Wert eingefärbt (je röter, umso besser war die Regression). Nichtsignifikante Regressionen sind durch leere Säulen gekennzeichnet. In der Regel bedeutet ein besseres Regressionsergebnis auch eine stärkere Schätzung der Veränderung, im Einzelfall gibt es jedoch auch Abweichungen davon.

Es gibt keinen eindeutig besten Trockenheitsindikator für alle Vitalitätsparameter. Gut schneiden Indikatoren der Wasserbilanz (Site Water Balance) beim Stammzuwachs und beim Triebwachstum ab, aber auch bei der Mortalität der Buche. Die Mortalität der Fichte ist am besten mit ETa/ETp im Frühjahr korreliert. Beim Stammzuwachs bringt eine multivariate Auswertung mit mehreren Trockenheitsindikatoren eine Verbesserung. Für eine quantitative Auswertung künftiger klimabedingter Risiken muss dies berücksichtigt werden.

Generell geringere Korrelationen mit Vitalitätsparametern zeigen die Indikatoren, die nur einzelne Wasserhaushaltsparameter des Bodens berücksichtigen, wie das Wassersättigungsdefizit, die relative Bodenfeuchte und das Wasserpotential über die obersten 40 oder 60 cm des Bodens. Diese sind z.T. nicht signifikant mit den geprüften Vitalitätsparametern korreliert. Die beiden ETa/ETp-Indikatoren von Meteotest (ET nach Romanenko und Shuttleworth) schneiden ebenfalls schlecht ab. Der Unterschied zu den anderen getesteten ET-Indikatoren liegt in der Berechnung der Evapotranspiration, denn die zugrundeliegenden Klimadaten sind identisch. Niederschlag allein ist ebenfalls ein schlechter Indikator, ist aber in der multivariaten Auswertung des Stammzuwachses der Buchen als signifikanter Prädiktor enthalten.

Ökologisch relevant sind vor allem die Auswertungen von Stammzuwachs und Mortalität, da quantitative Schätzungen für die Extrapolation der Ergebnisse in die Zukunft mit Klimaszenarien gefragt sind. Triebwachstum ist ein guter Indikator, weil er messbare Daten in jährlicher Auflösung liefert, ist aber forstlich von geringerer Bedeutung. Von geringer Relevanz ist die Kronenverlichtung, die mit den meisten Indikatoren gleich gut oder schlecht geschätzt wird. Die meisten Indikatoren schätzen die trockenheitsbedingte Veränderung der Kronenverlichtung im Jahr 2003 um ca. 5-7%.

Fagus sylvatica

% Veränderung 2003 gegenüber 1981-2012

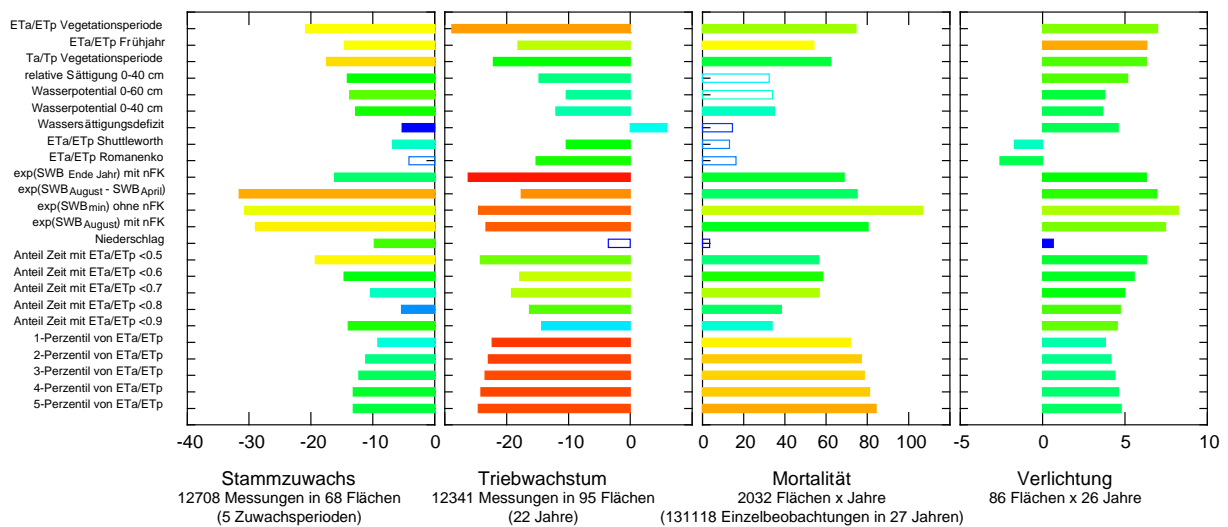


Abb. 108: Vergleich der verschiedenen Trockenheitsindikatoren für die vier getesteten Vitalitätsparameter bei Buchen. Angegeben ist die trockenheitsbedingte Veränderung im Jahr 2003 im Vergleich zur gesamten Beobachtungsperiode. Rot sind die Säulen mit tiefem AIC (gute Regression) und blau diejenigen mit hohem AIC (schlechte Regression). Wenn die Säule nicht ausgefüllt ist, war die entsprechende Regression nicht signifikant.

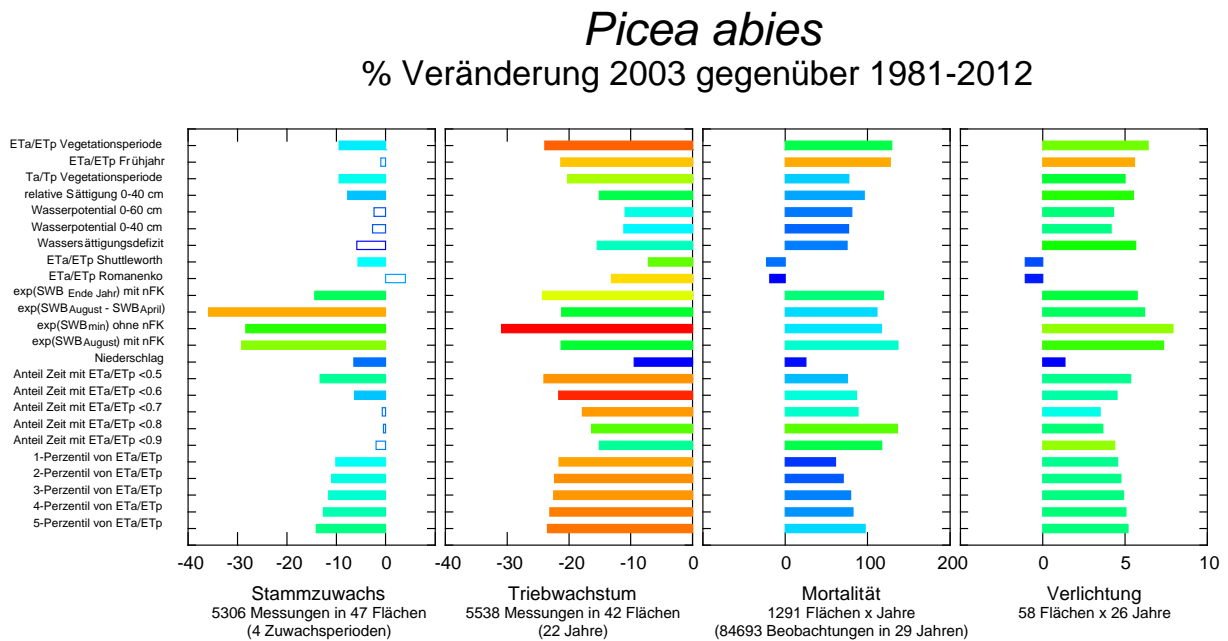


Abb. 109: Vergleich der verschiedenen Trockenheitsindikatoren für die vier getesteten Vitalitätsparameter bei Fichten. Angegeben ist die trockenheitsbedingte Veränderung im Jahr 2003 im Vergleich zur gesamten Beobachtungsperiode. Rot sind die Säulen mit tiefem AIC (gute Regression) und blau diejenigen mit hohem AIC (schlechte Regression). Wenn die Säule nicht ausgefüllt ist, war die entsprechende Regression nicht signifikant.

Aufgrund der multivariaten Regression wird geschätzt, dass 2003 in den Beobachtungsflächen der Stammzuwachs bei Buchen um 29% und bei den Fichten um 36% vermindert war. Diese Schätzwerte sind vergleichbar mit denjenigen von Ciais et al. (2005), die zum Schluss kamen, dass der Verlust der Bruttoprümarproduktion für das Jahr 2003 europaweit etwa 30% betrug.

11 Ozonrisiko

Ozon ist für Pflanzen stark giftig. Im Rahmen der Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung (UNECE) wurden in den 1990er Jahren Grenzwerte (Critical Levels) festgelegt, die auf der Überschreitung eines Schwellenwertes von 40 ppb Ozon beruhen (AOT40, Fuhrer und Achermann 1994, UNECE 2010a). Für eine schädliche Wirkung muss Ozon jedoch über die Spaltöffnungen aufgenommen werden (Reich 1987). Emberson et al. (2000) und Büker et al. (2007) entwickelten deshalb das DO3SE-Modell¹, um diese Ozonaufnahme zu berechnen. Nach der Bestimmung der Modellparameter für die einzelnen Baumarten (UNECE 2010a, Braun et al. 2010) wurde eine neue Dosis-Wirkungskurve auf der Grundlage der Daten der alten Begasungsexperimente mit Keimlingen oder Jungpflanzen erstellt. Dies war Voraussetzung für eine Festlegung neuer flussbasierter Ozon-Grenzwerte, die am Workshop des ICP Vegetation in Tervuren, Belgien, (2010) erfolgte (Tab. 27). Allerdings ist anzumerken, dass der flussbasierte Ozon-Grenzwert nur bei den Laubbäumen eine Verbesserung der Dosis-Wirkungskurve im Vergleich zum AOT40 bringt (Abb. 110). Bei Fichte ist die Erhöhung des R^2 marginal (Abb. 111), d.h. das Flusskonzept bringt mit der jetzigen Parametrisierung keine Verbesserung. Die Funktionen für die Ozonflux-Berechnung sind für Buchen und Fichten unterschiedlich, deshalb sind die Daten nachstehend immer für zwei Baumarten dargestellt. Für detailliertere Informationen sei auf die Arbeit von Braun et al. (2014) verwiesen.

Baumart	Buche und Birke	Fichte
Parameter	Gesamtbiomasse	Gesamtbiomasse
% Wachstumsreduktion pro Jahr beim Critical Level (Grenzwert)	4% (jährlich)	2% (jährlich)
Critical Level (POD1, $\text{mmol m}^{-2} \text{a}^{-1}$)	4	8

Tab. 27: Critical Levels (Grenzwerte) für die Ozonaufnahme von Waldbäumen (Critical ozone flux, UNECE 2010a) und Wachstumsreduktionen beim Critical Level

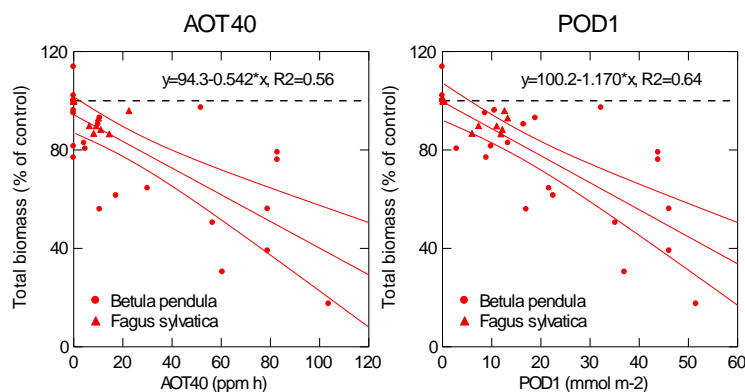


Abb. 110: Dosis-Wirkungskurve für Ozonbegasungsexperimente mit *Betula* und *Fagus*. Links: Beziehung mit AOT40, rechts: Ozonaufnahme gemäss Mapping Manual des ICP Modelling & Mapping (UNECE 2010a) und Schwellenwert 1 (POD1).

¹ (<http://sei-international.org/do3se>)

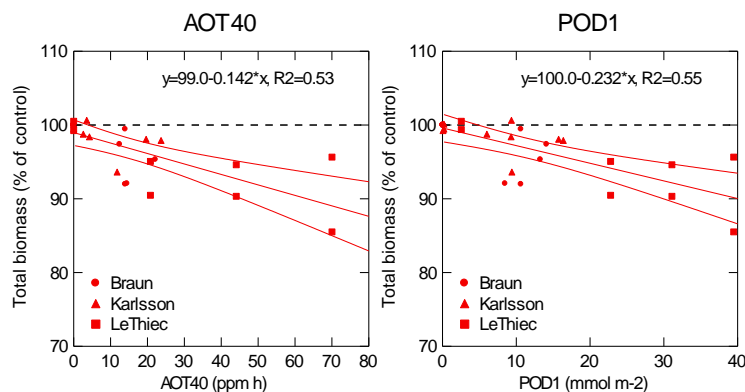


Abb. 111: Dosis-Wirkungskurve für Ozonbegasungsexperimente mit *Picea abies*. Links: Beziehung mit AOT40, rechts: Ozonaufnahme gemäss Mapping Manual (UNECE 2010a) und Schwellenwert 1 (POD1).

Der POD1 für Buchen und für Fichten wurde sowohl für eigene Messstationen berechnet (Schönenbuch, Muri, Zugerberg, Wengernalp, Sciss und Sagno; Abb. 112- Abb. 113) als auch für 33 weitere ländliche Stationen, die vom BAFU oder kantonalen Lufthygienefachstellen betrieben werden. Die berechneten Jahreswerte wurden von Meteotest verwendet, um schweizweite Ozonfluxkarten zu erstellen (Abb. 114, Abb. 115). Der modellierte mittlere Ozonfluss für Buchen in den Laubwaldflächen betrug über die Vegetationsperiode 17.7 und für Fichten in den Nadelwaldflächen über das Jahr 27.3 mmol m⁻² a⁻¹ für den Zeitraum 1991-2011. Diese modellierten jährlichen Flusswerte wurden für eine epidemiologische Auswertung der Stammzuwachsdaten von Buchen und Fichten verwendet.

Der Ozonflux war mit dem Stammwachstum von Buchen deutlich, mit jenem von Fichten praktisch nicht korreliert. Aufgrund der Regressionsergebnisse (Tab. 28) wurde eine Wachstumsreduktion berechnet und mit der experimentell ermittelten Dosis-Wirkungskurve verglichen (Tab. 29). Bei der Buche ist die Übereinstimmung ausgezeichnet. Bei den Fichten sind die Regressionen nicht signifikant und die Variation zwischen den verschiedenen Modellen war grösser. Trotzdem liegt das Ergebnis nahe beim aus der Dosis-Wirkungskurve erwarteten Wert. Das heisst, dass die Dosis-Wirkungskurve aus den Experimenten mit jungen Bäumen für beide Baumarten verwendet werden kann, um Wachstumsreduktionen für den Wald abzuschätzen. Ergebnisse dazu sind in Tab. 29 wiedergegeben: der mittlere Ozonflux für Laubwaldflächen von 17.7 mmol m⁻² resultiert in einer geschätzten jährlichen Wachstumsreduktion von 19.5%, der mittlere Ozonflux für Nadelwaldflächen in einer Wachstumsreduktion von 6.6%. Gewichtet man alle Waldflächen gemäss ihrem Mischungsgrad von Koniferen und Laubholz und führt man die Berechnungen mit den Dosis-Wirkungskurven für Fichten und Buchen durch, so erhält man eine gesamtschweizerische Schätzung der Wachstumsreduktion durch Ozon von 11.0%. In Abb. 116 ist die räumliche Verteilung der Wachstumsreduktion durch Ozon in der Schweiz für die Zeitperiode 1991-2011 dargestellt. Diese Zahlen legen nahe, dass Ozon das Waldwachstum erheblich vermindert. Sie sind auch in Übereinstimmung mit den Ozoneffekten, die in Experimenten mit grösseren Bäumen beobachtet wurden (Karnosky et al. 2007, Matyssek et al. 2010). In Skandinavien fanden Karlsson et al. (2006) mit einer epidemiologischen Auswertung ebenfalls Wachstumsreduktionen bei Fichten.

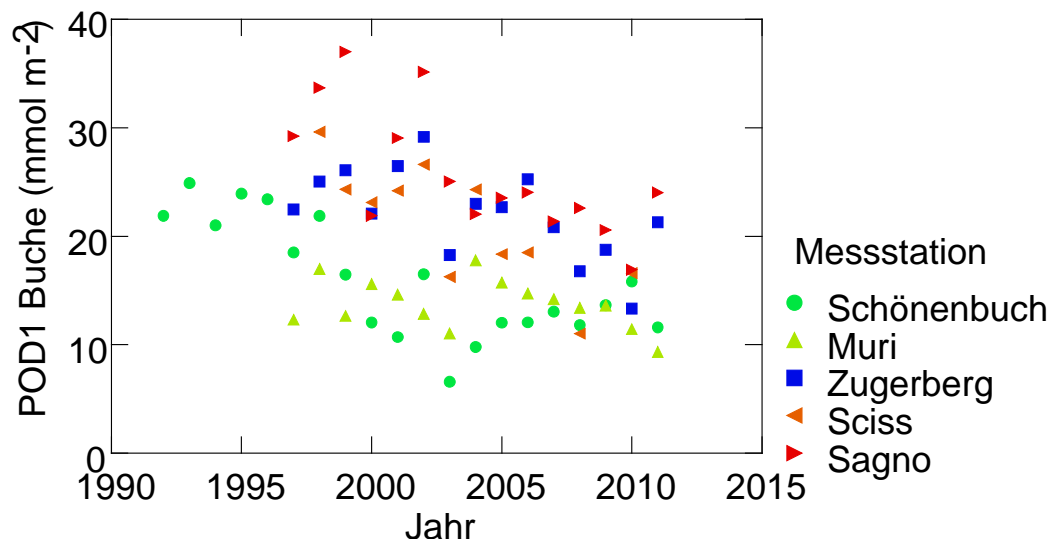


Abb. 112: Zeitlicher Verlauf der jährlichen Ozonaufnahme für Buchen für die vom IAP betriebenen Messstationen.

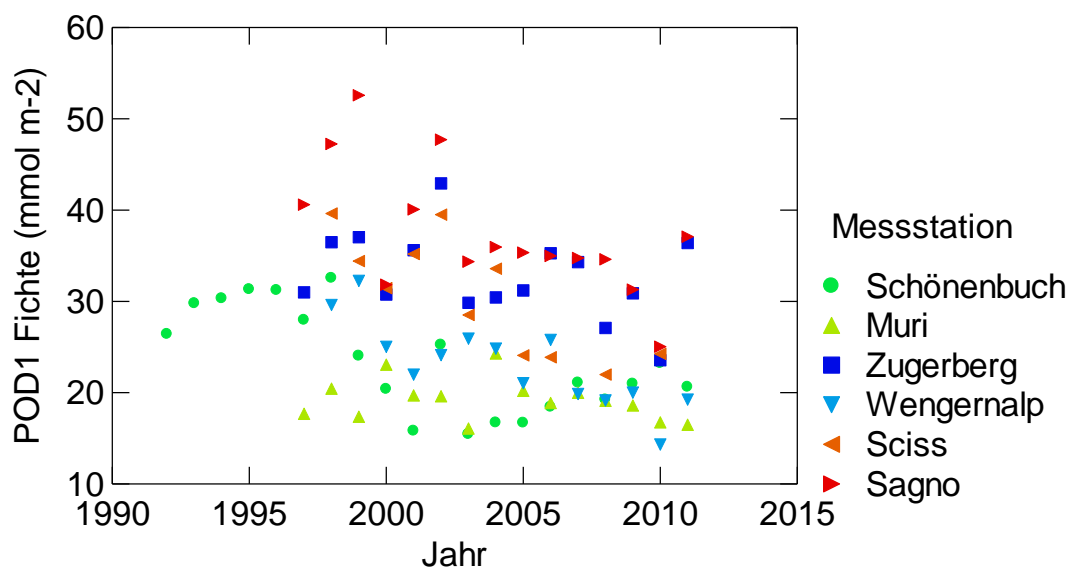


Abb. 113: Zeitlicher Verlauf der jährlichen Ozonaufnahme für Fichten für die vom IAP betriebenen Messstationen.

	Buchen			Fichten		
	Koeff	SE	p-Wert	Koeff	SE	p-Wert
Intercept	0.020	0.155	0.273	0.062	0.428	0.695
ETa/ETp Frühjahr	1.534	0.146	<.001			
ETa/ETp				1.498	0.391	<0.001
POD1	-0.287	0.066	<.001	-0.278	0.178	0.118

Tab. 28: Regressionsergebnisse über Stammzuwachs von Buchen und Fichten in Beziehung zu Trockenheit und Ozon (relativ zum Mittelwert über die Auswerteperiode). Das Verhältnis aktuelle/potentielle Evapotranspiration wurde bei den Buchen über die ersten 85 Tage der Vegetationsperiode gerechnet (5 Tage vor und 80 Tage nach Blattaustrieb), das Bodenwasserpotential bei den Fichten über das ganze Jahr (0-60 cm Tiefe).

	Buchen		Fichten	
		C.I.		C.I.
Critical Level für Ozon ($\text{mmol m}^{-2} \text{a}^{-1}$)	4		8	
Wachstumsreduktion (%) beim Critical Level auf der Basis von Ozonbegasungsexperimenten	4.4		1.9	
Wachstumsreduktion (%) beim Critical Level auf der Basis von epidemiologischen Untersuchungen	4.3	± 1.9	4.2	± 7.1
	Laubwald		Nadelwald	
mittlerer Ozonflux für Waldflächen ($\text{mmol m}^{-2} \text{a}^{-1}$) für den Zeitraum 1991-2011	17.7		27.3	
geschätzte jährliche Wachstumsreduktion (%)	19.5		6.6	
gewichtetes Mittel der Wachstumsreduktion (%)	11.0			

Tab. 29: Vergleich der mit epidemiologischen Berechnungen erhaltenen jährlichen Wachstumsreduktionen mit den aus der Dosis-Wirkungskurve von Ozonbegasungsexperimenten erwarteten Wachstumsreduktionen beim Critical Level und Hochrechnung auf die Waldflächen in der Schweiz gemäss Abb. 114 und Abb. 115. Die angegebenen Streuungen sind 95%-Vertrauensintervalle.

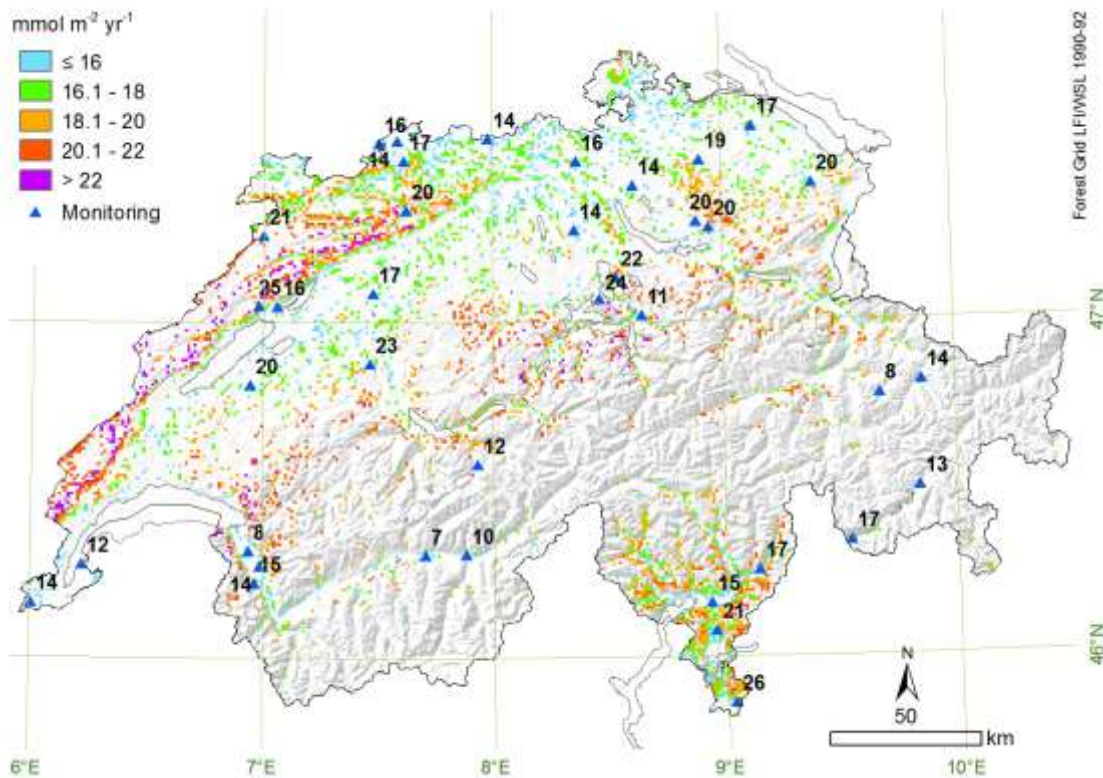


Abb. 114: Verteilung der Ozonaufnahme von Buchen (POD1) in Schweizer Waldflächen mit einem Laubanteil von mindestens 10% (Mittelwert 1991-2011). Der Critical Level für Birke und Buche beträgt $4 \text{ mmol m}^{-2} \text{a}^{-1}$.

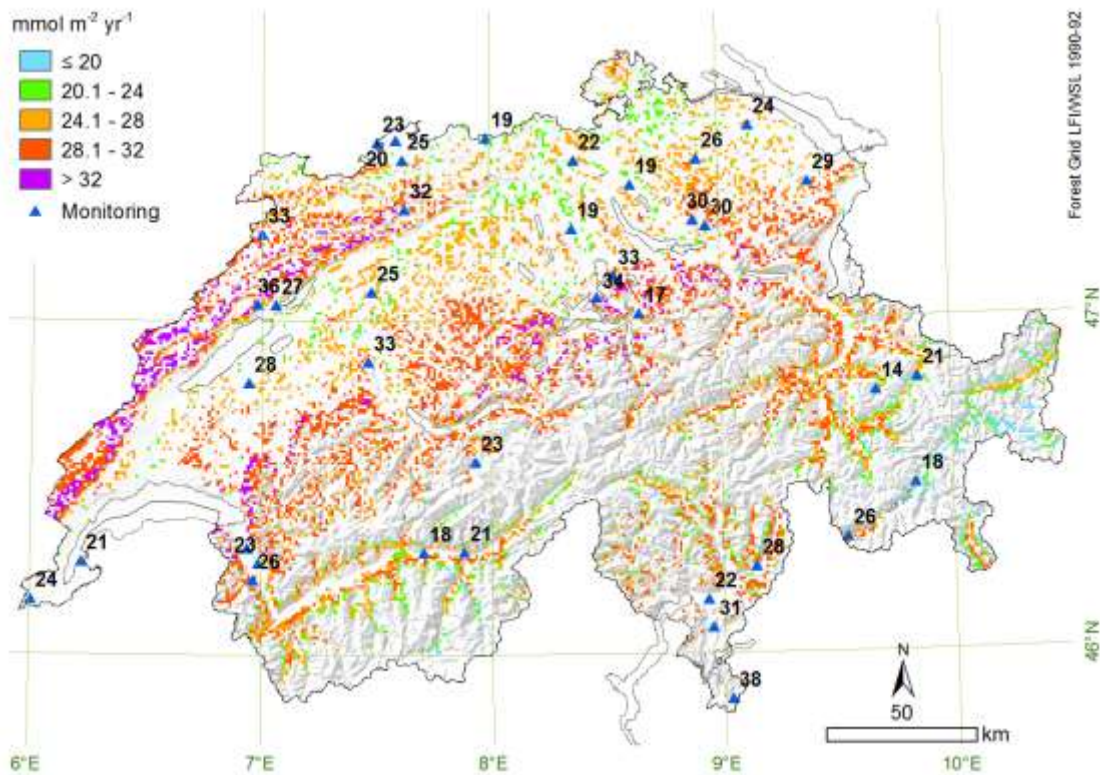


Abb. 115: Verteilung der Ozonaufnahme von Fichten (POD1) in Schweizer Waldflächen mit einem Nadelholzanteil von mindestens 10% (Mittelwert 1991-2011). Der Critical Level für Fichte beträgt 8 mmol m⁻² a⁻¹.

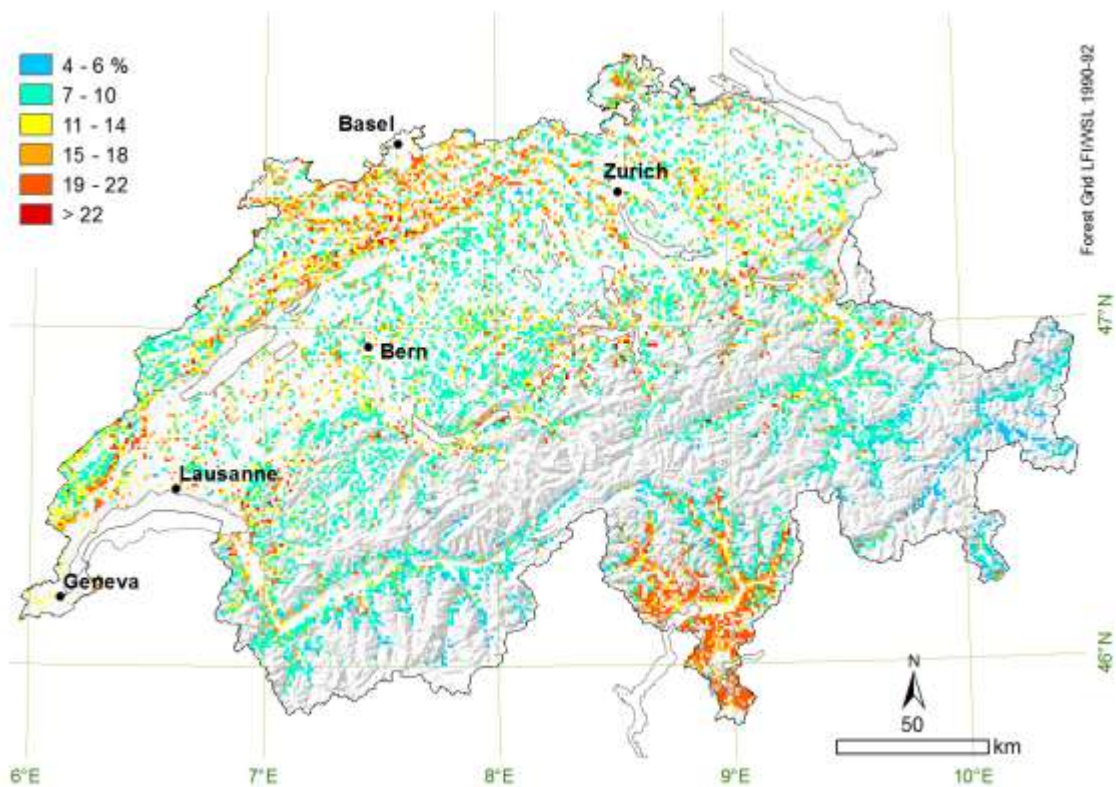


Abb. 116: Karte der Wachstumsreduktion durch Ozon für die Zeitperiode 1991-2011. Mischbestände wurden nach dem Anteil Laubwald und Nadelwald gewichtet berechnet.

12 Verknüpfung der genannten Risiken unter Einbeziehung der Überschreitung der Critical Loads für Stickstoff und der Critical Levels für Ozon

Die in diesem Bericht beschriebenen Standortfaktoren und potenziellen Risiken für den Wald sind in verschiedener Hinsicht miteinander verknüpft. An einem Standort können sich die einzelnen Wirkungen gegenseitig verstärken oder abschwächen. Daher ist eine integrative Bewertung aller relevanten natürlichen und anthropogen bedingten Einflussfaktoren am Standort wichtig.

Die **Bodenversauerung** hat eine verminderte Durchwurzelungstiefe zur Folge. Dies ist schon lange aus dem Vergleich der Durchwurzelung in verschiedenen Bodentypen bekannt (Meyer 1967). Puhe (1994) konnte dies durch die Analyse von Fichtenwurzelsystemen in physikalisch ähnlichen Böden mit unterschiedlicher Basensättigung belegen. In den Bodenprofilen der kantonalen Waldbeobachtungsflächen zeigte sich, dass in gut durchlüfteten Böden mit einer Basensättigung $\leq 20\%$ im Wurzelraum (40 cm) die mittlere Durchwurzelungstiefe 81 cm betrug, in solchen mit einer Basensättigung $> 20\%$ 108 cm (Braun et al. 2005). Eine verminderte Durchwurzelungstiefe führt zu einem verminderten effektiv ausschöpfbaren Wurzelraum für Wasser und Nährstoffe, in der Folge werden Trockenheitsperioden schlechter überstanden und Nährstoffrecycling und Standfestigkeit der Bäume sind vermindert. Vor allem letzteres wurde nach dem Sturm Lothar 1999 in den Flächen des Interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramms deutlich: auf basenarmen Böden (über die obersten 40 cm gemittelte Basensättigung $\leq 40\%$) war der Anteil mit dem Wurzelballen geworfener Bäume um das Vierfache erhöht (Braun et al. 2003). Mayer et al. (2005) konnten diesen Befund später auf Level I-Flächen des ICP Forests bestätigen. Bisherige Erfahrungen im Rahmen des Interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramms zeigen, dass erhöhte Windwurfempfindlichkeit eine der forstlich wichtigsten Folgen der Bodenversauerung ist.

Die Bodenversauerung hat auch Folgen für den zukünftigen Waldbau bei veränderten klimatischen Bedingungen. Viele Baumarten, die als trockenheitstolerant gelten und deshalb gefördert werden sollten, erfordern eine hohe Basensättigung im Wurzelraum. Darunter sind Hagebuche, Eiche, Linde, Ulme, Kirsche, Pappel, Nussbaum, Esche, Ahorn, Mehlbeere, Speierling und Elsbeere (Roloff und Grundmann 2008). Somit beeinträchtigen Bodenversauerung und Nährstoffverarmung die waldbaulichen Möglichkeiten zur Minderung des Trockenheitsrisikos.

Stickstoffeinträge stellen heute den grössten Anteil an den versauernden Einträgen. Zudem kann eine erhöhte Stickstoffversorgung der Bäume ihre Trockenheitsempfindlichkeit erhöhen, wie dies an jungen Buchen gezeigt werden konnte (Flückiger und Braun 2011) und die Mortalitätsdaten aus den Fichtenbeobachtungsflächen nahelegen. Vermutlich ist die Regulierung des Wasserflusses gestört, als Folge der durch Stickstoff verursachten Nährstoffungleichgewichte. Aber auch die Beeinträchtigung der Mykorrhizen durch Stickstoff (geringere Anzahl, weniger Arten) (Rühling und Tyler 1991, Wallenda und Kottke 1998, Nilsson et al. 2007) kann sich auf die Wasserversorgung der Bäume auswirken, da diese bei der Wasseraufnahme eine wichtige Rolle spielen. Zurzeit noch unklar ist, ob durch ein Überangebot von Stickstoff auch die Kavitationsempfindlichkeit von Bäumen erhöht wird (u.a. Harvey und van den Driessche 1999). Die zugrunde liegenden Mechanismen können in einer veränderten Gefässmorphologie liegen, aber auch in einer Beeinflussung der Wiederbefüllung luftgefüllter Gefässe mit Wasser. Letzteres ist ein aktiver, energieverbrauchender Prozess (Bloemen et al. 2013), womit er wiederum durch Nährstoffungleichgewichte beeinflusst würde. Untersuchungen hierzu werden derzeit durchgeführt.

Ozon schädigt die Zellen und beeinträchtigt wichtige physiologische Prozesse. Erhöhte Ozonkonzentrationen in der Luft entstehen aus Stickoxiden (NO_x) und flüchtigen organischen Verbindungen (VOC) unter Einfluss von Sonnenlicht. In den letzten Jahren gingen die Spitzenkonzentrationen in der Luft zurück, doch stieg die Hintergrundbelastung an. Ozon wird über die Spaltöffnungen aufgenommen. Da diese sowohl bei niedriger Luftfeuchtigkeit als auch bei Bodentrockenheit schliessen, um Wasserverluste zu reduzieren, sollte Wassermangel das Risiko durch erhöhte Ozonkonzentrationen vermindern. Es ist jedoch nicht klar, ob dies auch zu einer entsprechend geringeren Schädigung führt, da Trockenheit auch die Fähigkeit zur Entgiftung von Ozon vermindern kann. Zudem zeigten mehrere Untersuchungen, dass hohe Ozonkonzentrationen die Schliessung der Spaltöffnungen behindern können (Pearson und Mansfield 1993, Maier-Maercker und Koch 1991, Paoletti 2005, Wilkinson und Davies 2011). Dies ist in fast der Hälfte der über Bäume publizierten Studien der Fall (Mills et al. 2013). Geöffnete Spaltöffnungen erhöhen die Gefahr des Wasserverlustes bei Ozonbelastung. Die meisten dieser Untersuchungen wurden zwar im Labor durchgeführt. McLaughlin (2007a, 2007b) konnten jedoch mit Stammflussmessungen an einer Reihe von amerikanischen Laubbaumarten sowie mit hydrologischen Berechnungen in einem Wassereinzugsgebiet zeigen, dass der Wasserverbrauch ganzer Bestände unter Ozoneinwirkung anstieg. Es ist sogar möglich, dass eine chronische Ozonexposition die Reaktionsfähigkeit der Spaltöffnungen gegenüber Temperatur, Strahlung und Feuchte generell vermindert, wie dies für eine Krautpflanzenart (*Ranunculus acris*) gezeigt werden konnte (Wagg et al. 2013).

Erhöhte Ozonkonzentrationen sind daher in mehrerer Hinsicht potenziell schädigend für Waldbäume und müssen bei der Beurteilung von am Standort wirksamen Einflussfaktoren berücksichtigt werden. Die eigenen Untersuchungen schätzen für die Zeitperiode 1991-2011 eine Wachstumsreduktion durch Ozon im Schweizer Wald von 11%.

Bei einer gleichzeitigen Einwirkung von Ozon und erhöhten Stickstoffeinträgen können Wechselwirkungen stattfinden, aber die Interaktionen sind z.T. widersprüchlich. Oft wird beobachtet, dass N-Gaben die Wirkung von Ozon auf Wachstum und Photosynthese vermindern (Thomas et al. 2005, Handley und Grulke 2008). Diese Effekte können additiv (Watanabe et al. 2007) oder antagonistisch sein, wie dies z.B. Thomas et al. (2002, 2005) anhand der Stärkekonzentration in Buchenwurzeln zeigen konnten. Es gibt allerdings auch Studien, die eine Verstärkung der Ozoneffekte auf das Wachstum durch Stickstoff beobachteten (Yamaguchi et al. 2007). Polle (1998) fand, dass N-Limitierung die Konzentration von Antioxidantien und damit die Entgiftungskapazität von Ozon in Birken erhöhte. In einer Feldstudie in Kalifornien kamen Eatough Jones et al. (2004) zum Schluss, dass Ozon und Stickstoffdeposition den Borkenkäferbefall von Föhren erhöhten und sich in dieser Wirkung gegenseitig verstärkten.

Ca-Mangel, wie er als Folge von Bodenversauerung auftreten kann, wirkt ähnlich wie Ozon als oxidativer Stress und erhöht die Aktivität antioxidativer Enzyme (St.Clair et al. 2005). Ozon und Ca-Mangel können sich dabei additiv auswirken (Schaberg, pers. comm.).

Klimaszenarien gehen davon aus, dass die Bedeutung der **Trockenheit** in Zukunft zunehmen wird (Occc 2008). Der Sommer 2003 führte europaweit zu einer Wachstumsreduktion im Wald von ca. 30% (Ciais et al. 2005). Diese Zahl stimmt recht gut überein mit der in der vorliegenden Studie geschätzten Reduktion des Stammzuwachses von 29% bei der Buche und 36% bei der Fichte.

Da die Wasserversorgung der Bäume über die Wurzeln stattfindet, wirken sich alle Prozesse, die die Wurzelentwicklung beeinflussen, auf die Trockenheitsempfindlichkeit aus. Bodenversauerung, vor allem durch Stickstoffeinträge, und Eutrophierung sind damit Faktoren, die die Widerstandsfähigkeit gegenüber Trockenheit beeinflussen. Auf pflanzenphysiologischer Ebene wirkt sich Trockenheit vor allem durch Versagen des hydraulischen Systems aus, das durch die Kavitationsempfindlichkeit bestimmt wird. Deren Bedeutung für die Trockenheitsempfindlichkeit wurde in jüngster Zeit in mehreren Arbeiten hervorgehoben (Meinzer et al. 2010, Engelbrecht 2012, Nardini et al. 2013). Sie kann möglicherweise durch Stickstoff erhöht werden (Harvey und van den Driessche 1999). Die Mortalität von Waldbäumen infolge Trockenheit ist jedoch meist eine Folge des durch Trockenheit begünstigten Befalls mit Parasiten. Diese werden zusätzlich gefördert durch zu hohe Stickstoffeinträge, da einseitig ernährte Bäume weniger resistent gegenüber Schädlingen sind (Flückiger und Braun 1998). „Mortalität durch Trockenheit“ ist daher das Ergebnis vieler gleichzeitig am Standort wirkender Einflüsse, deren Gewichtung im Einzelfall sehr unterschiedlich sein kann.

13 Schlussfolgerung und Ausblick

Im Projekt „Erfassung und Behandlung gefährdeter Waldstandorte“ wurde versucht, die wichtigsten Einflussfaktoren auf die Waldgesundheit zu erfassen und zu beschreiben, ihre Bedeutung zu quantifizieren und sie flächenhaft darzustellen. Ein wichtiges Element der Waldgesundheit, bzw. der potenziellen Gefährdung, ist ein ausreichendes Nährstoffangebot. Für Schweizer Wälder gibt es jedoch keine flächenhaften Karten über Vorrat und Verfügbarkeit von Nährstoffen im Hauptwurzelraum. Es wurde daher eine Methode entwickelt, mit der der Praktiker diese verlässlich einschätzen kann. Hierdurch werden Entscheidungen über die Ernteverfahren ermöglicht.

Es stehen nun Karten der Basensättigung im Hauptwurzelraum auf unterschiedlicher Massstabebene zur Verfügung. Die schweizweite Karte im Massstab 1:500'000 dient dem groben Überblick. Auf kantonaler Ebene konnte die Standortkartierung genutzt werden, um feiner aufgelöste Karten (1:5'000) zu erstellen. So ist es möglich, auf der Ebene waldbaulicher Entscheidungen die Nährstoffsituation einzuschätzen und Baumartenwahl sowie die Wahl des Ernteverfahrens entsprechend anzupassen.

Auf der Grundlage von Vegetation, Topographie, Niederschlag, Säureeintrag, Geologie, Lithologie, der Bodeneignungskarte sowie eigener Daten zu den Nährstoffgehalten von Bäumen und Böden aus der Interkantonalen Walddauerbeobachtung wurde dann ein Verfahren entwickelt, mit dem der Nährstoffentzug und die Nachhaltigkeit der Erntemethode berechnet werden kann. Die Risiken, durch unsachgemässe Holzernte die Nachhaltigkeit der Produktion zu gefährden, können nun standorts- und bestandesgenau abgeschätzt werden. Damit sind datengestützte Empfehlungen für eine nachhaltige Waldbewirtschaftung möglich. Diese dienen dem Schutz und der Nutzung der Wälder.

Die potenziellen Risiken durch die langandauernden Einträge versauernder und eutrophierender Verbindungen (u.a. oxidierte und reduzierte Stickstoffverbindungen), hohe Ozonbelastung und zunehmende Trockenheit wurden beschrieben und quantifiziert. Die Ermittlung von Interaktionseffekten wurde möglich durch die Auswertung der langjährigen Monitoring-Zeitreihen zu Wachstum und Ernährung, zusammen mit der Deposition und mit Klimaparametern.

Es stehen nun Instrumente und Datengrundlagen bereit, um die Risiken zu beschreiben und sachgerechte Handlungsempfehlungen zu entwickeln. Die Untersuchungen zeigen aber auch die häufigsten „Problemkombinationen“ auf. Dies sind z.B. hohe Stickstoffeinträge auf trockenen Standorten, auf basenarmen Standorten und/oder beides kombiniert mit hoher Ozonbelastung. Für diese häufig vorkommenden Kombinationen sollten gezielte Handlungsanweisungen entwickelt werden. Weiterhin sind die Kenntnisse darüber eine Grundlage zur Entwicklung gezielter Revitalisierungsversuche. So ist z.B. der Kreislauf von Phosphor zu verbessern, der durch Vollbaumernte gefährdet ist. Durch Minderung von Stickstoffeinträgen kann zudem die Aufnahme von Phosphor verbessert werden.

Über einige Interaktionswirkungen verschiedener hier genannter Belastungsfaktoren ist zum Teil noch zu wenig bekannt. Dies betrifft den Einfluss von Stickstoffeinträgen auf die Kavitationsempfindlichkeit oder die Kombination von Bodenversauerung und Trockenheit. Die Ursachen des festgestellten Phosphormangels sind z.T. unbekannt, ebenso die Auswirkungen des P-Mangels auf physiologische Prozesse und die Widerstandsfähigkeit der Bäume gegenüber Trockenheit und Ozonbelastung.

14 Simulating the effects of whole tree harvesting and ash recycling on forest sustainability

Salim Belyazid and Sabine Braun

The dynamic forest ecosystem model ForSAFE-Veg was applied to six intensively monitored sites in Switzerland to investigate the effects of different harvest intensities and ash recycling on the forest sustainability under a scenario of climate change. The intensive monitoring data provided the ground for substantial model improvements, and model performance proved satisfactory at the sites. The study shows that whole tree harvesting may compromise soil recovery from acidification, potentially lead to nutrient imbalances in tree canopies on poor sites, and also possibly lower the carbon storage in soils. Ash recycling can counter the negative effects of whole tree harvesting on soil alkalinity, but not soil carbon sequestration. Over the next 100 years, whole tree harvesting aggravates the deficit in base cations budgets even at sites where the budget is not negative under stem only harvest. One site with very high weathering rates did not respond negatively to whole tree harvesting.

14.1 Background

IAP has reported a possible connection between the risk of windthrow and the soil base saturation (BS) (Braun et al. 2003). The results from IAP demonstrate how the frequency/intensity of windthrow increases in sites with low BS, pointing to that the vulnerability of mature forest sites to windthrow increases with the loss of BS and the overall sustainability of these sites declines.

In light of the increasing demand for bioenergy production, forests can provide an important source of biofuel, for example in the form of harvest residues. Stem wood is relatively poor in nutrients, in contrast to branches and foliage (Kreutzer 1979, Jacobsen et al. 2003, Braun et al. 2009). Thus, the harvest of tree tops, which were previously left on the site, contributes negatively to the base cation balance and thereby can lead to a loss of BS. This loss can possibly be remedied through the recycling of ashes resulting from the burning of biofuel (von Wilpert und Zirlewagen 2008).

14.2 Aims

The aim of the current modelling exercise is to carry out a set of simulations on specific forest sites in Switzerland in order to investigate the effects of different harvesting methods and ash recycling on the sustainability of these forest sites. The simulations will look at the responses of different managed forest ecosystems to whole tree harvesting and to ash recycling. BS and the composition of the ground vegetation will be the main indicators of response, but the simulations will also present other indicators such as soil solution pH, tree biomass and soil nitrogen.

The simulations take into account the effects of future climatic changes occurring over the coming 90-100 years. The studied sites are part of the network of intensively monitored stands managed by IAP.

14.3 Sites

Six sites (Table 1) have been selected.

Table 1: Six managed forest sites are selected for the site specific modelling

	Lurengo	Frienisberg	Aeschau	Bachtel	Wengernalp	Olsberg
Site code	2175-98/114	2038-84	2085-94	2190-48	2106-92	2084-32
Altitude (m)	1600	725	940	1030	1870	380
Dominant tree	Spruce*	Spruce/Beech	Spruce/Fir/Beech	Spruce*	Spruce	Beech
Average temperature (°C) ¹	5.0	8.4	7.4	6.9	2.7	9.9
Average precipitation (mm/yr)	1658	1248	1522	1505	1242	980

¹ Average of the time period 1981-2008

14.4 Model improvements

Improvements to specific model processes and parameterisation have been carried out within the project to resolve some of the previous limitations of the model. The following processes have been revised:

- Plant water use and soil hydrology
- Canopy growth and regeneration
- Tree tissue nutrition

14.5 Plant water use and soil hydrology

Discrepancies between the modelled levels of Cl^- and SO_4^{2-} in soil solution have led us to assume that there may have been errors in the hydrology of the model. The attention was put on two processes controlling soil moisture contents, namely tree water use and moisture retention in the soil during evapotranspiration.

The use of water by trees is expressed in the water use efficiency (WUE) of the trees, which dictates how much water is transpired for each gram of CO_2 that is taken up by the canopy. WUE is used in the following equation to estimate the total potential evapotranspiration (PotEvap) of the canopy:

$$\text{PotEvap} = \text{GrossPhotosynthesis} * \text{VPD} / \text{WUE}$$

GrossPhotosynthesis is the total potential photosynthesis of the canopy in ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$) assuming no water limitation, and VPD is the vapour pressure difference in kPa and is a function of the average and minimum air temperatures (in °K) (Murray, 1967).

The water use efficiency was previously estimated at 10.9 (fraction of VPD) (Aber et al. 1995). However, this value led the model to produce unnaturally elevated biomass levels indicating no eventual water limitation, as well as too low concentrations of trace elements (Cl^- in particular) indicating too high levels of water moisture contents. The value was lowered to 2.725 (1/4 of the original value above), based on data provided by the IAP. The new WUE constant proves much more realistic, and was adopted for other applications of the model successfully (regional Swedish simulations and multi-site Swiss simulations).

On the soil hydrology parameterization part, a limit for evapotranspiration (LEvap) was reinstated in the model after having been simplified away to reduce input requirements. The LEvap puts a break on the ability of plants to take up water before the soil moisture content reaches the wilting point (Sandén und Warfvinge 1992). The LEvap is derived from the field capacity of the soil (FC), the wilting point, and the texture of the soil. Different limits between soil moisture deficit values and LEvap were derived empirically for various texture classes

based on desorption curves of Swiss soils described by Richard et al. 1978, Richard et al. 1981, Richard und Lüscher 1983, Richard und Lüscher 1987. The LEvap values were generalised to the ForSAFE database based on the tests from this study, and are derived as according to the following algorithm (Dani Kurz, EKG GeoScience, Bern, personal communication):

```

if soil sand content >50 then
    LEvap = WP+0.85*(FC-
WP)
else if silt >50 then
    LEvap = WP+0.89*(FC-
WP)
else if clay >50 then
    LEvap = WP+0.91*(FC-
WP)
else
    LEvap = WP+0.91*(FC-
WP)

```

Where WP ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$) is the soil wilting point, FC ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$) is the field capacity and sand/silt/clay are the fractions of soil component.

Limiting the evapotranspiration avoids the peaks in concentrations that were typical of drought periods when soil moisture levels were brought down to wilting points. Instead, the soil moistures respond more early to droughts by slowing down evapotranspiration gradually, thus also putting more water stress on trees.

14.5.1 Canopy growth and regeneration, implications for tree top harvests

The sizes of canopy produced by the model earlier were far below the measured values. Leaf area indexes were accordingly underestimated by around a third of the observed values. This was found to be due to an inbuilt break on canopy regeneration in the original PnET growth module (Aber und Federer 1992). The original growth module limited the additional growth of the canopy to a third of the existing size, i.e. canopy size could not grow by more than 30% every year. The reasons behind this assumption in the original model are unclear, but it may be due to the fact that the model was originally parameterised for maturing forests in the north eastern USA, where annual growth was already limited due to approaching canopy closure.

Based on measured data from IAP for stem diameters and from allometric relationships between stem diameter and leaf area (Bugmann 1994), it became clear that yearly canopy growth needed to be allowed to expand with the availability of photosynthates, that is that the canopy can grow as long as there are enough carbohydrates, nitrogen and base cations to form amino acids and build biomass. This new assumption (no artificial limit on annual growth) was adopted, and produced satisfactory levels of canopy biomass. Combined with the observed specific leaf weights, the new canopy sizes resulted in leaf area indexes that were in good accordance with the measured values (see below).

The importance of the size of the canopy is of particular interest for the present project, as it determines the amount of nutrients removed during whole tree harvest. Whole tree removal also includes the removal of nutrient rich tissue in the form of thin branches and twigs. To account for this, whole tree removal in the model is assumed to be accompanied by the removal of a corresponding fraction of the internal nutrient pool in the trees.

14.5.2 Tree tissue nutrient contents

The nutrient contents of leaves/needles and woody tissue were revised in light of measurements available from IAP. Optimum nutrient ranges such as published by ICP Forests (Stefan et al. 1997) were not found suitable because this would not allow nutrient deficiencies which in reality occur. Therefore the data from the IAP observation plots were used to set the lower and upper ranges as listed in Table 2. Wood nutrient contents were available from literature studies (Jacobsen et al. 2003, Duvigneaud et al. 1971) and from IAP measurements. As in ForSAFE so far only one value can be defined for nutrient concentrations of the stems, concentrations for wood and bark were combined according to bark proportion. The resulting values are presented in Table 3. The difference in nutrient contents in the different tissues is of great importance in investigating the loss on nutrients due to the different harvest scenarios investigated in the study. The current model version allows defining different nutrient concentrations for stems, leaves and roots. As branches and twigs have substantially higher nutrient concentrations, an option to define these compartments as well would have been desirable in order to estimate the effect of different harvest scenarios. This may be part of future modelling work.

Table 2: nutrient contents in leaves/needles (adapted from the data in Figure 1 and Figure 2)

Tree species	Leaf/needle nutrient content (mg·g ⁻¹)	Leaf/needle nutrient content (mg·g ⁻¹)				
		N	P	K	Ca	Mg
Spruce	lower	12	0.6	2.5	1.5	0.5
	upper	17	1.6	9	13	1.5
Beech	lower	17	0.6	4	4	0.6
	upper	29	1.6	12	20	3

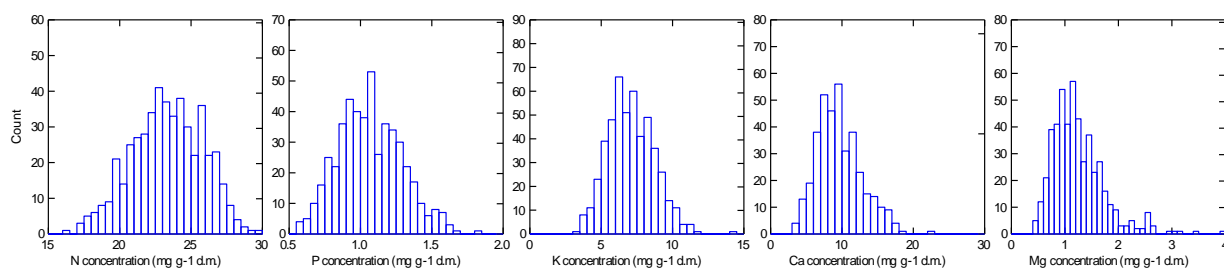


Figure 1: Density distribution of nutrient concentrations in beech leaves collected end of July. Site averages, data from 1984-2007.

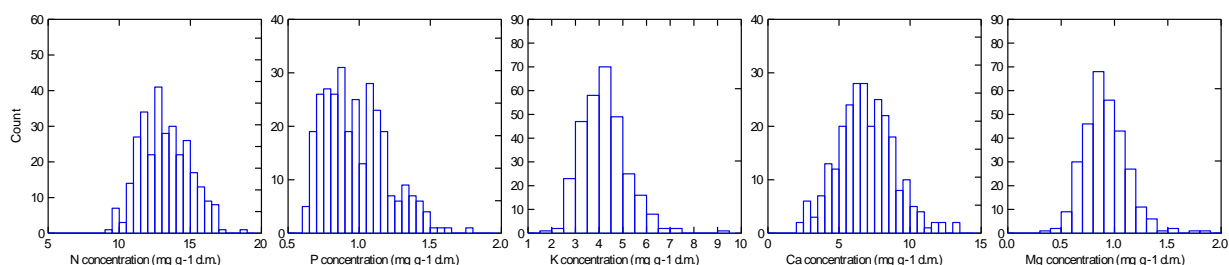


Figure 2: Density distribution of nutrient concentrations in one year old needles of Norway spruce collected end of July. Site averages, data from 1984-2007.

Table 3: nutrient contents in woody tissue (IAP data)

Tree species	Wood nutrient content (mg·g ⁻¹)				
	N	P	K	Ca	Mg
Spruce	1.26	0.07	0.93	2.77	0.24
Beech	2.46	0.15	2.12	4.92	0.47

Nutrient concentrations of roots were taken from the compilation by Jacobsen et al. 2003 as well as from Duvigneaud et al. 1971 and from measurements in IAP observation plots.

Table 4: nutrient contents in fine roots

Tree species	Root nutrient content (mg·g ⁻¹)				
	N	P	K	Ca	Mg
Spruce	4.14	0.37	1.38	1.59	0.30
Beech	3.01	0.35	1.40	2.79	0.42

The retranslocation rates were derived from 8 IAP plots with measurements of litterfall and corresponding foliar concentrations measured in July.

14.6 Scenarios

The simulations are carried out for three scenarios of harvesting and ash recycling. The harvesting scenarios include stem only harvesting, whereby harvest residues are left at the site as litter, and whole tree harvesting, where the stems and tops of the trees are removed from the site. The stem only harvest corresponds to a removal of 65% of the cut above ground wood biomass (Akselsson und Westling 2005), while the whole tree harvesting corresponds to a removal of 85% of the cut above ground wood biomass and 60% of the foliage biomass in the cut trees (Belyazid et al. 2008).

A scenario for recycling ashes after whole tree harvest was also simulated. In this scenario, it assumed that as much base cations will be put back in the form of powder ash as was removed during the harvest. In this way, the amount of ash recycled is dependent on the intensity of the harvest. Ash recycling takes place the year following the harvest. The recycled ash is assumed to be in the form of untreated, unhardened powder ash, equivalent in form to dry atmospheric deposition.

It is possible to investigate the recycling of ash under other forms, such as hardened ash, and also possible to investigate the addition of ash with controlled contents (Rothpfeffer 2007). According to this method, the different constituents have different release rates. Potassium is assumed to be released within one year of the ash application at a site, while calcium and magnesium are assumed to be released within 18 and 20 years respectively (Rothpfeffer 2007). In this study, however, we assume the recycling of untreated ash for simplicity, implying that all nutrients are readily soluble in rain and will enter the soil solution during the same year of application.

All scenarios are carried out under changing climatic trends based on the IPCC 2007 report, as described by Rihm and Kurz (2008). Deposition data are based on the trends given by Schöpp et al. (2003) according to the Gothenburg protocol of the LRTAP Convention (UNECE), which

foresee a steady decline in nitrogen and sulphate deposition and a levelling off at the current legislation (CLE) requirement by 2030 (Rihm and Kurz, 2008).

Table 5: Three scenarios of harvesting and ash recycling are used for the simulations.

Scenario code	Stem only or whole tree harvesting	Ash recycling
1	Stem only	No
2	Whole tree	No
3	Whole tree	Yes

The scenarios simulated are listed in Table 5. Scenario 1, assumed to be the base scenario, consider stem only removal without addition of ash. Scenario 2 considers whole tree harvest without ash recycling. Finally, scenario 3 simulates the effects of whole tree harvest and ash recycling combined.

14.7 Validation of model performance, site specific comparison between measured and modelled indicators

Below is a summary of biological and chemical indicators at the modelled sites, comparing measurements and model reconstructions. First an overview of measured and modelled tree biomass data is given, where also future developments in tree biomass due to management and changes in climate are discussed. Afterwards, measured and modelled values for soil chemical indicators are given for two soil depths at each site, accompanied by a discussion about the potential causes of eventual discrepancies and the contributions of the presented model improvements in bringing the modelled estimates closer to the field measurements.

14.7.1 Tree biomass

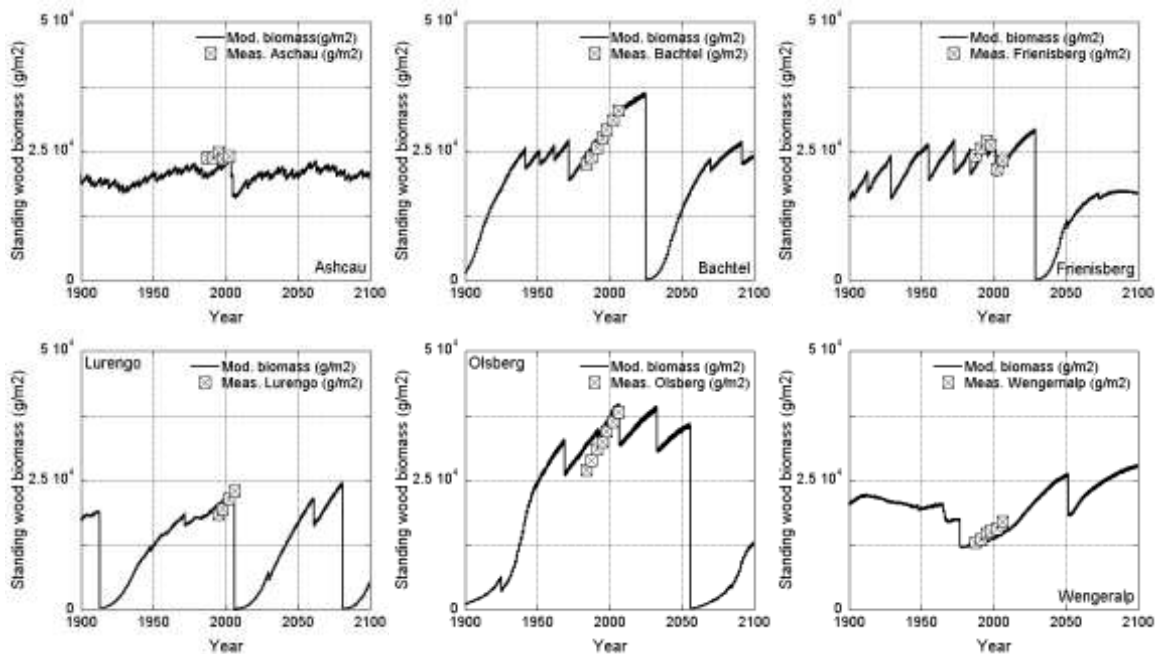


Figure 3: measured data points and modelled time series for tree woody biomass at the six studied sites.

The model reproduces the sizes of the woody biomass reasonably well for all the sites. The effects of harvests can be seen on the biomass as clear cuts in Lurengo, Bachtel, Frienisberg and Olsberg, or as continuous selective cuttings as in Aeschau and Wengernalp particularly prior to year 2000. The model predicts an increase in the standing biomass in Wengernalp and Lurengo before 2100 as a result of changes in climate that will prolong the growing season and accelerate nutrient release through decomposition and mineralization, as well as contributing to

enhancing weathering rates. At the other sites, notably Frienisberg, the model predicts a slowdown of growth due to increasing water stress during the summer season.

The harvest intensities and frequencies are the same between the three scenarios. The latter differ only in the amount and type of biomass that is removed from the sites after the harvest and the recycling of ashes.

14.7.2 Hydrology

The performance of the hydrology part of the model is checked with the Cl^- concentrations of the soil solution (see chapter 14.8). However, the resulting runoff values were also compared to annual budgets calculated by Beat Rihm (Meteotest, Bern) according to the Hydrological Atlas of Switzerland (Landeshydrologie 1992). Figure 4 shows the time course for different hydrological parameters. In Olsberg a striking difference between potential and actual evapotranspiration can be observed. At the same time, the runoff values modelled for Olsberg are higher than the numbers estimated from the hydrological atlas of Switzerland (Figure 5). Thus, there might be a problem both with the conductance data for beech (WUE const) and the LEvap limit for Olsberg. In Wengernalp, the evaporation seems to be underestimated (reflected in an overestimation of the runoff).

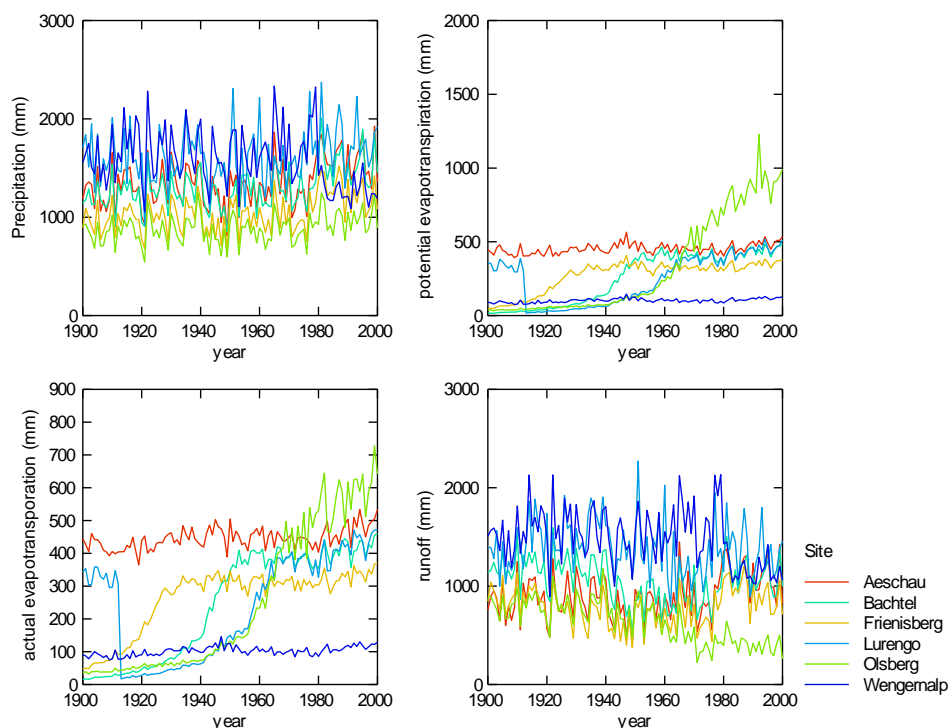


Figure 4: Precipitation, evapotranspiration (potential and actual) and runoff values calculated with ForSAFE (units: mm).

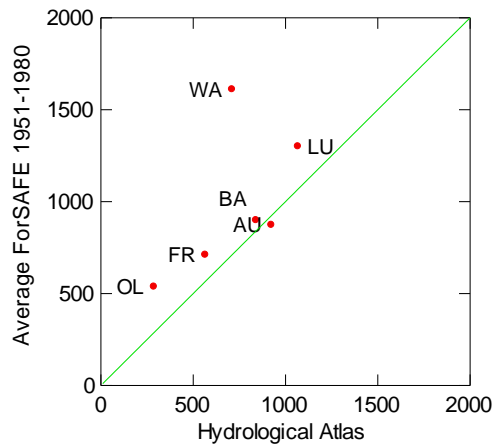


Figure 5: Comparison between the ForSAFE output for runoff with site estimates taken from Landeshydrologie 1992. The green line is the 1:1 line.

In two of the plots soil moisture is measured with theta probes. The measured data were compared with model output. Whereas in Frienisberg there is a reasonable agreement between measured and modelled data (Figure 6), the modelled intraannual changes at the site Bachtel seem to be very low (Figure 7). This is in spite of a reasonable estimate of the evapotranspiration as shown in Figure 5.

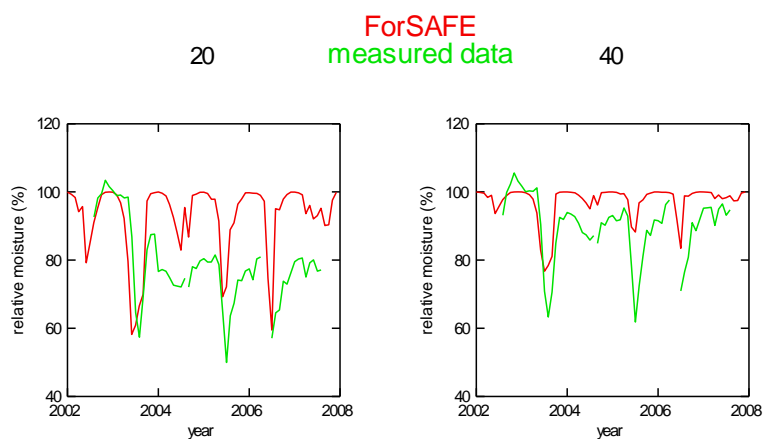


Figure 6: Comparison between measured (monthly averages, green) and modelled soil water contents (red) for the site Frienisberg in 20 and 40 cm depth (left and right).

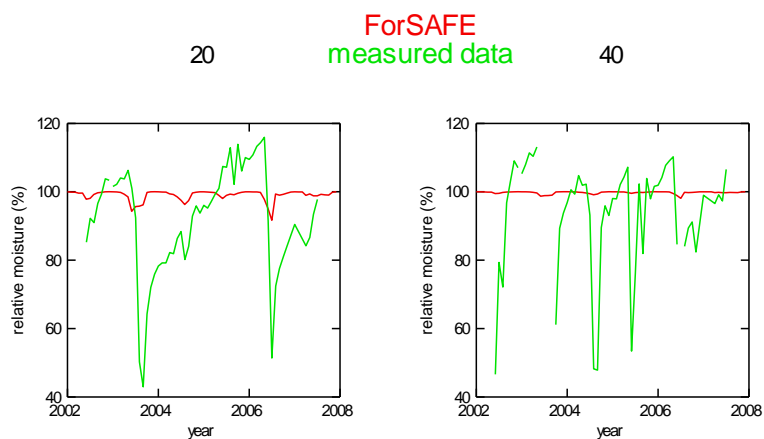


Figure 7: Comparison between measured (monthly averages, green) and modelled soil water contents (red) for the site Bachtel in 20 and 40 cm depth (left and right).

14.8 Soil chemistry indicators

14.8.1 Aeschau

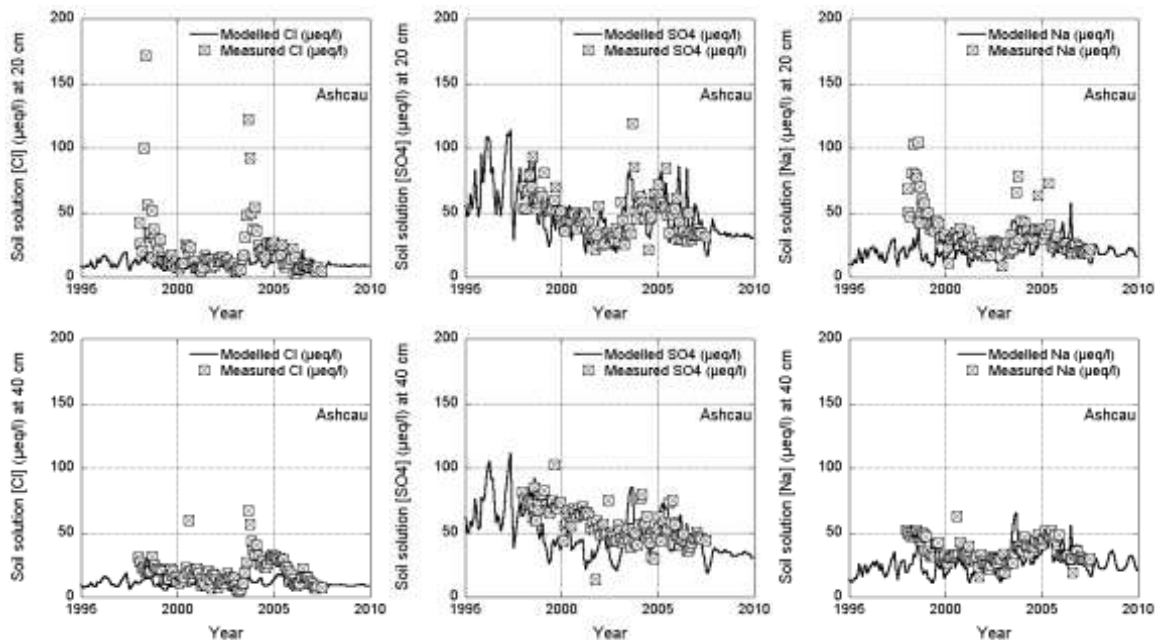


Figure 8: modelled and measured soil solution concentrations of Cl^- , SO_4^{2-} and Na^+ at two different depths at Aeschau

The model reproduces chloride (Cl^-) concentrations faithfully in the two depths tested (20 cm and 40 cm) (Figure 8). The good agreement between measured and modelled Cl^- concentrations recurs in the concentrations of sulphate (SO_4^{2-}). Both these agreements indicate that the modelled hydrology is close to that in the field. The absence of eventual peaks in the concentrations that are outside the range of the measured concentrations is due to inclusion of the limit for evapotranspiration variable LE_{vap} described above. The reasonable agreement between measured and modelled sodium (Na^+) concentrations in both layers indicates that the modelled weathering flux for Na^+ is within range of the real weathering rate in the field.

At the two investigated depths, the modelled base cation (Bc) concentrations are constantly below the measured values. It is not clear at this stage if the underestimation of Bc is due to an underestimation of the weathering flux, or to excessive retention of Bc in the biomass or in the litter, or a combination of two or three of these potential causes. It is more likely however that the cause of the discrepancy lies in the biochemical cycle, since the gross uptake flux at Aeschau is in the range of 10 to $15 \text{ g Bc} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$, while the release of base cations through weathering is in the range of $1 \text{ g Bc} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$, i.e. one order of magnitude lower. It is assumed at the same time that Bc deposition is accurately estimated, given that the depositions of sulphate and chloride seem to be accurate.

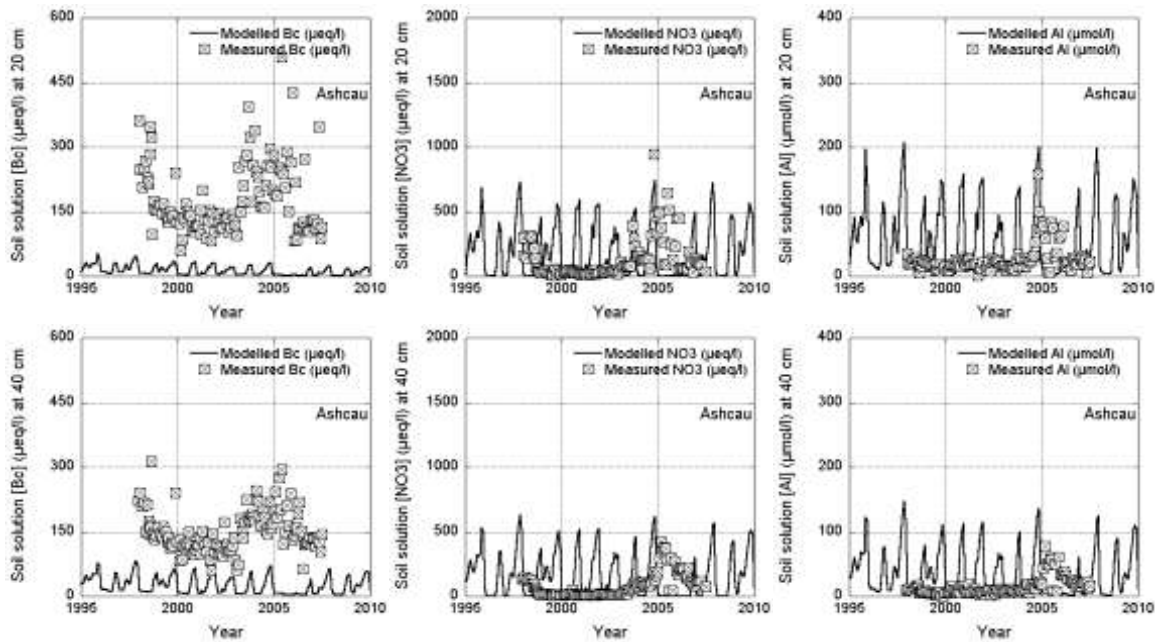


Figure 9: modelled and measured soil solution concentrations of Bc, NO₃ and Al³⁺ at two different depths at Aeschau

Nitrogen concentrations on the other hand are noticeably more unstable than Bc concentrations. The annual high peaks of modelled nitrate concentrations are due to the lack of nitrogen transformation and immobilization processes in the model, particularly in the mineral soil. The modelled nitrogen peaks may also be due to the fact that Aeschau has a rather high C/N ratio in the organic layer (C/N = 26), which is also reproduced by the model, leading to very low immobilisation of N also in the organic layer. These processes are currently being implemented into the model. The concentrations of aluminium in the soil solution follow the behaviour of the concentrations of nitrate, given that currently in the model the net contribution of N to the Acid Neutralising Capacity (ANC) of the soil is negative.

14.8.2 Bachtel

Chloride and sulphate are reasonably well modelled at 20cm depth, although the modelled Cl⁻ concentrations are slightly below the measured values (Figure 10). However, while chloride is slightly underestimated at 100cm depth, the modelled concentrations of SO₄²⁻ are clearly below the measurements. The measured sulphate concentrations at 100cm are more than double those at 20cm. This, together with the fact that Bachtel is dominated by spruce trees with shallow roots (meaning that most water uptake takes place in shallow layers), indicates that there may be a source of S in the soil somewhere between the depths of 20cm and 100cm. This could possibly be a large storage of adsorbed sulphate that is being released from the soil, but this is unlikely considering that S deposition has already declined from the peak level at Bachtel of above 250 meq·m⁻²·a⁻¹ to below 50 meq·m⁻²·a⁻¹ by the year 2000. The adsorbed SO₄²⁻ would have been released during the down slope of deposition as seen in the 20cm depth comparison of measured and modelled concentrations (Figure 10). It is however unclear where the additional sulphate at 100cm depth would have originated from. Finally, Na⁺ is relatively well modelled both at 20cm and 100cm depths, although less so in the deeper soil.

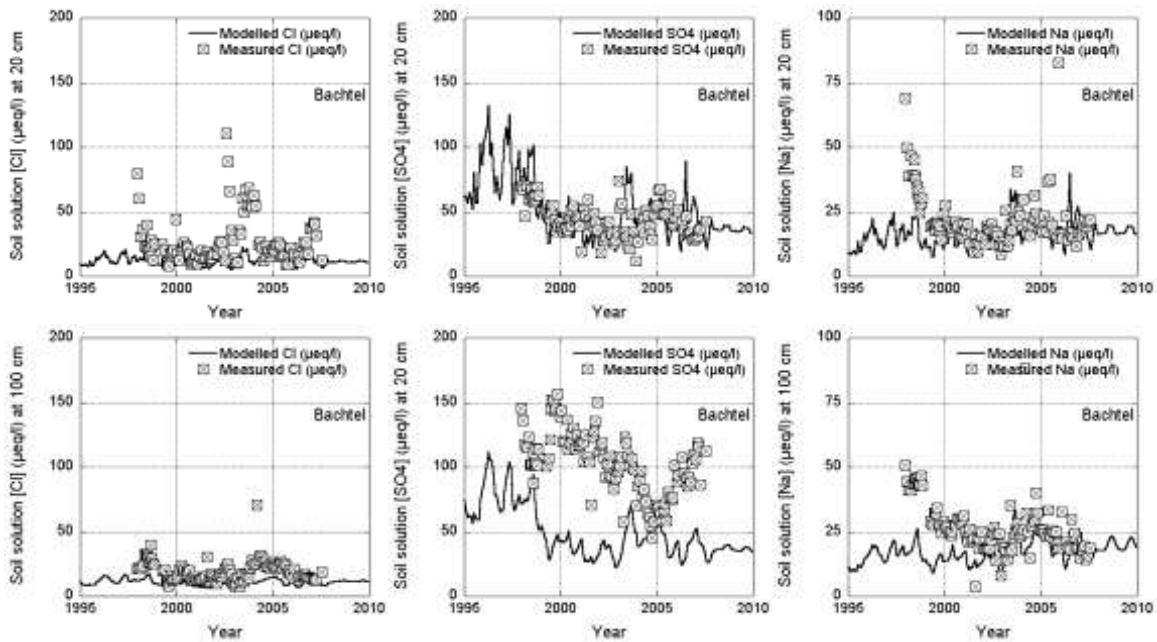


Figure 10: modelled and measured soil solution concentrations of Cl^- , SO_4^{2-} and Na^+ at two different depths at Bachtel

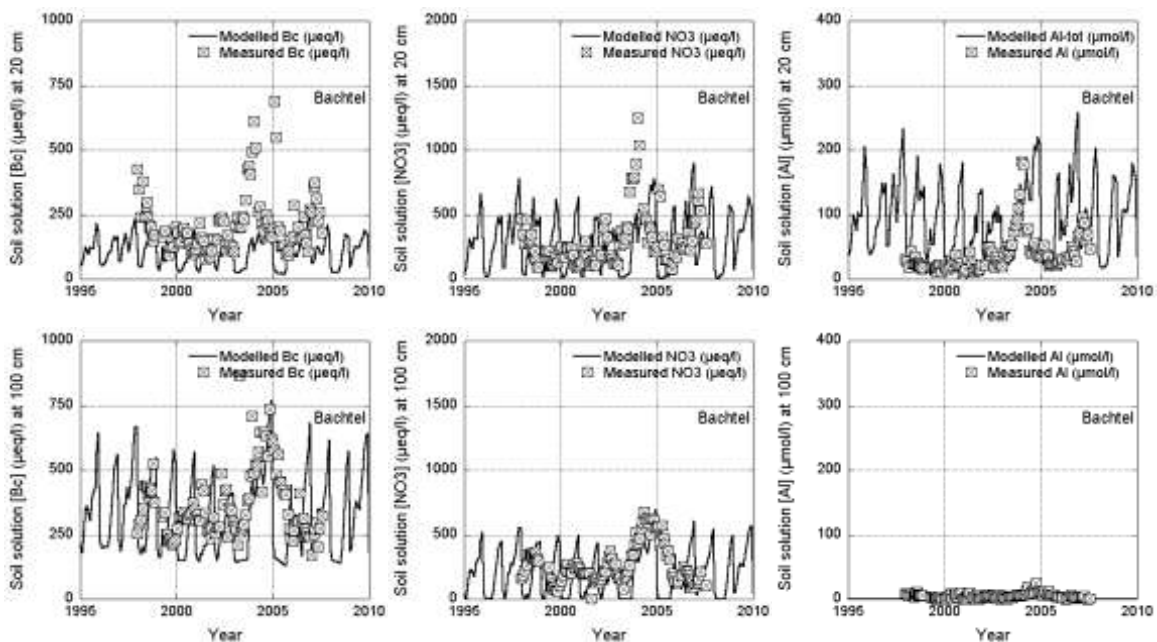


Figure 11: modelled and measured soil solution concentrations of Bc, NO_3^- and Al_{inorg} at two different depths at Bachtel

Base cations (Bc) concentrations are modelled within the range of the measured values, with a slight underestimation at 20cm depth (Figure 11). Bachtel has a high rate of weathering, producing around $10 \text{ g Bc} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ in the rooting zone, in the same order of magnitude as gross uptake. This means that the biochemical and the geochemical cycles contribute in equal terms to the Bc mass balance. If the model inaccurately simulates the biochemical cycle, as assumed for Aeschau, the effect will be relatively smaller in Bachtel since weathering is as large. This suggestion is probably correct since the modelled Bc concentrations are only marginally lower than the measurements at 20cm depth (within the rooting zone) and well within the measured span at 100cm depth (beyond the rooting zone). There is a high variability in the concentrations of Bc both in the measurements and in the model, particularly at 100cm depth, which is not due

to fluctuations in soil moisture (Cl^- does not vary as much (Figure 10)). The fluctuations in Bc concentrations are due to the weathering fluxes, which triples in size between summer and winter.

Nitrogen is better simulated at Bachtel than at Aeschau, probably due to the fact that the C/N ratio at Bachtel is low ($\text{C/N} = 19$ in 2005), allowing more N to be retained in the organic layer and preventing it from percolating down to lower layers. Accordingly, aluminium concentrations are also in the range of the measured values. Mobile Al is nearly absent from the soil solution at 100cm depth, indicating the alkaline nature of the site.

14.8.3 Frienisberg

Chloride and sulphate concentrations are reasonably well reproduced by the model, particularly at 15cm depth (Figure 12). At 40cm depth, sulphate is underestimated by the model, and while the modelled concentrations are similar to the ones at 15cm, the measured values are nearly double the one in the shallow layer. Yet, the measured chloride concentrations are similar at both depths. This, as has been seen at other sites, points to the possibility of a source of sulphate in the soil, or that historically adsorbed sulphate is still being released from the mineral soil. It may also be that the biochemical cycle of sulphate, which is not accounted for in the model, may be behind the missing S in the soil solution. However, this supposition is countered by the fact that the concentrations are well modelled in the upper soil, where the contribution of the biochemical cycle is biggest.

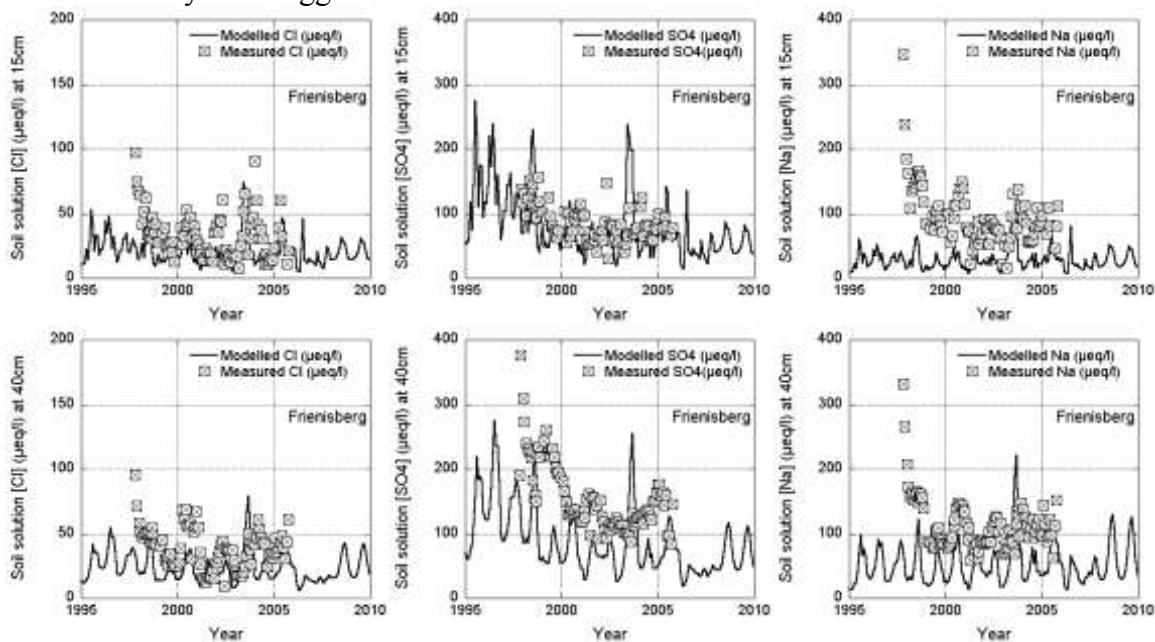


Figure 12: modelled and measured soil solution concentrations of Cl^- , SO_4^{2-} and Na^+ at two different depths at Frienisberg

Sodium concentrations are underestimated by the model. The model accounts well for the deposited Na^+ , but seems to underestimate the Na^+ coming from weathering. The implications of the underestimated weathering rate will be seen on the concentrations of other base cations below ($\text{Ca}+\text{Mg}+\text{K}$) (Figure 13).

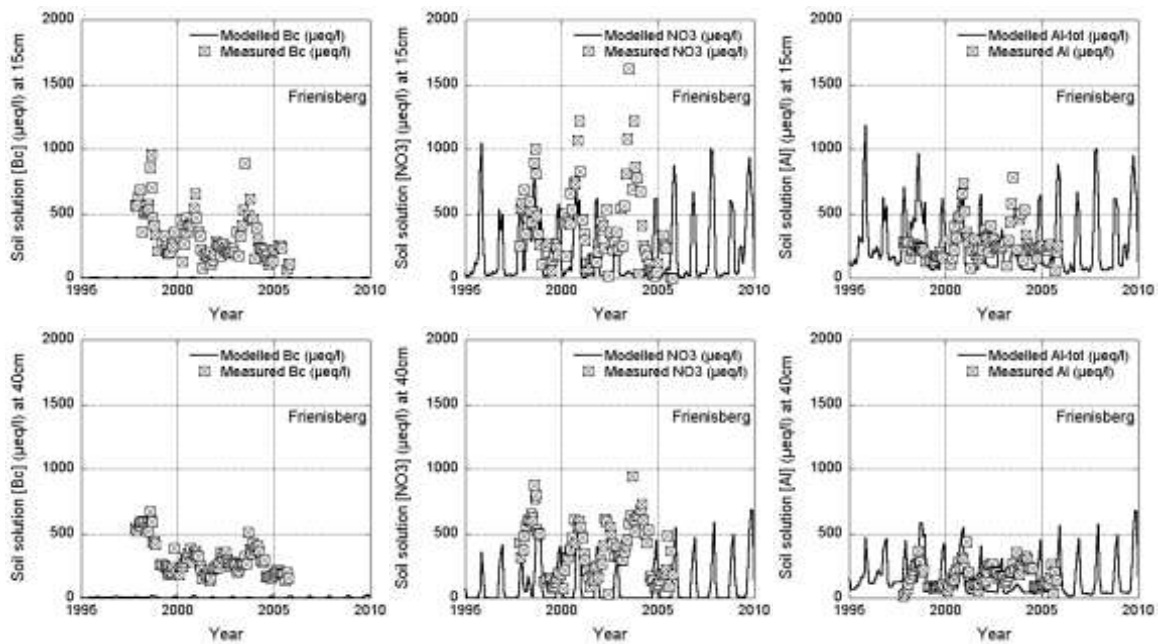


Figure 13: modelled and measured soil solution concentrations of Bc, NO_3^- and Al_{inorg} at two different depths at Frienisberg

Base cations concentrations are clearly underestimated by the model at both tested depths (Figure 13). As described earlier, this may be due to an underestimation of the weathering rate, but also to discrepancies in the biochemical cycle. The lack of twigs, bark and branches in the model means that less nutrients are kept in the biomass, and thereby within the biochemical cycle (uptake, litterfall, decomposition/mineralization). Nitrogen on the other hand is reasonably simulated, although the base line of the modelled concentrations (not the peaks) is below the measured levels. The organic layer at Frienisberg has a C/N ratio of 21, reflecting its ability to retain enough nitrogen in the organic layer to avoid the oversized peaks in relation to the measurements that were observed in Aeschau for example (Figure 9). Aluminium is well simulated, probably indicating that the simultaneous underestimations of both N and Bc even out their mutual effects on soil acidity and the release of Al.

14.8.4 Lurengo

The modelled concentrations of chloride and sulphate are in good accordance with the available measurements in Lurengo, both at 20cm and 100 cm depths (Figure 14). Sodium, on the other hand, is underestimated by the model, particularly at 20cm depth. This could be an artefact of the measurement disturbance due to the installation of the lysimeters, but could also be due to an underestimation of weathering. Na^+ concentrations are well modelled after the year 2000 at 100cm depth, supporting the proposition that the discrepancy may be due to disturbance by the lysimeters installation.

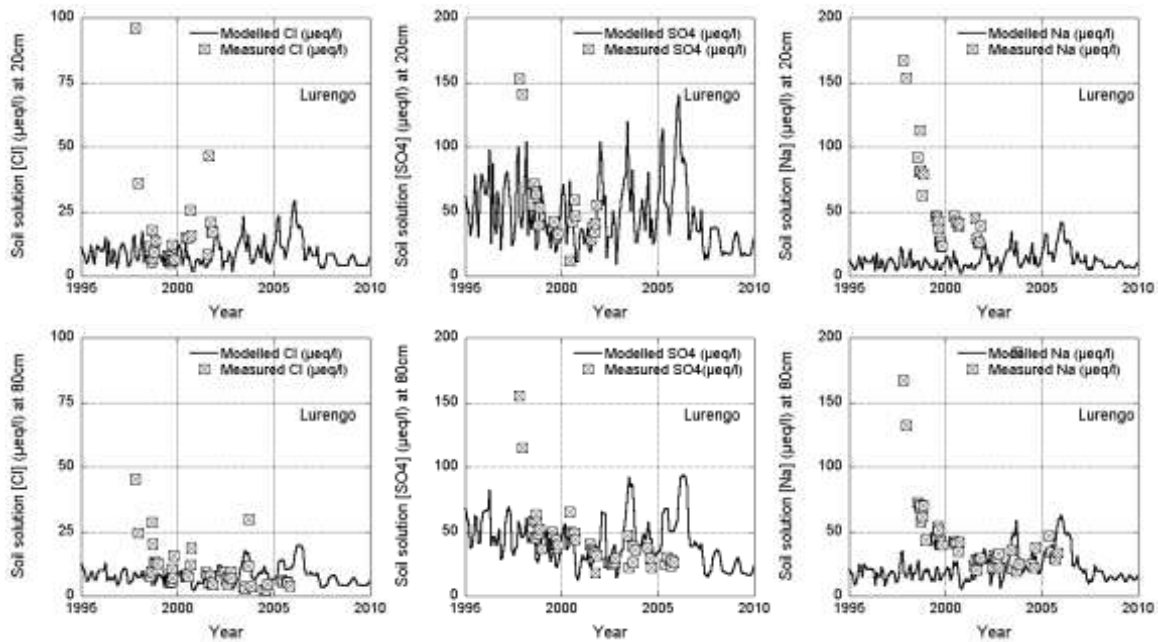


Figure 14: modelled and measured soil solution concentrations of Cl^- , SO_4^{2-} and Na^+ at two different depths at Lurengo.

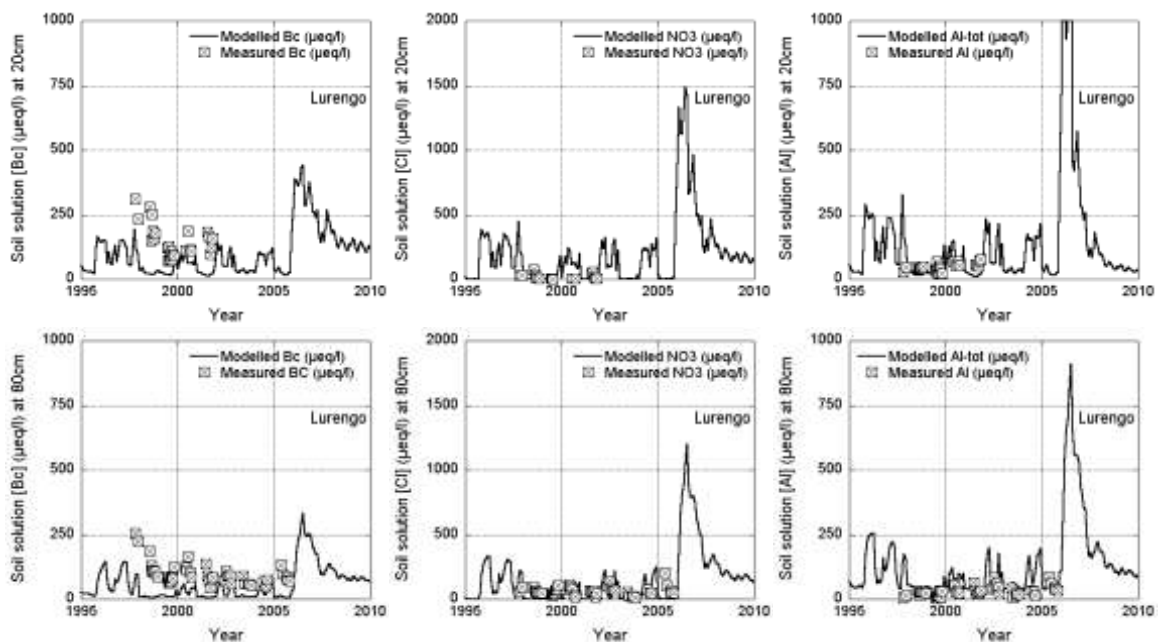


Figure 15: modelled and measured soil solution concentrations of Bc, NO_3^- and Al_{inorg} at two different depths at Lurengo

The modelled concentration of Bc and NO_3^- respond dramatically to the clearcut that took place at Lurengo in the winter of 2005 (Figure 15). Prior to the clearcut, the modelled Bc concentrations are slightly below the measured values, either due to an underestimation of weathering or discrepancies in the biochemical cycle due to the lack of Bc rich tree parts in the model (bark, branches and twigs). The humus layer at Lurengo has a C/N ratio of 26 (year 2005 value), meaning that it has a relatively limited capacity to retain N. Yet, the modelled concentrations of NO_3^- in the soil solution are reasonable and not elevated as might be expected (Figure 15). This could be due to the elevated uptake rate due to the steep growth trend of the trees at Lurengo during the comparison period, which is comparable to that of Bachtel (Figure 3). Aluminium is better simulated at 20 cm than at 80 cm depth, and the model predicts a large increase in Al mobility after the 2005 clearcut.

14.8.5 Olsberg

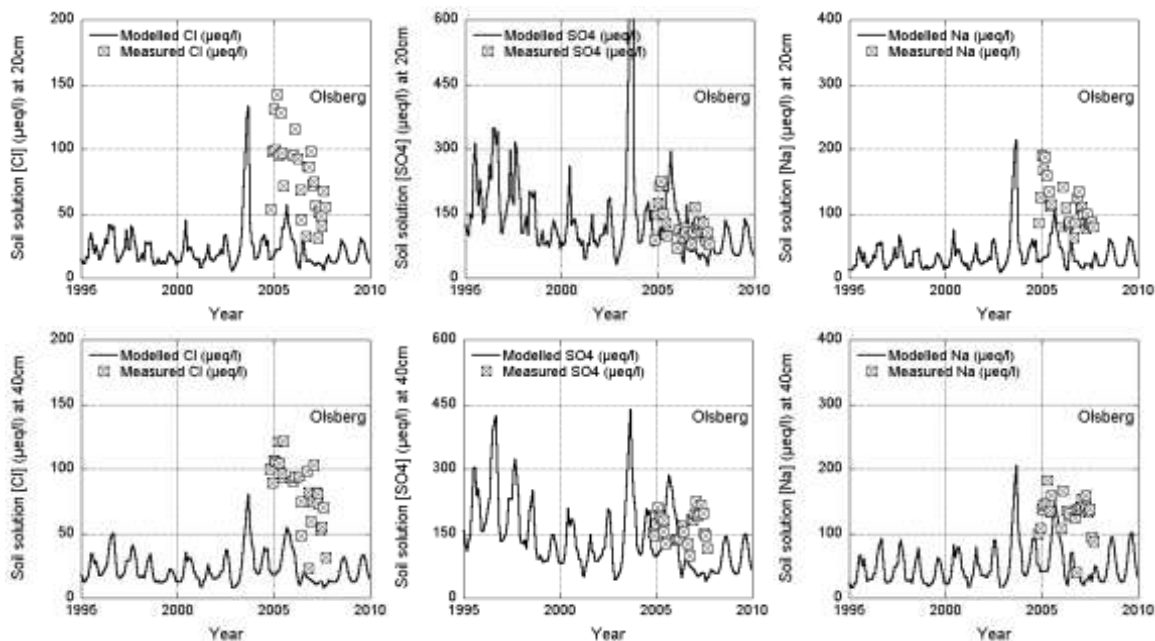


Figure 16: modelled and measured soil solution concentration of Cl^- , SO_4^{2-} and Na^+ at Olsberg

Olsberg is the only site where the modelled Cl^- concentrations are in clear disaccord with the measurements (Figure 16). It was shown in section 14.7.2 that the hydrology at Olsberg was not well reproduced by the model, possibly explaining the discrepancy between the modelled and measured Cl^- concentrations. Yet, considering that the concentrations of SO_4^{2-} are relatively well reproduced by the model (Figure 16), at least at 20cm depth, there is doubt about the source of difference between the modelled and measured Cl^- and SO_4^{2-} concentrations. It is possible that the assumed Cl^- and SO_4^{2-} depositions are different from the real level at the site. There is also a clear negative trend in the measured concentrations of Cl^- in the soil solution, indicating the possibility that Cl^- measurements are affected by the disturbance associated with installing the measuring lysimeters. Na^+ concentrations are also underestimated by the model (Figure 16), but it not obvious to attribute this to inaccuracies in weathering rates, knowing already that the concentrations of Cl^- are not well reproduced.

There is an odd peak in Cl^- , SO_4^{2-} and Na^+ concentrations in the first half of the year 2004. This is due to three month of unusual drought, namely February, March and April with precipitation between 25 and 45mm, while the average temperatures varied between 2.3 and 9.1 (above freezing). The effect of this drought on the concentrations is more expressed in the shallow layer (20cm) than in the deeper one (40cm), due to the lower fluctuations of soil moisture in the deeper soil.

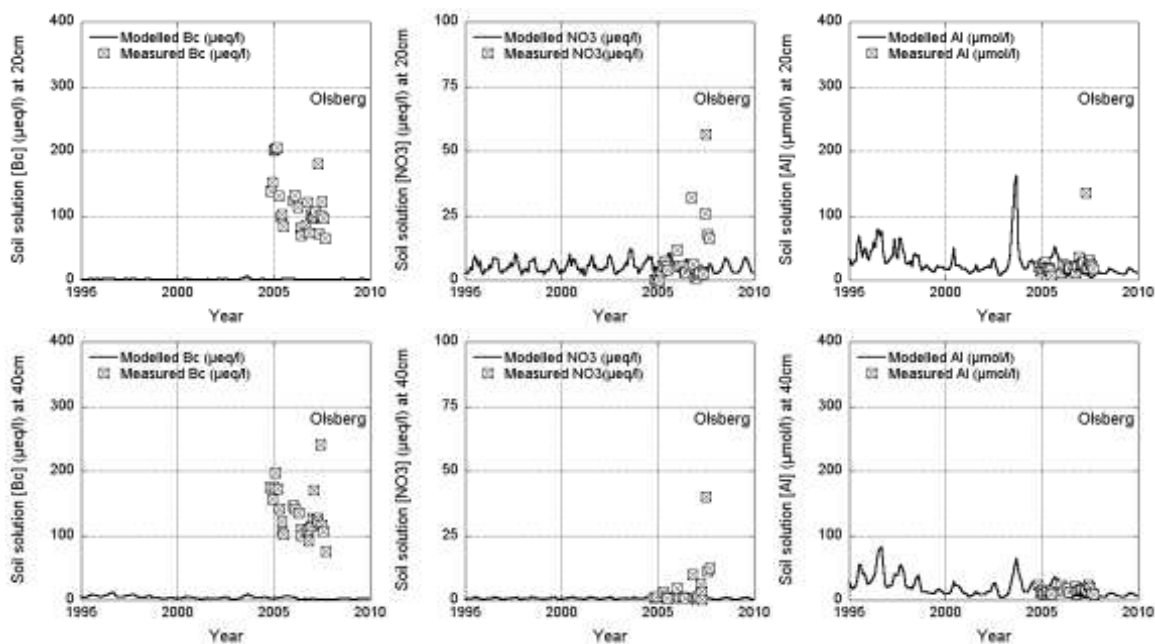


Figure 17: modelled and measured soil solution concentration of Bc, NO_3^- and inorganic Al at Olsberg

Base cations are clearly underestimated by the model at Olsberg (Figure 17). Olsberg is the only site with exclusively beech trees. The underestimation of base cations in the soil solution could be due to an overestimation of the internal storage pool of base cations in the trees, which is used to store nutrients before bud break. An eventual underestimation of weathering as indicated by the low modelled Na^+ concentrations would not be enough to explain the lack of base cations in the soil solution produced by the model.

NO_3^- concentrations in the soil solution are on the other hand reasonably well reproduced by the model, although both the measured and modelled values are low. The low C to N ratio in the humus of 15 ($\text{C/N} = 15$) in Olsberg is in contradiction to the low N in the soil solution (Figure 17).

It is possible that the duration of the available measurements of soil solution concentrations are too short to evaluate the performance of the model at Olsberg. Yet, it is reasonable to conclude that the comparison between the modelled and measured concentrations of the base cations indicates a shortcoming in the model. Olsberg is the first pure deciduous site (beech) to be modelled with ForSAFE; and it is apparent that the parameterisation of the biochemical base cation cycle for broad leaves needs revision.

14.8.6 Wengernalp

Chloride concentrations are slightly overestimated at Wengernalp after 2003, but are in good agreement with the measurements prior to that (Figure 18). Similarly, sulphate concentrations are also overestimated after 2003 and for the duration of the comparison period. This can be an indication that the model marginally miscalculates soil moisture. Sodium is more clearly underestimated at 40 cm depth, owing either to a too small weathering rate or to an amplified effect of the moisture estimation.

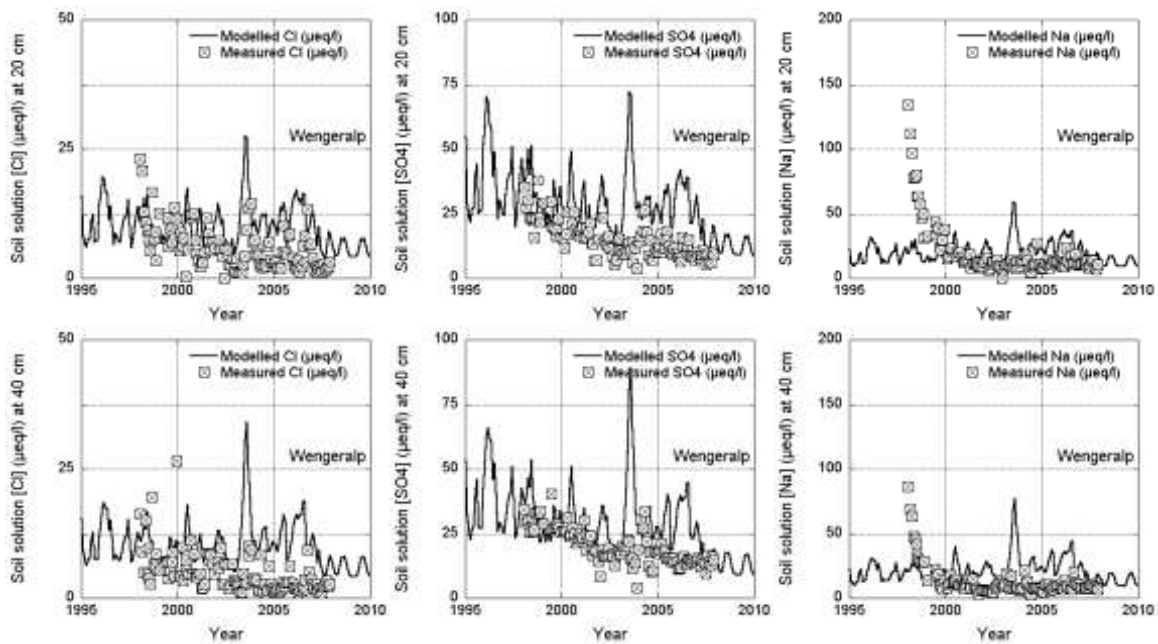


Figure 18: modelled and measured soil solution concentrations of Cl^- , SO_4^{2-} and Na^+ at two different depths at Wengeralp

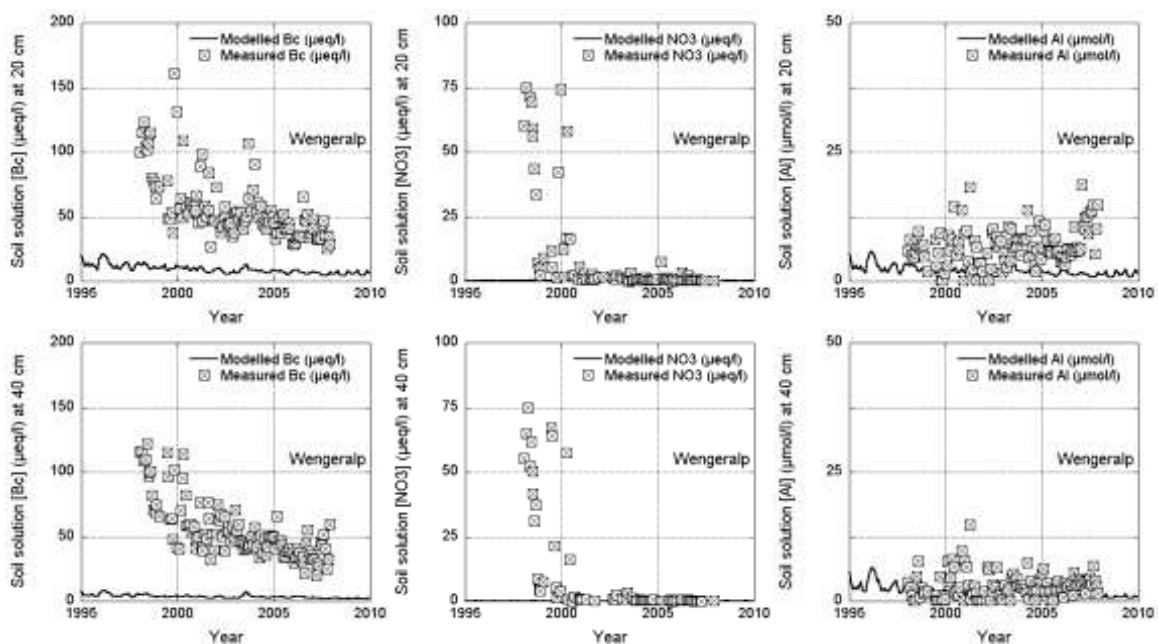


Figure 19: modelled and measured soil solution concentrations of Bc, NO_3^- and Al_{inorg} at two different depths at Wengeralp

While nitrate concentrations are very low and in agreement between the measurements and the model output, Bc concentrations are clearly underestimated by the model (Figure 19). As discussed above, this can be due to either too low weathering rates or to shortcomings of the biochemical cycle. In fact, a sensitivity analysis at Wengeralp showed that higher tissue contents of base cations retains larger amounts of Bc in the biochemical cycle, and thereby contributes to increasing the simulated Bc concentrations. Considering that the model lacks Bc rich compartments, particularly twigs and branches, the difference between the modelled and measured concentrations could be due to these missing parts of the biological Bc pool. Aluminium concentrations are very low at the site and are well reproduced.

14.9 Nutrient removal at harvest events and ash recycling

Following the adopted harvest scenarios for the simulated sites, the amounts of nitrogen and base cations removed at each harvest are shown in Appendix B. The amounts of the harvested nutrients is calculated in the model based on the tissue nutrient contents (Table 2 and Table 3 above) and the harvested biomass, which in turn is defined by the modelled standing biomass and the intensity of harvest and removal which are given as input. At each site, the recycled ash under scenario 3 corresponds to the harvested Bc under scenario 2 shown in Appendix B. There are no differences in the harvest scenarios prior to the year 2006, the last available year for base saturation calibration.

At all coniferous sites (Aeschau, Bachtel, Lurengo and Wengernalp), nitrogen removal associated with whole tree harvesting is more than double the amount removed with stem only harvest. This reflects the wide difference in tissue N content between wood and foliage, as foliage only is removed under whole tree harvest. The difference in base cations removal through harvest is relatively smaller when compared to N, due to lower tissue contents and the smaller difference between wood and foliage nutrient contents than for N (Table 2 and Table 3). For Olsberg, which is a beech site, the difference in N and Bc removal between the two harvest scenarios corresponds nearly to the difference in biomass removal. The reason for this is that the model assumes harvests take place in the winter, when broad leaves have already shed the leaves, and that there is no branch fraction with higher nutrient concentration.

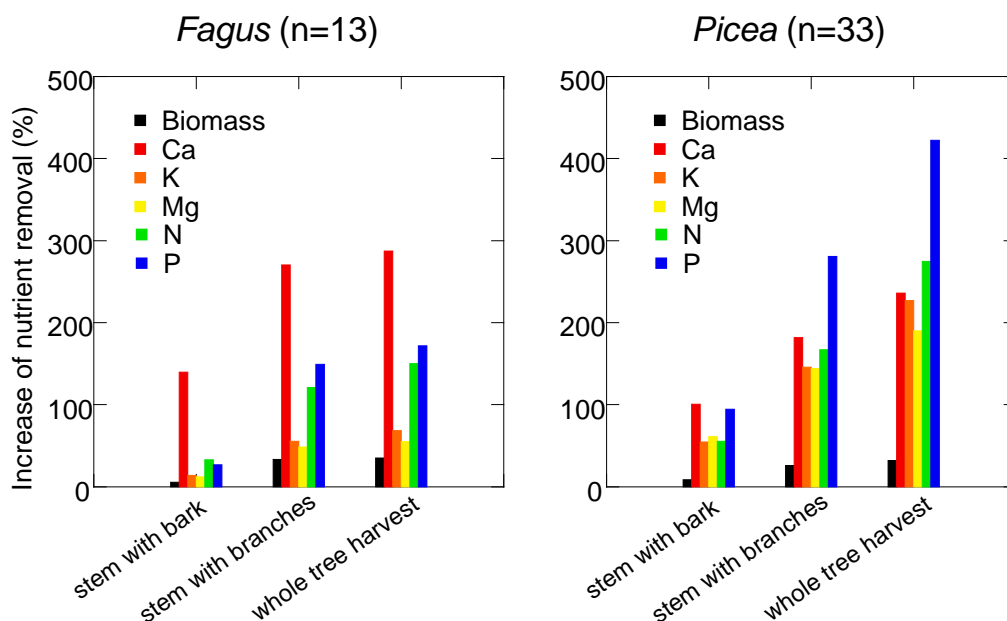


Figure 20: nutrient removal due to different harvest intensities in relation to removal under stem only harvest (without bark)

Field data (Figure 20) show that the harvest of bark and branches contribute greatly to the removal of Bc. The lack of these compartments, together with the lack of twigs, in the model means that the latter underestimates the removal of nutrients, particularly under whole tree harvest. Based on this, it should be noted that the present simulations probably underestimate the loss of Bc from the ecosystems due to whole tree harvesting.

14.10 Effects of whole tree harvest and ash recycling on biological and chemical indicators

14.10.1 Aeschau

The continuous cutting in Aeschau causes small but additive changes to the ecosystem, in such way that the magnitude of the difference between the different scenarios grows over time for most of the indicators (Table 6). Whole tree harvest (WTH) causes a notable reduction in foliar Ca content. Because Bc are modelled as a unified variable in the soil solution, foliar Ca content is used as an indicator of foliar Bc nutrition. A reduction of Ca contents signals the risk for nutrient imbalances, which could also be K or Mg limitations. There is a slight reduction in foliar Ca between 1950 and around 1980 due to the loss of soil Bc due to acid deposition. This trend stops and even slightly recovers before the year 2000 due to the large reduction in acid deposition. In case ash is recycled after the WTH (after 2010), foliar Ca recovers to near optimal levels, higher than those expected under stem only harvest (SOH). The slight reduction under SOH is probably due to the frequency of the cuttings at Aeschau. The slight positive trend in foliar Ca after 2010 is due to an increase in weathering rates due to future climatic changes. The increase in weathering rates will also outweigh the loss of foliar Ca under WTH in the absence of ash recycling, but foliar Ca under WTH will still remain below the levels of SOH and ash recycling (Table 6).

Ellenberg acidity scores were used to chart the effects of the different harvest scenarios on the composition of the ground vegetation community. Species specific Ellenberg Acidity (EA) scores were multiplied by the species fraction of area cover that was produced by the model, yielding an occupancy weighted Ellenberg value for each species present at the site. The sum of these plant specific values gives the occupancy weighted Ellenberg Acidity (EA) score for the entire site. At Aeschau, the occupancy weighted EA dropped historically as the tree stand grew to maturity and more Bc went to uptake by trees. This trend was accelerated following the increase in acid deposition between 1950s and 1990, and then started to recover strongly due to the decline in acid deposition, the fact that the forest is mature and more Bc are supplied to the trees from the biochemical cycle, and also due to an increase in weathering due to future climatic changes. WTH leads to a reduction of the occupancy weighted EA score, indicating that the plant population becomes slightly more indicative of more acidic conditions than SOH and even more under ash recycling which has a high occupancy weighted EA.

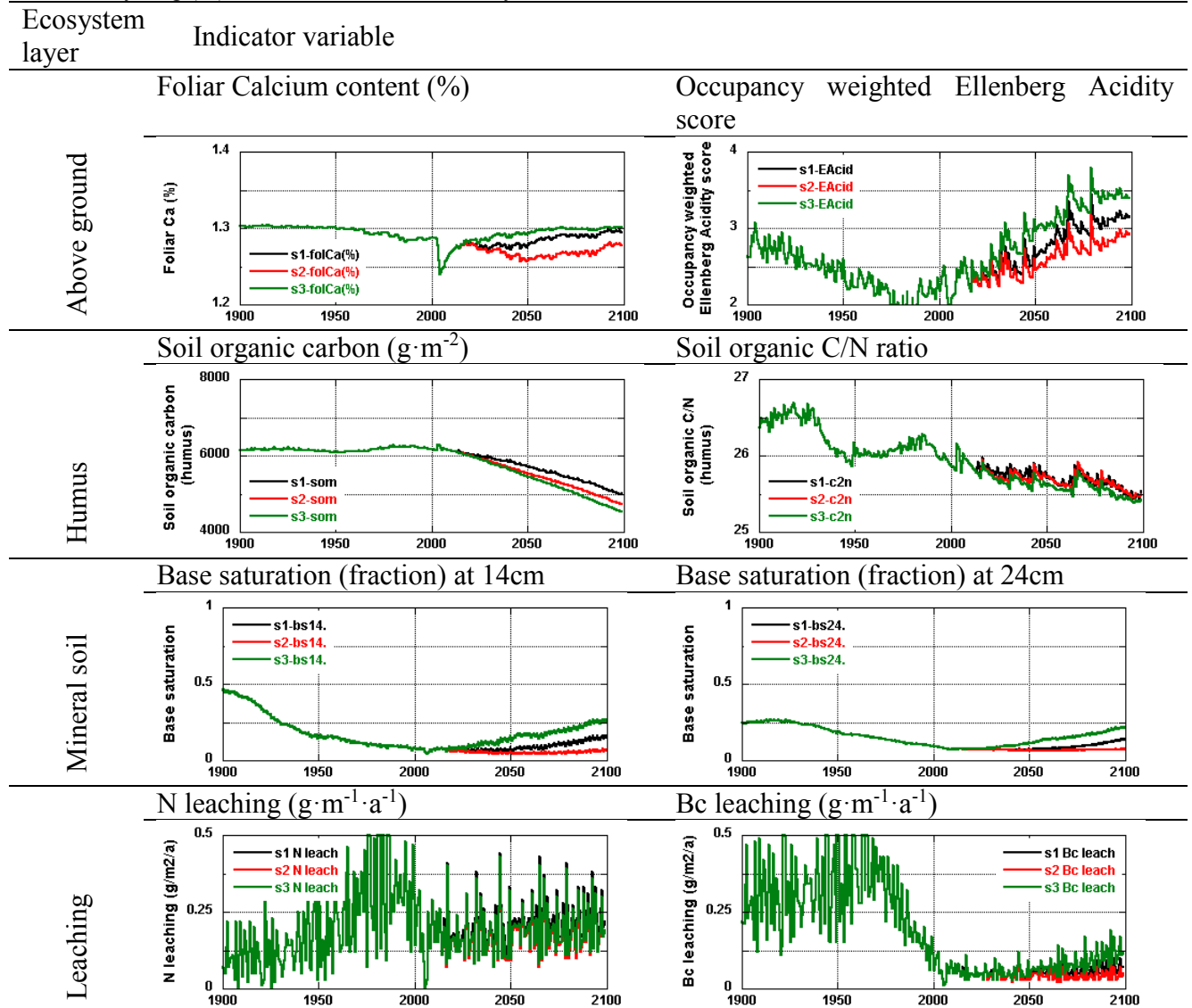
In the humus, WTH causes a loss of soil carbon as compared to SOH, but no significant difference in the C/N ratio (Table 6). The loss of soil carbon in the humus is exasperated by ash recycling, as ashes increase the pH and improve the conditions for decomposition in the soil. Although the effects of C/N are very small, ash recycling seems to cause more reduction in the ratio. The negative trend of humic C even under SOH shows that the frequency of cutting will not allow the soil C pool to remain at the historical level. It should also be noted that a warmer climate can also contribute to releasing more C from the soil by increasing the decomposition rates (Table 6).

Soil base saturation (Bs) in the mineral soil within the rooting zone gives an indication of the long term sustainability of Bc nutrition and tree stability. Bs in the shallow soil has declined in the beginning of the 1900s due to the history of the site, and started to stabilize before being driven down again by acid deposition in the beginning of the 1950s throughout the soil horizon. Under SOH, Bs is expected to recover slowly in the future. The recovery is greatly improved by ash recycling, and clearly delayed or even cancelled by WTH without recycling of ashes (Table 6). Even the future increase in weathering rates will not be enough at Aeschau to compensate for the loss of Bc due to WTH, and thereby will fail to cause recovery of Bs.

Finally, leaching of Bc will be lowest under WTH and highest under ash recycling, while N leaching will respond insignificantly in the opposite direction (Table 6). N leaching has increased in the past due to the peak of N deposition in the last half of the 20th century, while

Bc leaching has initially increased due to acid deposition before declining back as soil Bs have been depleted. N leaching will be lower in the future (probably due to the decrease in N deposition), but will still remain higher than historical levels.

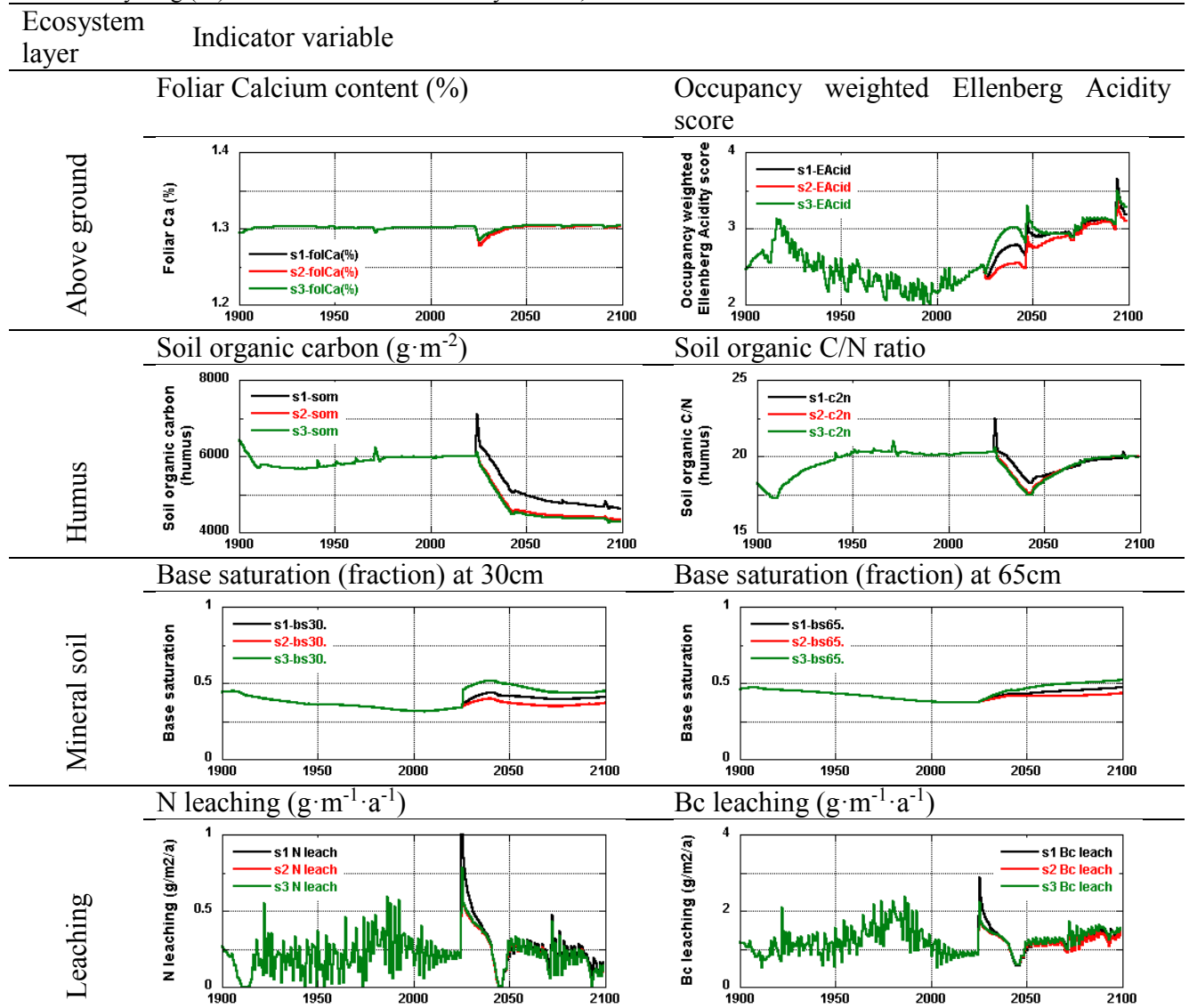
Table 6: summary of changes above ground, in the humus, soil and leaching due to SOH (s1), WTH (s2) and WTH with ash recycling (s3) at Aeschau. SOH = stem only harvest; WTH = whole tree harvest



14.10.2 Bachtel

Bachtel is a pure spruce site, and is characterised by a very high weathering rate (reflected in elevated foliar Ca throughout the simulation period), and by less frequent but more intensive cutting in the future (one clear cut and two thinnings between 2000 and 2100). Because of these conditions, the differences in effects of the three management scenarios are less expressed and less lasting in Bachtel (Table 7). Most notably, soil organic carbon in the humus will be lower under whole tree harvest (WTH). Interestingly, even at a site with such elevated weathering fluxes, WTH and ash recycling will have clear effects on soil base saturation, particularly at shallower depths (Table 7). The effects of the harvest scenarios on the ground vegetation community and on leaching fluxes are dominated by the clearcut and the subsequent thinnings.

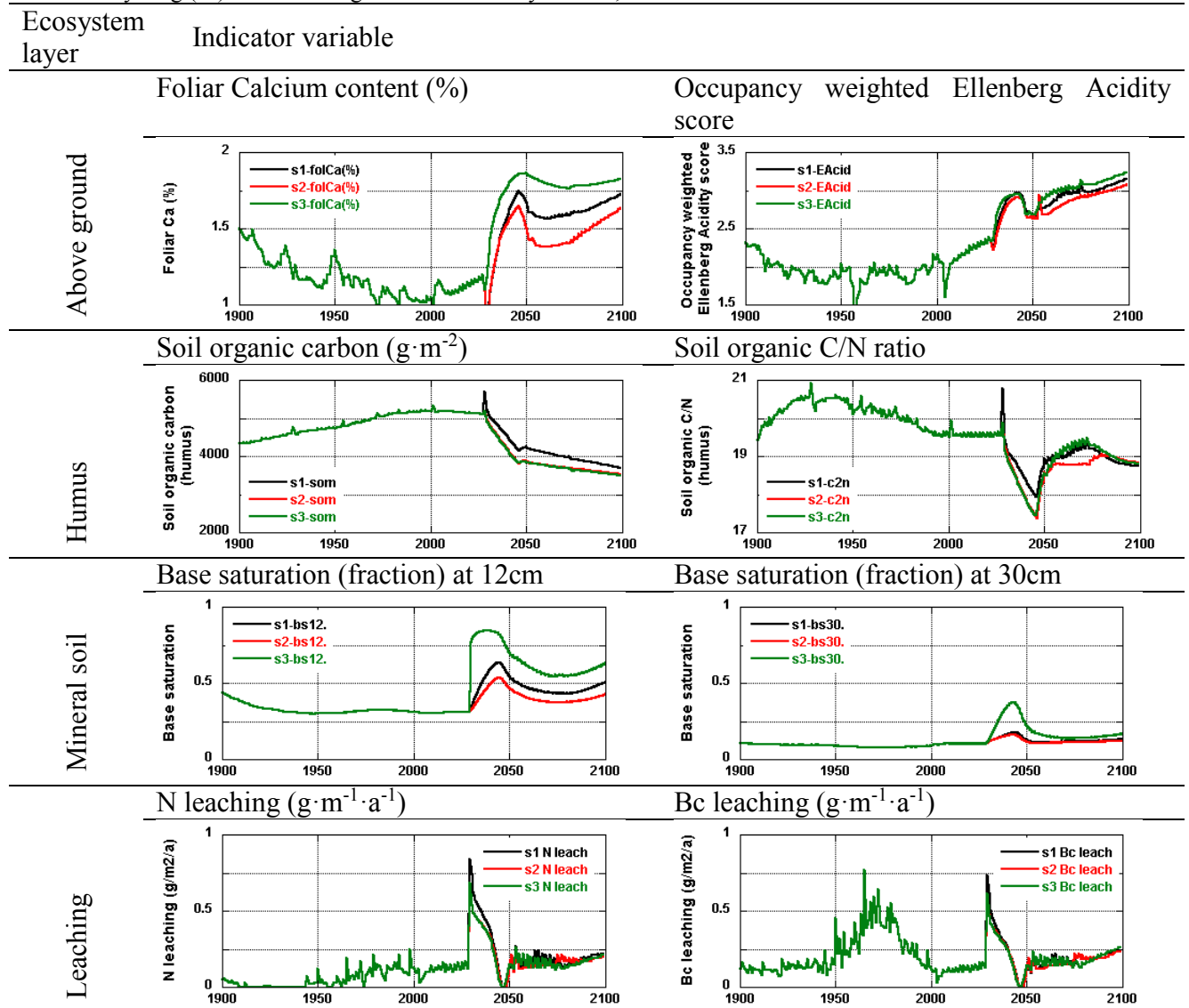
Table 7: summary of changes above ground, in the humus, soil and leaching due to SOH (s1), WTH (s2) and WTH with ash recycling (s3) at Bachtel. SOH = stem only harvest; WTH = whole tree harvest



14.10.3 Frienisberg

Frienisberg is a mixed spruce and beech stand, with an average to low weathering flux. A clearcut is assumed at Frienisberg in the year 2028, the effects of which are strong on most indicators (Table 7). The positive effect of ash recycling (together with whole tree harvest WTH), on soil base saturation (Bs) and foliar Ca is larger than the negative effect of WTH without ash recycling. Under all scenarios, Bs is expected to recover slowly, with the fastest rates related to ash recycling. Organic carbon in the humus will decline due to harvesting, as will humic C/N. Leaching of N and Bc will differ only slightly between the scenarios, and will be mostly affected by the clearcutting event.

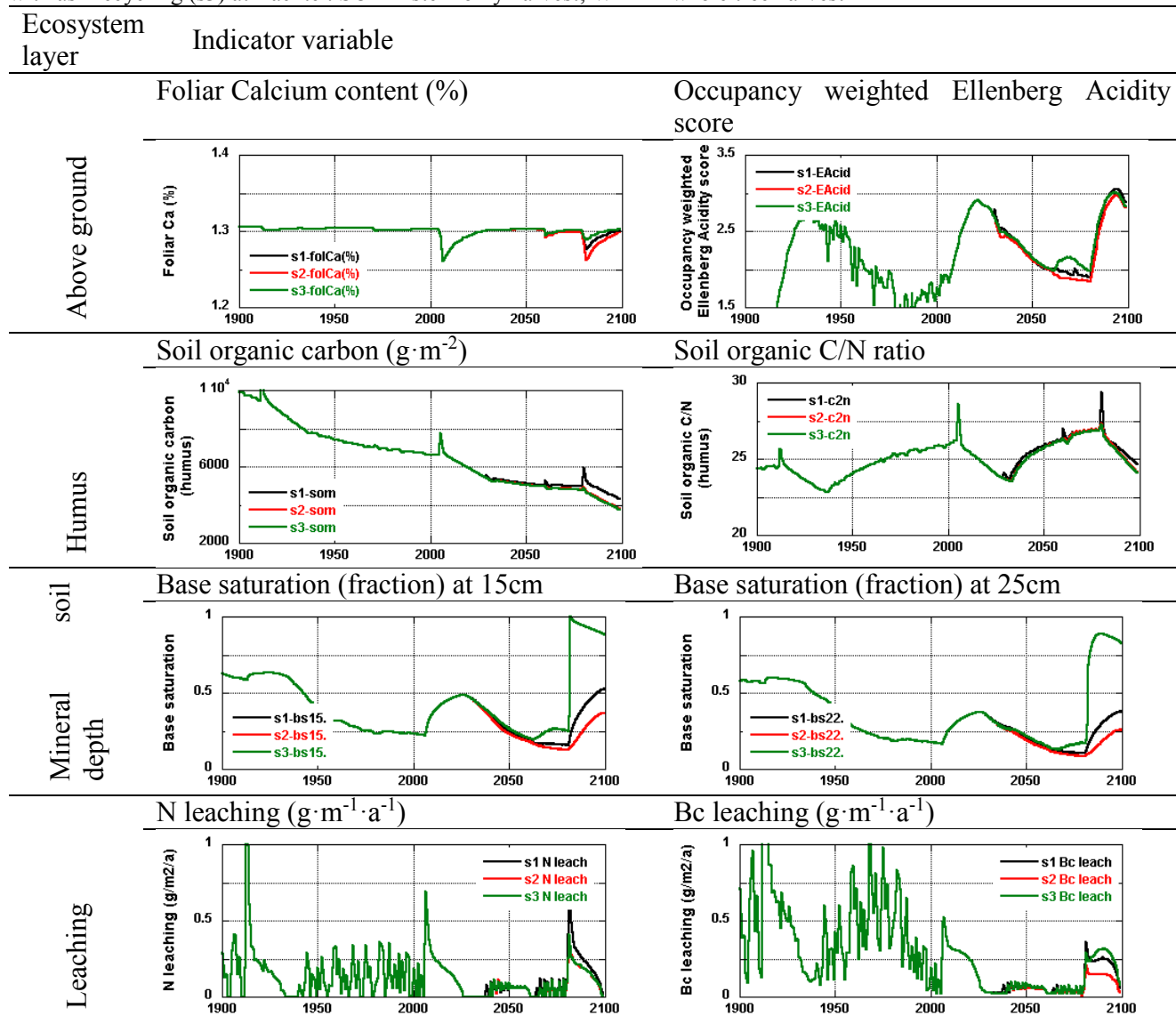
Table 8: summary of changes above ground, in the humus, soil and leaching due to SOH (s1), WTH (s2) and WTH with ash recycling (s3) at Frienisberg. SOH = stem only harvest; WTH = whole tree harvest



14.10.4 Lurengo

Lurengo is relatively intensively managed, with a rotation period length below 80 years. The effect of the relatively short rotation periods cause the soil organic carbon stock in the humus to decline, indicating a reduction in the soil carbon sink (Table 9). Whole tree harvest (WTH) will have a clear negative effect on soil base saturation (Bs), and a short lived negative effect on N and Bc leaching. Ash recycling will improve the Bs substantially, and contribute to further Bc leaching after the clearcut of 2080.

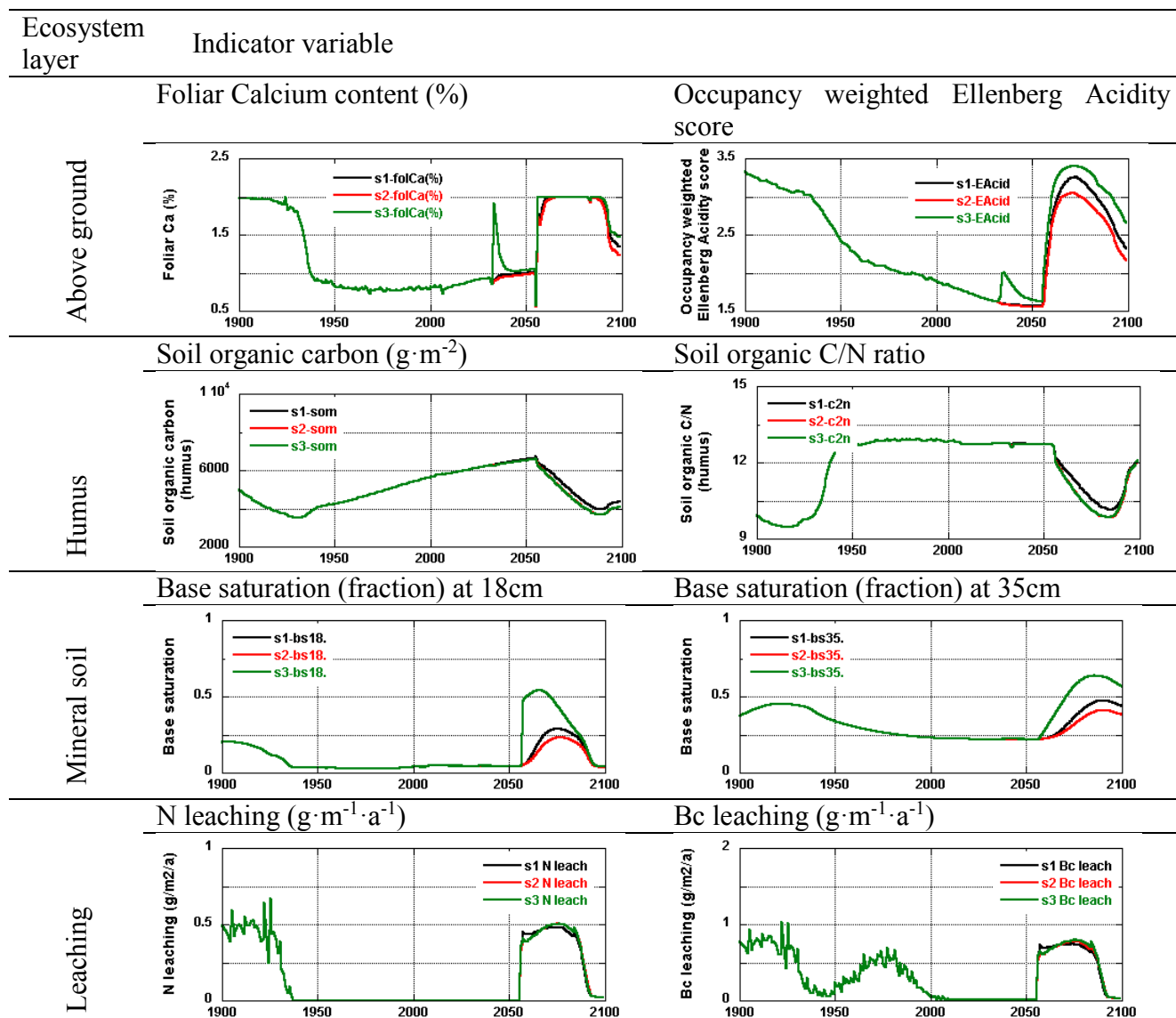
Table 9: summary of changes above ground, in the humus, soil and leaching due to SOH (s1), WTH (s2) and WTH with ash recycling (s3) at Bachtel. SOH = stem only harvest; WTH = whole tree harvest



14.10.5 Olsberg

Olsberg is a pure beech site. Because of the model limitations described above, and the assumption that harvesting takes place in winter (in the absence of foliage for deciduous trees), the simulated effects of whole tree harvest (WTH) are underestimated by the model. Yet, it can be seen from the simulation (Table 10) that WTH and ash recycling will have a significant effect on the response of the ground vegetation community to the clearcutting event (expected in 2055). Soil base saturation (Bs) will respond mostly to ash recycling, and only marginally to WTH as compared to stem only harvest (SOH). Interestingly, after the transient effect of the clearcut on foliar Ca subsides, WTH would cause a reduction in foliar Ca, while ash recycling will produce foliage with higher Ca contents than both WTH (without ash recycling) and SOH.

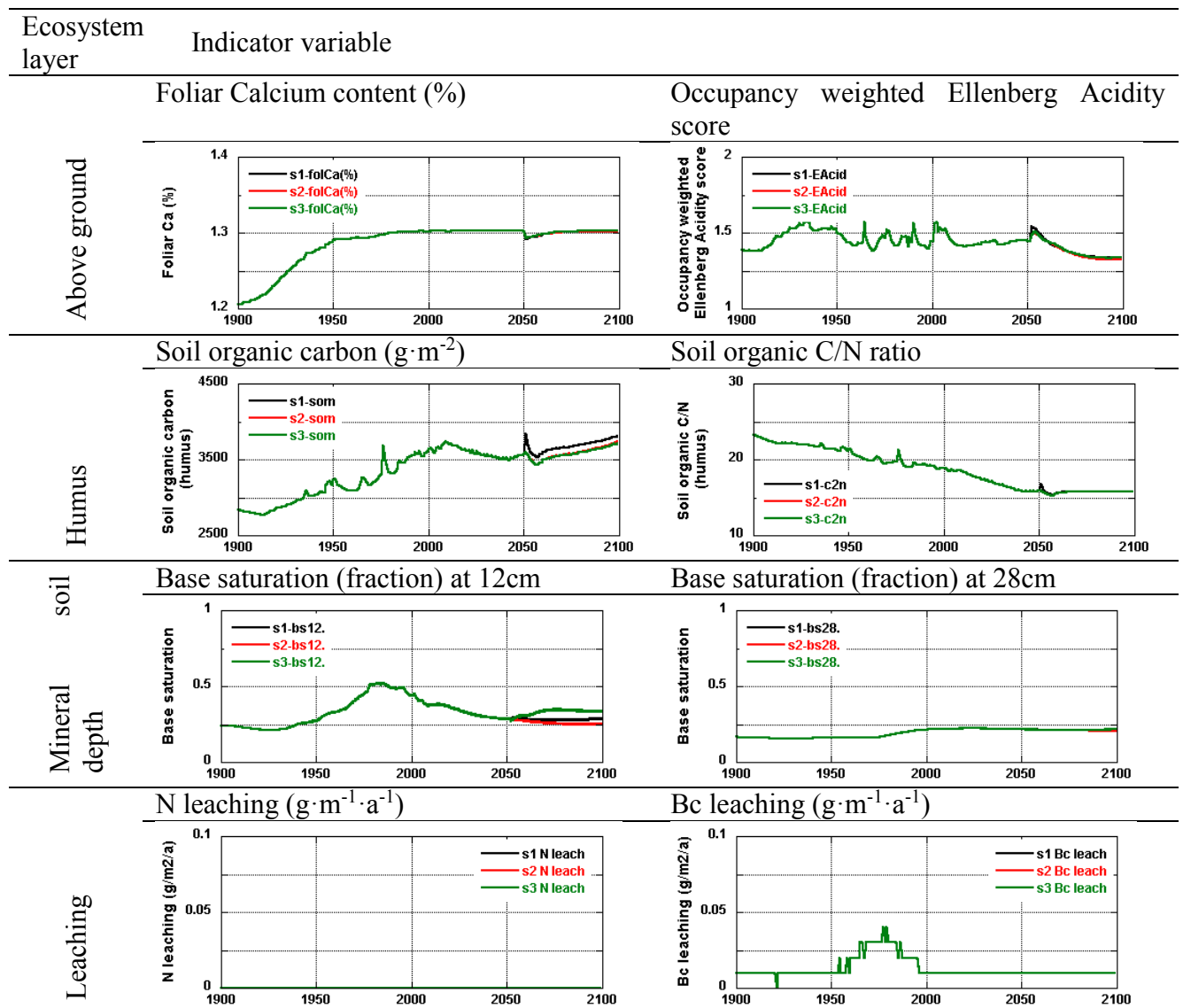
Table 10: summary of changes above ground, in the humus, soil and leaching due to SOH (s1), WTH (s2) and WTH with ash recycling (s3) at Olsberg. SOH = stem only harvest; WTH = whole tree harvest



14.10.6 Wengernalp

Wengernalp is the least intensively managed of the simulated sites and the most elevated in altitude. The moderation of harvest at Wengernalp implies that the effects of the harvesting are not as clear as at other sites (Table 11). The main differences between the scenarios affect base saturation in the shallower soil and organic carbon in the humus. Because of the low harvesting intensity, the soil carbon store will grow over the simulation period, despite the fact that decomposition rates will marginally increase due to climate change. Ash recycling together with whole tree harvest (WTH) will contribute to an increase in base saturation (Bs) in the shallow soil as compared to stem only harvest (SOH) and WTH without ash recycling, yet this increase will remain marginal. As in other sites, WTH will lead to smaller soil carbon stocks, but the aggravation of this loss by ash recycling is less important at Wengernalp.

Table 11: summary of changes above ground, in the humus, soil and leaching due to SOH (s1), WTH (s2) and WTH with ash recycling (s3) at Wengernalp. SOH = stem only harvest; WTH = whole tree harvest.



14.10.7 Base cation budgets in response to harvesting scenarios

Total base cation (Bc) budgets from 2000 to 2100 were estimated by subtracting the net removal of Bc through harvest during that period from the total incoming Bc from weathering and atmospheric deposition over the same period (Table 12). For Lurengo, where the rotation period is shorter than 100 years (the forest is clearcut in a 75 years cycle), the budget was calculated for 75 years and normalised to 100 years to be comparable to the other sites. There seems to be a relation between the budgets and the weathering rates in the rooting zone. Sites with elevated weathering rates, such as Bachtel, tend to have bigger positive budgets, while sites where weathering rates are low show negative or small budgets. In general, whole tree harvest (WTH) aggravates budget deficits and reduces the positive budgets as compared to the situation under stem only harvest (SOH). A good indicator of the risk of large negative budgets is the base saturation at 30cm depth. Lower base saturations are associated with bigger budget deficits, particularly when combined with large sizes of biomass removal at harvest.

Table 12: Major input and output fluxes of base cations (Bc) and the resulting budget balances. All values are given in $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ for the period 2000 to 2100. SOH = stem only harvest; WTH = whole tree harvest.

Site	Bc weathering rooting zone ¹	Bc deposition ²	SOH Bc removal ¹	WTH Bc removal ¹	SOH Budget	WTH Budget	WTH/SOH
Aeschau	111.3	149.5	256	383.9	4.8	-123.1	1.50
Bachtel	1015.9	133.3	297.7	463.2	851.5	686.0	1.56
Frienisberg	137.7	125.6	207.5	304.7	55.8	-41.4	1.47
Lurengo	117.8	133.5	256.3	441.7	-5.0	-190.4	1.72
Olsberg	99.1	90.4	203.6	264.6	-14.1	-75.1	1.30
Wengernalp	34.6	139.6	51.8	85.9	122.4	88.3	1.66

¹ Values modelled with ForSAFE

² Values externally modelled (MATCH model) and used as input to ForSAFE

Table 13: Nutrient removal for *Fagus* and *Picea* for different harvest scenarios from various references (Jacobsen et al. 2003, Ellenberg et al. 1986, Feger et al. 1991, Duvigneaud et al. 1971, Krauss und Heinsdorf 2008, Krapfenbauer und Buchleitner 1981). Whole tree harvest assumes harvest of all aboveground plant parts. Number in brackets: number of studies, units: kg/ha . SOH = stem only harvest; WTH = whole tree harvest

Species	WTH				SOH				WTH/SOH
	Ca	K	Mg	Bc	Ca	K	Mg	Bc	for Bc
<i>Picea</i> (33)	439	279	58	775	248	117	30	395	1.96
<i>Fagus</i> (14)	677	345	90	1112	436	231	66	733	1.52

Although it is not appropriate to compare the sizes of nutrient removal at harvest between Table 12 and Table 13 due to differences in the amount of the removed biomass, some conclusions can still be drawn considering the WTH/SOH ratios. The ratios of Bc removal under WTH and Bc removal under SOH is underestimated by the model. This was suspected due to the lack of separate compartments for branches, twigs, and bark in the model as explained above. The underestimation of the WTH/SOH ratio for Bc removal implies that the effects described above will probably be more important, as the budgets in Table 12 will have more deficits than estimated in this study. Accordingly, more precaution about the effects of WTH should be considered than conveyed by this report.

14.11 Conclusions

The study contributed to substantial improvements of the ForSAFE-VEG model (Chapter 14.4), and expanded its use to pure deciduous forest stands. The performance of the model proves satisfactory, although there is room for developments as discussed in chapter 14.7. The model tends to underestimate the importance of base cation (Bc) removal through harvesting.

The simulations show that whole tree harvesting (WTH) contributes to lowering base saturation (Bs) or inhibiting its recovery from the decline associated with acidifying deposition of the last century at all sites, by removing base cations from the ecosystem. Whole tree harvesting also lowered the size of the carbon stored in the organic soil, thereby also contributing negatively to the long-term carbon balance of the simulated ecosystems. On tree nutrition, whole tree harvesting drives a decrease in foliar Ca contents at most sites, raising concern about the long-term nutritional balance of the tree cover. Whole tree harvesting also affects runoff chemistry, but while it reduces Bc leaching considerably, it does not contribute equally much to reducing N leaching.

Ash recycling compensates for the negative effects of WTH on foliar nutrition, soil base saturation and leaching. On the other hand, ash recycling can accelerate decomposition at some sites, thereby aggravating the loss of soil carbon related to WTH. Ash recycling also causes the

ground vegetation community to shift further towards less acid tolerant communities when compared to communities that would exist under the stem only harvest scenario. The effects related to ash recycling are strongest at sites where biomass removal is large, leading to large amounts of recycled ash. At Wengernalp, where harvest is small, ash recycling has only a slight positive effect on Bs at shallow soil depths.

The findings of this study should be taken in light of the described model limitations. The rates of Bc loss due to WTH and the related ash recycling amounts should be larger than shown here, meaning that the effects will probably be larger in reality than simulated here, but most probably not opposite.

Tab. 30: ForSAFE-VEG parameterisation for Swiss vegetation (explanations of parameters and equations on p. 67)

Latin name	years	nitrogen					pH response			soil moisture			temperature			light		h(m)	height	kP	kGrazing
		a0	k+	w+	k-	w-	kbc/al	kbc	kph	Wmin	Wtop	Wmax	Tmin	Ttop	Tmax	Lmin	Lmax				
Leucobryum_glaucum	20	1	0.01	1	0.1	1	0.2	0	3000	-0.1	0.15	0.35	2	10	18	100	2750	0.02	0	3	0
Hylocomium_mosses	20	1	0.03	1	1000	0	0.07	1.50E+05	1050	0.05	0.15	0.35	-1	7	15	100	2750	0.02	0	3	0
Mnium_mosses	20	1	0.3	2	1000	0	0.4	0	6000	0.15	0.25	0.6	0	8	16	100	2500	0.02	0	3	0
Dicranella_heteromalla	20	1	0.05	1	1000	0	0.2	0	3000	-0.1	0.15	0.5	0	8	15	500	4000	0.01	0	2	0
Polytrichum_formosum	20	1	0.03	1	0.1	1	0.6	0	90000	-0.1	0.15	0.5	0	8	15	100	2500	0.03	0	2	0
Sphagnum_mosses	20	1	0.03	1	0.1	3	0.01	1.50E+05	150	0.4	0.6	1	-1	7	15	100	2500	0.02	0	1	0
Calluna_vulgaris	30	1.4	0.2	1	3	3	0.2	0	3000	-0.25	0.15	0.4	-1	7	15	500	5000	0.25	2	1	0.7
Vaccinium_myrtillus	10	1.6	0.1	1	0.1	3	0.1	0	1500	-0.1	0.15	0.5	-1	5	11	100	2000	0.3	1	1	2.3
Vaccinium_vitis-idea	15	1.6	0.03	1	0	3	0.35	0	5250	-0.2	0.1	0.45	-1.5	4.5	10.5	500	4000	0.15	1	1	0.7
Rhododendron_ferrugineum	10	1	0.03	2	1000	0	0.2	1.50E+05	3000	0.25	0.35	0.5	-1	5	9	1000	3500	0.5	2	1	0
Rubus_idaeus	5	1	1	2	1000	0	1	0	15000	0.15	0.25	0.4	2	10	18	1500	5000	0.8	2	3	9
Rubus_fruticosus	10	1	1	2	1000	0	1	0	20800	0.15	0.25	0.4	3	11	19	150	3000	1	2	2	9
Salix_caprea	30	1	0.5	2	1000	0	0.5	0	9000	0.15	0.35	0.6	-1	5	11	1000	4000	1.2	3	1	9
Agrostis_capillaris	10	1	0.5	2	1000	0	0.2	0	3000	0.05	0.15	0.5	3	11	19	750	4000	0.25	2	3	2.3
Brachypodium_pinnatum	5	1	20	2	1000	0	6	0	90000	0.1	0.2	0.35	3	11	19	1000	3500	0.5	1	3	9
Bromus_benekenii	5	1	20	2	1000	0	12	0	2E+05	0.1	0.2	0.4	5	13	21	250	3000	0.6	2	30	9
Calamagrostis_villosa	5	1	0.05	2	3	1	1	0	20800	0.15	0.25	0.5	1.5	9	16	750	3500	0.6	2	1	0.7
Calamagrostis_arundinacea	5	1	0.5	2	1000	0	1.8	0	20800	0.1	0.2	0.4	2	10	18	750	3500	0.5	2	3	0.7
Carex_pilulifera	5	1	0.05	2	0.1	1	1	0	20800	0.05	0.15	0.5	-1	7	15	250	3000	0.1	1	1	2.3
Carex_pendula	5	1	1	2	10	1	6	0	90000	0.2	0.4	0.6	1	9	16	250	3000	0.5	2	1	2.3
hordelymus	5	1	0.5	2	5	1	6	0	90000	0.15	0.25	0.5	3	11	19	100	2000	0.4	2	2	2.3
Deschampsia_cespitosa	5	1	0.5	2	1000	0	0.2	0	3000	0.15	0.35	0.6	3	11	19	1000	5000	0.35	2	3	0
Deschampsia_flexuosa	5	1	0.05	2	1000	0	0.13	6	1950	0.05	0.15	0.3	-1	7	15	250	3000	0.2	2	3	2.3
Festuca_ovina_sl	10	1.4	0.02	2	10	1	0.1	0	1500	-0.25	0.05	0.25	3	11	19	1500	5000	0.1	1	30	0.7
Milium_effusum	5	1	20	2	1000	0	8	0	2E+05	0.15	0.45	0.6	5	15	20	250	3000	0.5	2	3	9
Molinia_caerulea	5	1	1	2	1000	0	0.2	0	3000	0.2	0.3	0.45	5	13	21	1000	5500	0.4	2	30	2.3
Nardus_stricta	10	1.2	0.05	2	10	1	0.2	1.50E+05	3000	0.15	0.25	0.4	0	8	16	1500	5000	0.15	2	1	0
Poa_nemoralis	5	1	5	2	1000	0	8	0	1E+05	0.05	0.1	0.2	2	10	20	1250	5000	0.4	2	3	9
Blechnum_spicant	20	1	0.05	2	3	1	0.6	0	9000	0.15	0.35	0.5	3	11	19	175	2000	0.15	1	1	0
Athyrium_filix-femina	20	1	0.05	2	5	1	1	0	20800	0.15	0.35	0.5	-1	7	15	150	2500	0.4	2	1	0
Dryopteris_dilatata_coll	20	1	0.5	2	1000	0	2	0	30000	0.1	0.3	0.5	3	11	19	150	2500	0.4	2	1	2.3

Latin name	years	nitrogen					pH response			soil moisture			temperature			light		h(m)	height	kP	kGrazing
		a0	k+	w+	k-	w-	kbc/al	kbc	kph	Wmin	Wtop	Wmax	Tmin	Ttop	Tmax	Lmin	Lmax				
Lycopodium_annotinum	5	1	0.01	2	0	1	0.6	0	9000	0.15	0.35	0.6	-1	7	15	150	2500	0.15	1	1	0
Pteridium_aquilinum	20	1	0.5	2	1000	0	12	0	2E+05	0.05	0.2	0.3	2	8	18	750	3250	0.5	2	1	0
Aconitum_lycoctonum	20	1	5	2	1000	0	10	0	2E+05	0.25	0.55	0.9	2	6	10	1000	5000	1	2	1	0
Allium_ursinum	2	1	20	2	1000	0	40	0	6E+05	0.25	0.2	0.6	4	12	20	250	5000	0.25	2	30	0
Anemone_nemorosa	10	1	0.5	2	1000	0	0.8	0	12000	0.2	0.3	0.4	2	10	18	250	3500	0.15	1	3	2.3
Antennaria_dioica	5	1	0.01	2	1000	0	0.1	0	1500	0.05	0.1	0.2	0	6	12	2000	5500	0.01	1	1	0
Arnica_montana	5	1	0.01	2	1000	0	0.6	0	9000	0.05	0.1	0.2	7	15	20	2000	5500	0.01	1	1	0
Epilobium_angustifolium	5	1	1	2	1000	0	2	0	30000	0.15	0.2	0.3	0	8	20	1750	5500	0.8	2	3	32
Galium_odoratum	3	1	5	2	1000	0	1.2	0	18000	0.15	0.25	0.4	3	11	19	250	3000	0.15	1	1	0.7
Geranium_robertianum	3	1	1	2	1000	0	6	0	90000	0.15	0.25	0.4	-1	7	16	500	3000	0.15	1	2	9
Geranium_sylvaticum	3	1	1	2	1000	0	1.8	0	27000	0.15	0.25	0.4	2	10	14	500	3000	0.5	2	3	9
Hepatica_nobilis	20	1	1	2	1000	0	8	0	1E+05	0.15	0.25	0.4	2	10	18	375	3000	0.5	1	3	0
Mercurialis_perennis	5	1	5	2	1000	0	2	0	30000	0.1	0.25	0.4	5	15	20	500	3000	0.5	1	1	0
Origanum_vulgare	20	1	0.5	2	30	1	10	0	2E+05	0.05	0.15	0.25	4	12	20	1500	6000	0.04	2	3	0.7
Oxalis_acetosella	2	1	0.5	2	1000	0	0.2	0	3000	0.1	0.2	0.7	0	8	18	100	2500	0.05	1	1	0
Trifolium_repens	5	1	1	0	1000	0	1.3	0	19500	0.2	0.35	0.4	5	15	25	1250	5500	0.3	2	1	32
Adenostylus_alliaria	5	1	1	2	1000	0	6	0	2E+05	0.2	0.35	0.4	1	9	17	500	3000	0.5	2	1	9
Luzula_luzuloides	5	1	0.03	2	0.1	1	0.3	0	3000	0.1	0.25	0.4	0	8	16	375	3000	0.2	1	1	0.7
Sesleria_coerulea	5	1	0.05	2	0.1	1	6	0	90000	0.1	0.25	0.5	3	11	19	1500	6000	0.2	2	1	0.7
Dentaria_pentaphyllos	5	1	0.05	2	3	1	12	0	2E+05	0.15	0.3	0.5	3	11	19	375	3000	0.2	2	1	0
Equisetum_hyemale	15	1	0.05	2	3	1	12	0	2E+05	0.2	0.25	0.6	0	8	16	375	3000	0.3	2	1	0
Equisetum_sylvaticum	15	1	0.05	2	3	1	0.3	0	3000	0.2	0.4	0.6	2	10	18	375	3000	0.3	2	1	0.7
Circaea_lutetiana	5	1	1	2	10	1	12	0	2E+05	0.15	0.25	0.5	3	11	19	500	3000	0.2	1.5	1	0.7
Hedera_helix	30	1	1	2	1000	0	6	0	90000	0.15	0.25	0.5	3	11	19	500	3000	1.2	3	1	0.7
Impatiens_glandulifera	5	1	1	2	10	1	12	0	2E+05	0.2	0.3	0.5	4	12	20	600	3500	1	1	1	0.7
Impatiens_noli-tangere	5	1	0.5	2	5	1	6	0	90000	0.2	0.3	0.5	3	11	19	500	3000	0.6	1	1	0.7
Luzula_sylvatica	5	1	0.05	2	3	1	0.3	0	3000	0.15	0.25	0.5	2	10	18	500	3000	0.3	1	1	0.7
Cicerbita_alpina	5	1	1	2	1000	0	12	0	2E+05	0.2	0.3	0.5	1	9	17	1250	5500	0.4	1	1	2.3
Ranunculus_lanuginosus	5	1	0.5	2	5	1	6	0	90000	0.15	0.25	0.5	4	12	20	375	3000	0.2	2	1	0.7
Urtica_doica	5	1	5	2	1000	0	10	0	2E+05	0.15	0.25	0.45	2	10	20	500	5000	0.8	1	3	0.7
Tilia_platyphylla	100	1	0.05	2	3	1	1.2	0	12000	0.15	0.25	0.5	4	12	20	1400	4000	0.1	3	3	9
Sambucus_nigra	8	1	1	2	1000	0	0.4	0	6000	0.15	0.25	0.5	5	13	21	1200	5000	0.1	2	3	32
Sorbus_aria	20	1	0.05	2	0.1	1	0.6	0	90000	0.15	0.25	0.5	4	12	20	800	4000	0.1	3	3	9

Latin name	years	nitrogen					pH response			soil moisture			temperature			light		h(m)	height	kP	kGrazing
		a0	k+	w+	k-	w-	kbc/al	kbc	kph	Wmin	Wtop	Wmax	Tmin	Ttop	Tmax	Lmin	Lmax				
<i>Sorbus_aucuparia</i>	30	1	0.05	2	3	1	0.35	0	5000	0.15	0.25	0.5	-2	6	14	1000	4000	0.1	3	2	32
<i>Alnus_glutinosa</i>	30	1	0	0	1000	0	1.2	0	12000	0.2	0.3	1	2	10	18	500	3500	0.1	3	1	0.7
<i>Alnus_incana</i>	30	1	0	0	1000	0	6	0	90000	0.2	0.3	1	0	8	16	500	3500	0.1	3	1	0.7
<i>Alnus_viridis</i>	30	1	0	0	1000	0	1.2	0	12000	0.2	0.3	1	-1	7	17	1200	5000	0.1	3	1	0.7
<i>Betula_pendula</i>	60	1	0.01	2	3	1	0.28	0	3750	0.15	0.25	0.5	-2	10	14	1000	2600	0.1	3	1	9
<i>Carpinus_betulus</i>	100	1	0.05	2	3	1	0.4	0	6000	0.15	0.25	0.5	3	11	19	800	2500	0.1	3	1	2.3
<i>Fagus_sylvatica</i>	100	1	0.05	2	3	1	0.3	0	4200	0.15	0.25	0.5	3	11	19	600	2600	0.1	3	1	9
<i>Quercus_robur</i>	120	1	0.5	2	5	1	0.25	0	3000	0.15	0.25	0.5	4	12	20	1000	2800	0.1	3	1	2.3
<i>Quercus_pubescens</i>	100	1	0.05	2	3	1	0.3	0	4000	0.1	0.2	0.5	6	14	22	1000	2800	0.1	3	1	0.7
<i>Castanea_sativa</i>	90	1	0.05	2	3	1	0.25	0	3000	0.15	0.25	0.5	7	15	23	500	3500	0.1	3	2	0.7
<i>Prunus_serotina</i>	20	1	0.05	2	3	1	6	0	90000	0.15	0.25	0.5	10	18	26	600	2600	0.1	3	2	32
<i>Prunus_laurocerasus</i>	20	1	0.05	2	3	1	0.25	0	3500	0.15	0.25	0.5	4	12	20	600	2600	0.1	3	2	32
<i>Acer_pseudoplatanus</i>	80	1	0.5	2	5	1	0.25	0	3500	0.18	0.28	0.5	2	12	18	800	2800	0.1	3	1	9
<i>Ostrya_carpinifolia</i>	30	1	0.05	2	0.1	1	6	0	90000	0.1	0.2	0.5	7	15	23	800	2500	0.1	3	2	9
<i>Robina_pseudoacacia</i>	60	1	0	0	1000	0	1.2	0	12000	0.1	0.2	0.5	7	15	23	500	3500	0.1	3	2	0
<i>Trachyspermum_fortunei</i>	30	1	0.05	2	3	1	1.2	0	12000	0.15	0.25	0.5	8	16	24	800	3000	0.1	3	2	0
<i>Populus_tremula</i>	40	1	0.01	2	3	1	0.6	0	9000	0.1	0.2	0.5	3	11	19	1200	3500	0.1	3	1	9
<i>Ilex_aquifolium</i>	70	1	0.05	2	3	1	1.2	0	12000	0.15	0.25	0.5	10	18	26	400	2400	0.1	3	1	0
<i>Ulmus_glabra</i>	80	1	0.5	2	5	1	0.5	0	7500	0.15	0.25	0.5	4	12	20	1200	2600	0.1	3	2	9
<i>Fraxinus_excelsior</i>	80	1	0.05	2	5	1	6	0	90000	0.15	0.25	0.6	4	12	20	1200	2600	0.1	3	2	9
<i>Abies_alba</i>	60	1	0.05	2	3	1	0.36	0	5000	0.18	0.28	0.5	1	9	17	600	2000	0.1	3	1	0.7
<i>Picea_abies</i>	60	1	0.01	2	3	1	0.32	0	4500	0.15	0.25	0.5	-1	7	15	400	1700	0.1	3	1	0.7
<i>Pinus_cembra</i>	80	1	0.01	2	0.1	1	0.32	0	4500	0.15	0.25	0.5	4	12	20	1000	2600	0.1	3	1	0.7
<i>Pinus_sylvestris</i>	80	1	0.01	2	0.1	1	0.28	0	3000	0.05	0.15	0.5	-1	7	15	600	2200	0.1	3	1	0.7
<i>Larix_decidua</i>	60	1	0.05	2	3	1	0.6	0	9000	0.15	0.25	0.5	-1	7	15	800	2700	0.1	3	1	9

Years is the delay time (more or less plant life time). The parametric responses to drivers presented in Table 1 and Table 2 are defined in mathematical terms below. The nitrogen response combines a promotion function and a retardation function as in Equation 1, where w_+ denotes the slope of the promotion section, k_+ determines the threshold of $[N]$ where the positive response starts, k_- the threshold $[N]$ where the retardation slope starts, w_- the slope of the retardation function, and a_0 is a normalizing factor.

$$f(N) = a_0 \cdot \frac{[N]^{w_+}}{k_+ + [N]^{w_+}} \cdot \frac{k_-}{k_- + [N]^{w_-}}$$

Equation 1

The pH response is given in Equation 2, and is expressed as a function of $[H^+]$ in the soil solution.

$$f(pH) = \frac{1}{1 + k_{pH}[H^+]}$$

Equation 2

The calcifugicity retardation function is defined for a limited number of plants which show signs of decline when their uptake function is impaired by elevated Ca^{2+} concentrations, given by Equation 3

$$f(Ca) = \frac{1}{1 + k_{Ca}[Ca^{2+}]^2}$$

Equation 3

The plant responses to soil moisture, air temperature and ground level photosynthetically active radiation (PAR) are extrapolated between thresholds as in Table 2. For each plant, a minimum soil moisture threshold is defined below which the plant cannot establish nor subsist, a moisture level optimal for the plant, and an upper limit above which the soil is too moist for the plant to be present. Soil moisture is given as the fraction of saturated pores in the soil, meaning that a soil moisture value of 1 corresponds to a fully water saturated soil.

For air temperature, three values are defined, a minimum below which the plant cannot establish, an optimal value, and a maximum above which the physiology of the plant fails due to excessive heat. Temperature is given as the average yearly air temperature.

For the light response, only two values are needed, a lower limit below which it is too dark for the plant to establish, and an optimal level above which the plant receives sufficient light. The light driver is given as the average yearly PAR in $\mu\text{mol}_{\text{photon}} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{sec}^{-1}$. $h(m)$ is the above ground competition in meter effective plant height and k_{Grazing} is the susceptibility to graze damage.

Soil inputs for the five modelled sites.

Aeschau

Layer	Thickness (cm)	Density (kg/m ³)	Weatherable area (m ² /m ³)	PCO ₂ (x ambient)	Log Gibbsite (kmol ² ·m ⁻³)	CEC (keq/m ²)
1	5	677	1069317	2.4	7.4	1.3E-04
2	5	1151	1841123	5.1	8.5	7.5E-05
3	8	1141	1821508	8.1	8.5	4.4E-05
4	12	1571	2802584	11.9	9.0	6.0E-05
5	30	1614	2615741	17.7	9.5	4.8E-05

Bachtel

Layer	Thickness (cm)	Density (kg/m ³)	Surface area (m ² /m ³)	PCO ₂ (x ambient)	Log Gibbsite (kmol ² ·m ⁻³)	CEC (keq/m ²)
1	10	1277	1465255	3.8	8.0	7.6E-05
2	40	1481	2749970	13.8	9.0	7.5E-05
3	30	1750	2506432	21.4	9.7	5.5E-05
4	30	2050	2166139	25.0	9.7	5.2E-05

Frienisberg

Layer	Thickness (cm)	Density (kg/m ³)	Surface area (m ² /m ³)	PCO ₂ (x ambient)	Log Gibbsite (kmol ² ·m ⁻³)	CEC (keq/m ²)
1	5	708	1779700	2.4	7.8	1.1E-04
2	15	1162	2565069	7.4	8.3	7.9E-05
3	20	1228	2070221	13.8	9.1	3.8E-05
4	20	1529	2622021	18.7	9.7	3.4E-05
5	40	1533	2239459	23.4	9.7	4.5E-05

Lurengo

Layer	Thickness (cm)	Density (kg/m ³)	Surface area (m ² /m ³)	PCO ₂ (x ambient)	Log Gibbsite (kmol ² ·m ⁻³)	CEC (keq/m ²)
1	5	716	684266	2.4	7.3	1.04E-04
2	5	806	789216	5.1	7.3	5.58E-05
3	10	1320	1041829	8.5	8.4	4.10E-05
4	5	1492	749376	11.4	8.6	2.55E-05
5	50	1734	966279	18.7	9.2	2.05E-05
6	30	2376	426257	24.5	9.7	2.21E-06

Olsberg

Layer	Thickness (cm)	Density (kg/m ³)	Surface area (m ² /m ³)	PCO ₂ (x ambient)	Log Gibbsite (kmol ² ·m ⁻³)	CEC (keq/m ²)
1	5	788	2015760	2.4	8.5	8.95E-05
2	5	1143	3017626	5.1	9.0	6.37E-05
3	15	1236	3306136	9.5	9.4	5.41E-05
4	20	1241	3320787	15.2	9.4	7.08E-05
5	55	1612	4365991	22.5	9.7	1.33E-04

Wengernalp

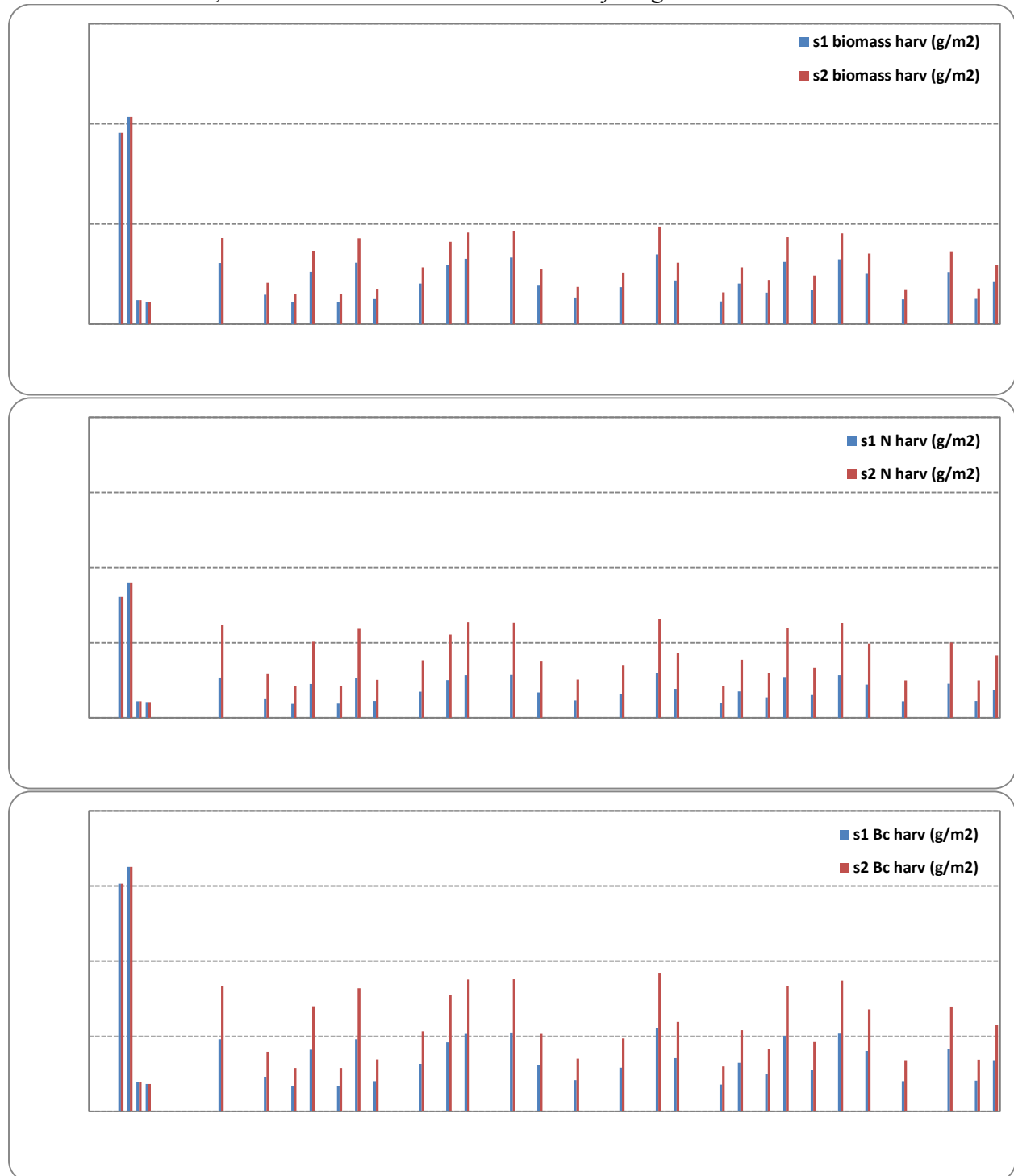
Layer	Thickness (cm)	Density (kg/m ³)	Surface area (m ² /m ³)	PCO ₂ (x ambient)	Log Gibbsite (kmol ² ·m ⁻³)	CEC (keq/m ²)
1	5	612	613011	2.4	6.8	2.25E-04
2	5	846	1505541	5.1	7.9	9.33E-05
3	5	814	1513265	7.4	8.2	1.10E-04
4	5	1359	1213462	9.5	9.1	3.42E-05
5	15	1693	1489215	13.0	8.8	3.31E-05
6	15	1797	816679	17.1	9.7	2.68E-05
7	15	2548	95188	20.1	9.7	1.83E-06

Appendix B.

This appendix summarises the amount of biomass, nitrogen and base cations (Bc) removed under stem only harvest (SOH) and under whole tree harvest (WTH). Bc removal under whole tree harvest also corresponds to the amount of Bc returned to the site in the form of ash. Ash recycling takes place the year after the harvest. The harvest removal intensities are presented for each site

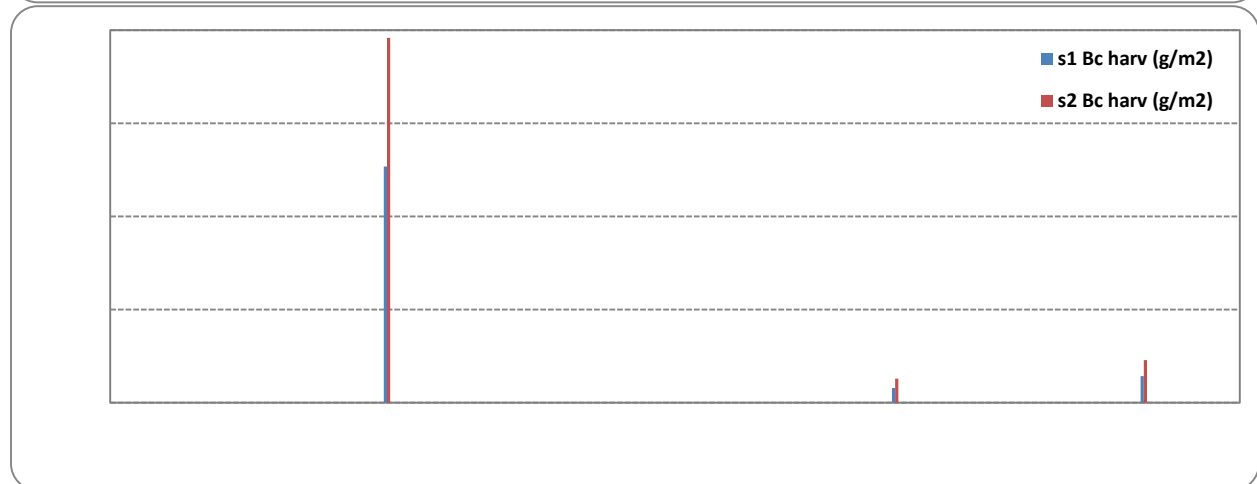
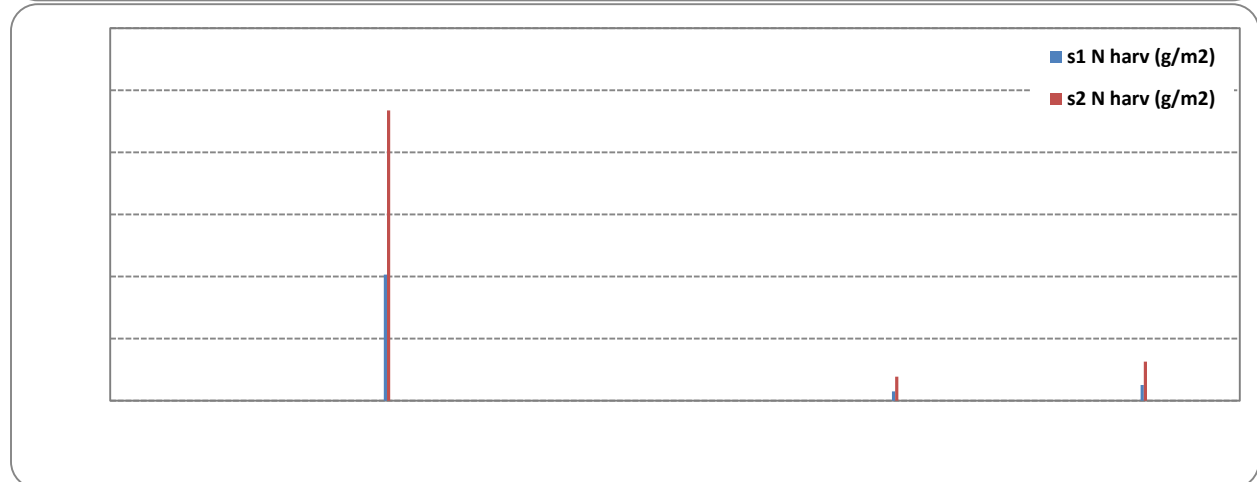
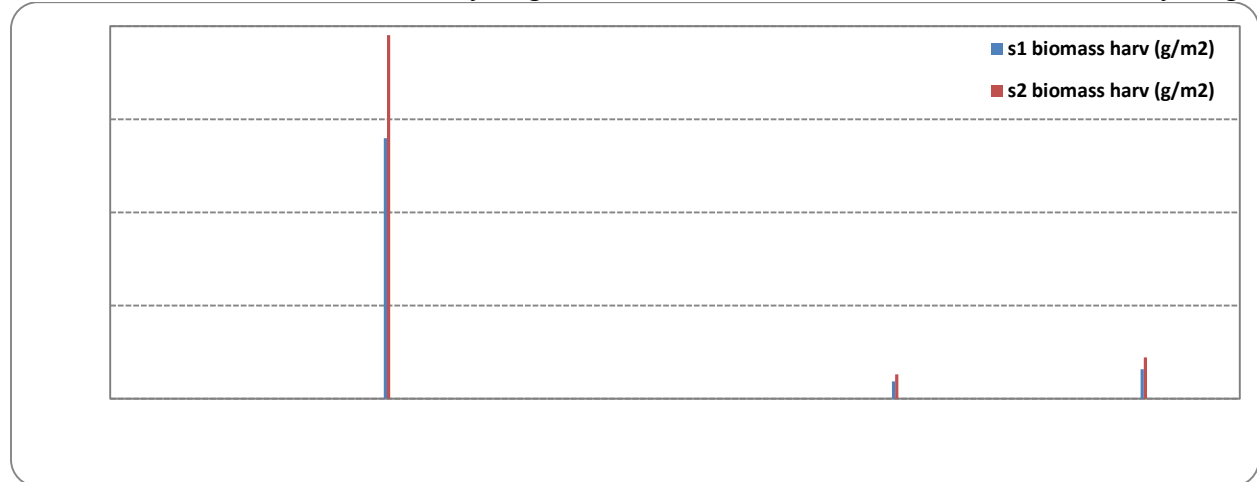
Aeschau

Aeschau is subjected to continuous selective cutting, resulting in frequent harvests but with small intensities. s1: SOH, s2: WTH and s3: WTH with ash recycling.



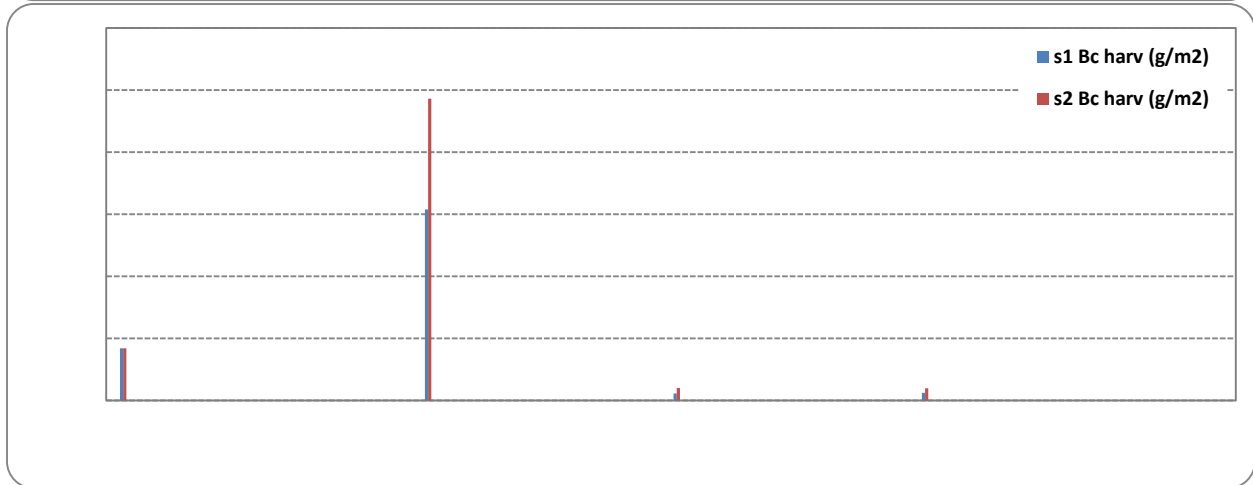
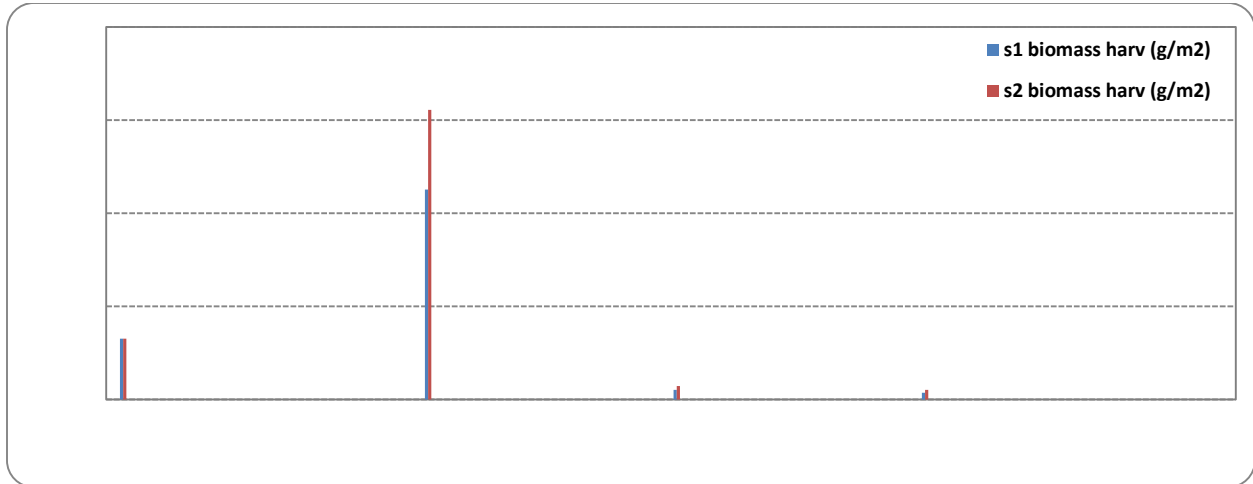
Bachtel

A clearcut is planned at Bachtel in the year 2024. Being a Bc rich site, the amount of Bc present in the biomass at harvest is relatively large. s1: SOH, s2: WTH and s3: WTH with ash recycling.



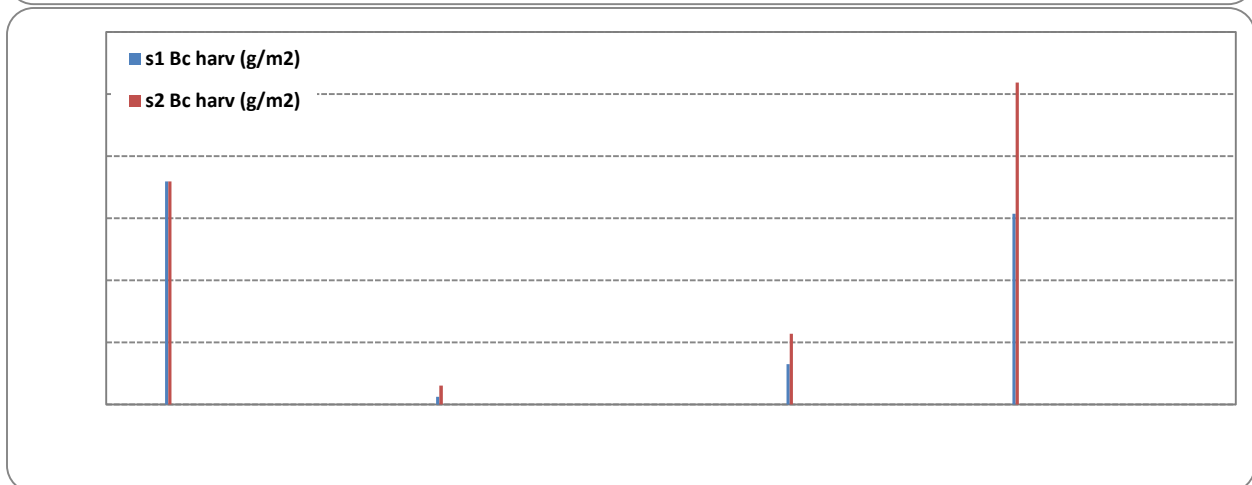
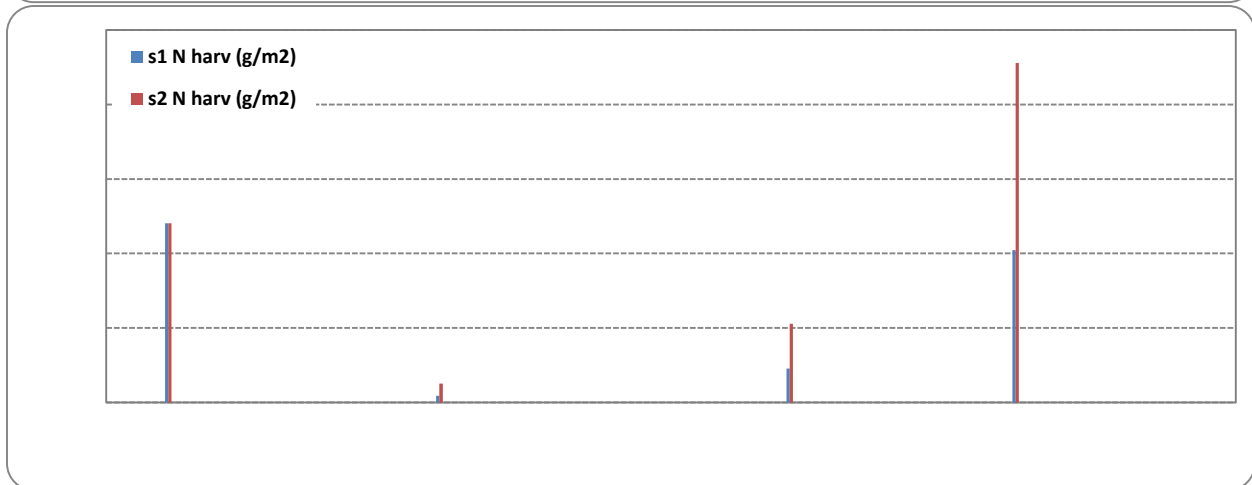
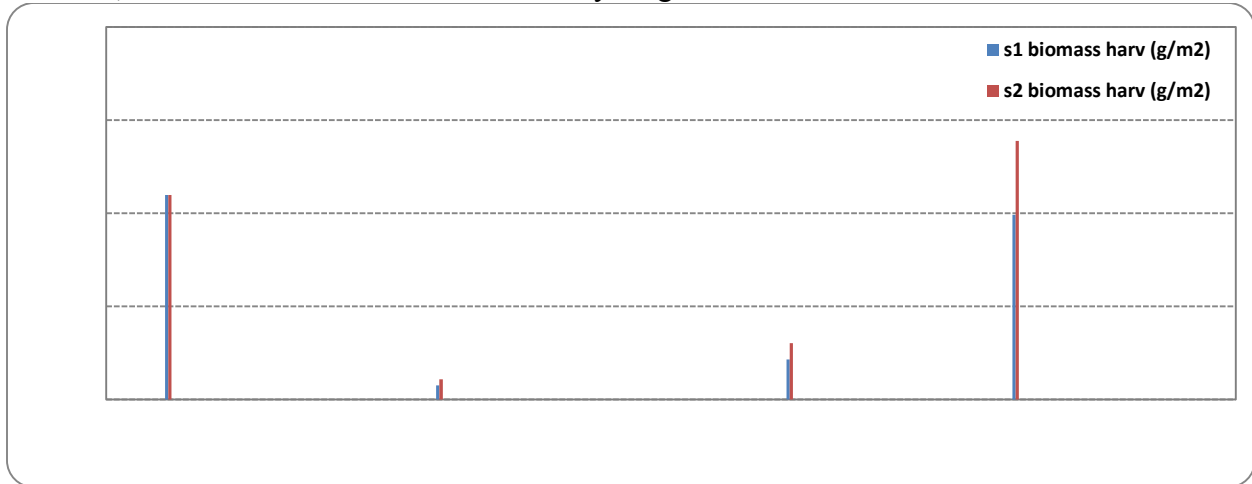
Frienisberg

A clearcut is planned at Frienisberg in the year 2028, followed by marginal selective cuts. s1: SOH, s2: WTH and s3: WTH with ash recycling.



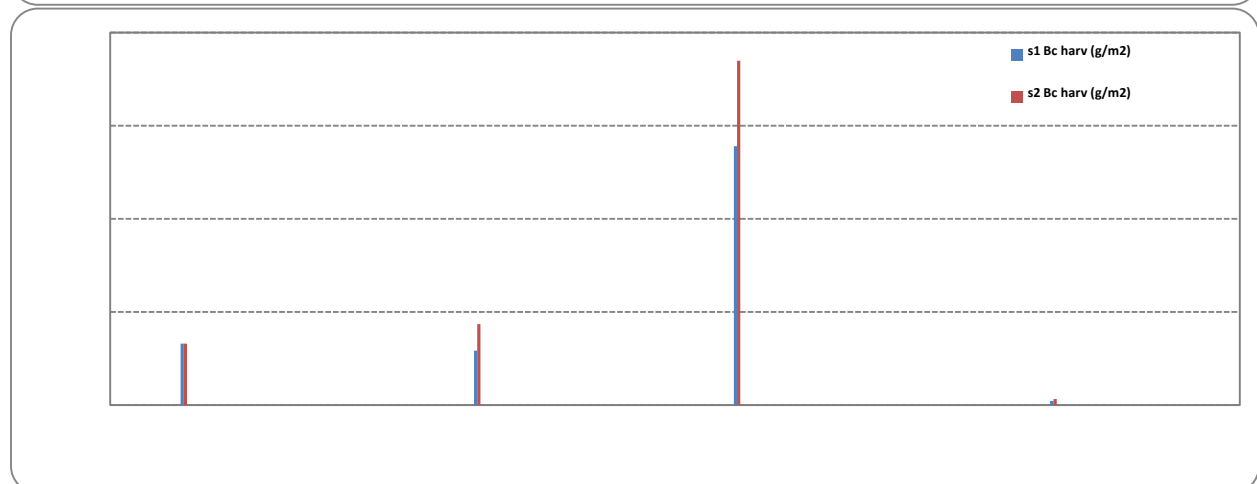
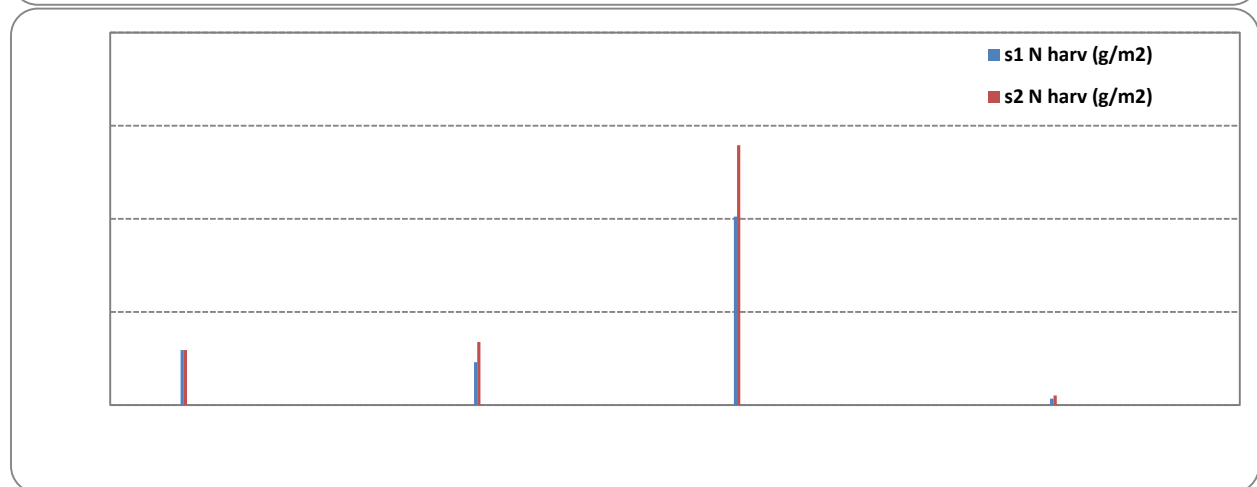
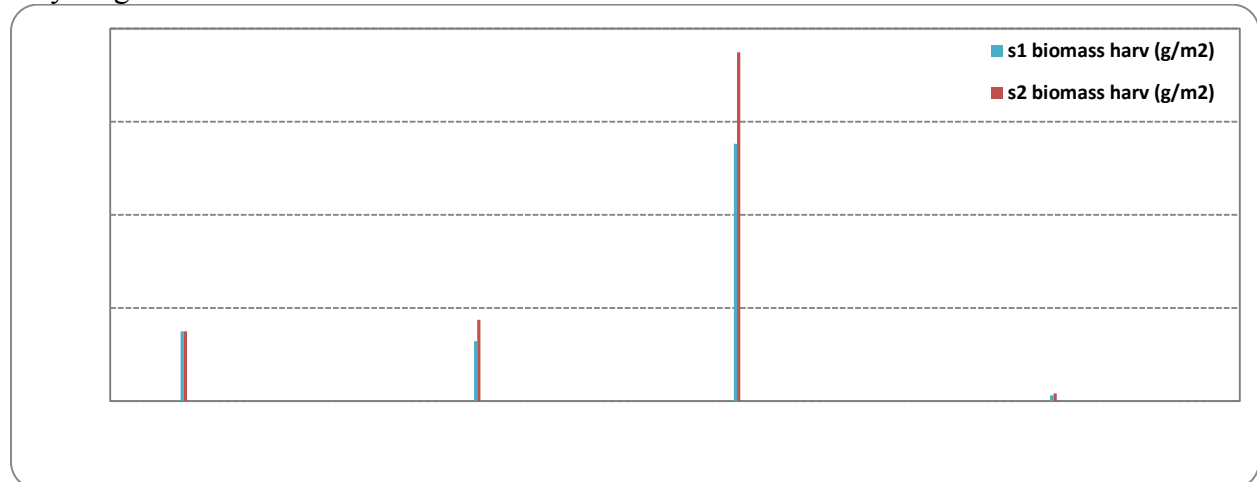
Lurengo

There is no difference in harvest at Lurengo in 2005 (past). A clearcut is theoretically planned in 2080, the effect of which can be seen on the nutrient removal between the two harvest scenarios. s1: SOH, s2: WTH and s3: WTH with ash recycling.



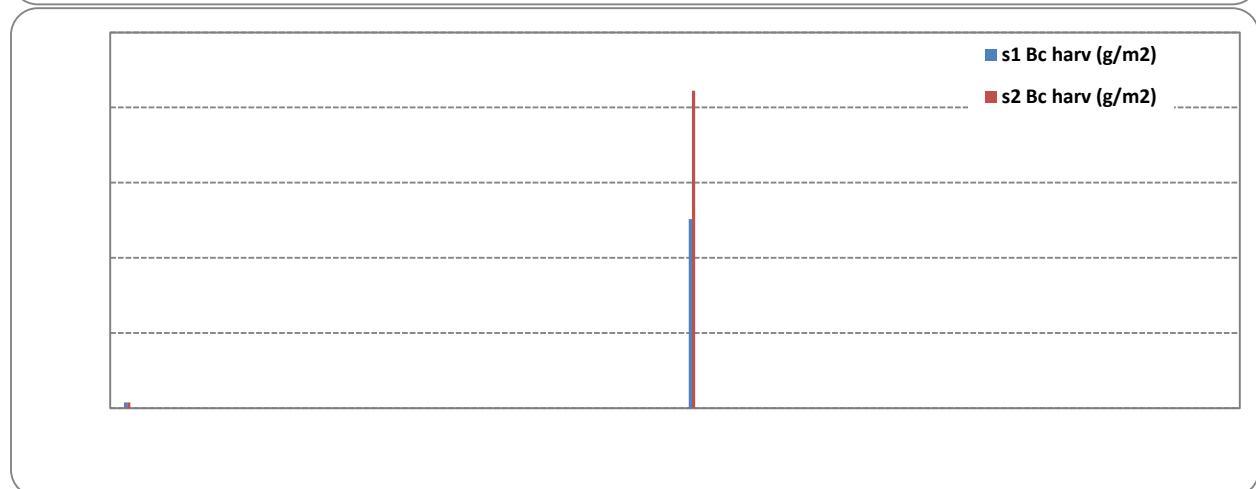
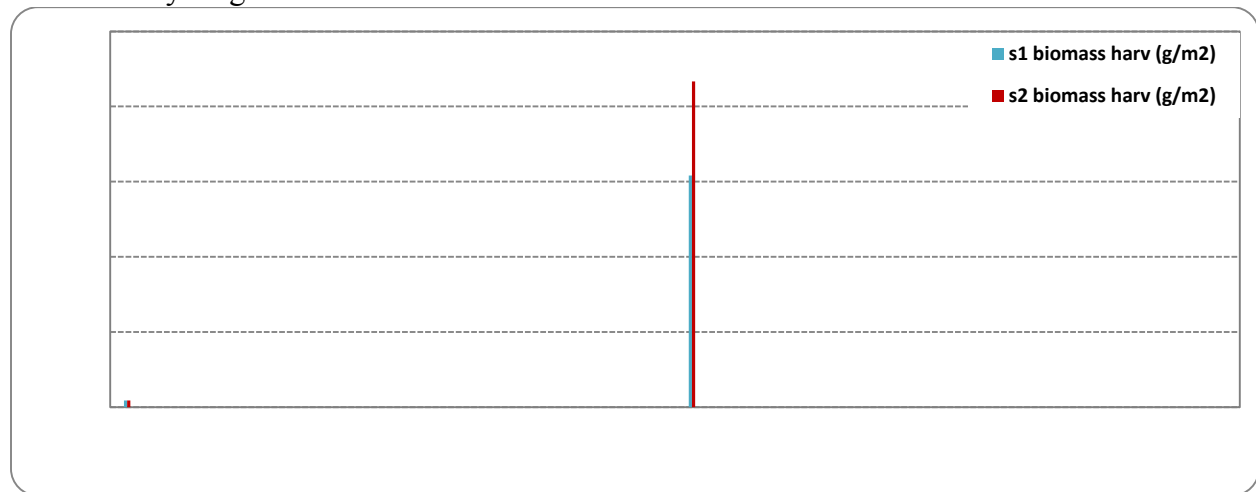
Olsberg

Because Olsberg is a beech stand, whole tree harvest implies the removal of additional woody tissue and the corresponding fraction of nutrient storage. Since harvesting occurs in winter, no foliage is present during the cutting. This explains the comparable differences between Bc and N removal between stem only and whole tree harvesting. s1: SOH, s2: WTH and s3: WTH with ash recycling.



Wengernalp

A single cutting event takes place at Wengernalp between 2002 and 2100 (in 2051). The magnitude of the cutting is relatively small (30% of the standing biomass). s1: SOH, s2: WTH and s3: WTH with ash recycling.



15 Anhang

15.1 Für die Kartierung der Basensättigung verwendete Werte für die Variable $\text{pH}_{\text{Oekogramm}}$

pflanzensoziologische Einheit	Wert für Variable $\text{pH}_{\text{Oekogramm}}$
1	3.10
10a	7.18
10w	7.18
11	7.26
11A	7.14
12a	7.08
12aH	7.08
12aS	7.50
12at	7.47
12c	5.77
12e	7.18
12g	7.34
12s	6.86
12w	7.08
13	7.30
13a	6.90
13at	6.90
13e	6.37
13eh	6.40
13g	7.20
13h	7.00
13ho	7.00
14a	7.05
14e	7.33
14w	7.05
15a	5.01
15w	5.01
16a	6.75
16l	7.08
16w	6.75
17	7.20
17ho	7.20
18a	5.09
18aF	4.34
18aH	5.85
18aS	5.22
18c	5.55
18d	3.71
18e	6.39
18f	7.21
18g	7.20
18s	4.90
18sE	5.80
18w	5.09

pflanzensoziologische Einheit	Wert für Variable pH _{Oekogramm}
19	3.10
19a	2.97
19ka	3.63
19ps	2.91
1a	2.94
1aho	2.97
1f	3.32
1ho	3.09
2	2.95
20	6.16
20a	6.02
20g	6.92
21	7.00
21a	6.07
21e	6.10
22	6.90
22*	6.56
22a	7.30
22C	7.00
22e	7.00
22U	7.00
22s	7.00
23	7.00
24*	7.00
24A	7.00
24*C	7.00
24*U	7.00
25	6.24
25*	6.19
25A	6.19
25k	6.59
26a	5.32
26e	5.82
26f	6.32
26g	6.74
26h	6.87
26ho	7.06
26w	5.32
27a	5.19
27f	6.30
27g	6.52
27h	6.87
27ho	7.02
27w	7.00
28	6.42
28(ex)	6.70
28ex	7.00
29a	6.27
29	4.98
29a(ex)	
29c	
29d	4.43

pflanzensoziologische Einheit	Wert für Variable pH _{Oekogramm}
29e	6.27
29e(ex)	
29ex	
29le	4.98
2ha	3.26
2hk	2.94
2ho	2.96
30	6.38
31	6.30
32	6.27
32*	6.94
32*Pio	7.14
35	4.32
35a	4.50
35e	4.45
38	6.20
38*	6.20
38w	6.20
39a	6.27
39	5.00
39w	6.27
41	5.70
43	6.23
44	6.39
45	3.00
46	3.31
46a	3.02
46ati	3.07
46e	2.91
46g	3.61
46gti	3.63
46s	3.04
46sti	3.10
48	7.00
48a	7.00
48e	7.00
49	5.12
49a	5.19
49f	6.73
49ho	5.58
50	5.16
50*	6.83
50Farn	4.95
50a	5.34
50d	4.13
50f	6.95
51	4.00
53	6.96
53a	6.00
53e	6.58
54*	3.73
55	5.27

pflanzensoziologische Einheit	Wert für Variable pH _{Oekogramm}
56	3.09
56ho	3.05
57	3.13
57a	3.11
57b	3.25
59*	6.00
6	3.92
6a	3.92
60*	7.00
60a	5.85
60d	4.21
61	6.81
62	6.81
63	7.00
65	7.05
65o	7.15
66	7.00
67	6.93
67l	6.50
67o	6.81
68	2.94
69	4.97
69*	4.94
7*	3.11
7c	3.11
70	2.72
71	2.87
7a	5.10
7aB	4.27
7aL	4.28
7aS	5.21
7aa	4.63
7b	4.08
7d	4.43
7e	6.21
7eS	6.21
7f	6.23
7g	6.32
7s	5.04
8*	3.15
8c	3.15
8a	5.08
8aS	5.16
8aa	4.57
8b	4.22
8d	4.25
8e	6.32
8eS	6.30
8f	6.35
8g	6.34
8s	5.04
9a	7.22

pflanzensoziologische Einheit	Wert für Variable $\text{pH}_{\text{Oekogramm}}$
9b	7.26
9g	7.30
9s	6.95
9w	7.22

15.2 Bodenchemie pro Vegetationseinheit: Mittelwerte und Anzahl

Gesellschaft	Anzahl	Bezeichnung	Basensättigung 0-40 cm Tiefe (%)			citratlöslicher Phosphor 0-40 cm Tiefe (mg P/kg)			pH(CaCl ₂) 0-40 cm Tiefe		
			Mittelw.	Min.	Max.	Mittelw.	Min.	Max.	Mittelw.	Min.	Max.
1a	10	Typ. Waldhainsimsen-Buchenwald	33.3	12.2	57.2	31.9	5.9	196.7	3.75	3.66	3.89
1f	4	Typ. Waldhainsimsen-Buchenwald, Ausbildung mit Waldhainsimse	48.2	35.0	69.2	28.8	4.6	55.9	3.96	3.94	3.99
2	11	Waldhainsimsen-Buchenwald mit Weissmoos	28.6	8.6	58.1	16.4	4.3	44.8	3.64	2.96	3.98
3BL	1	Typischer Schneesimsen-Buchenwald, Blockausbildung (Silikat)	78.0	78.0	78.0	21.4	21.4	21.4	4.58	4.58	4.58
3VL	1	Stechpalmen-Buchenwald, nährstoffarm (V für Vacc. myrtillus) (Dionea 2000)	27.1	27.1	27.1	20.1	20.1	20.1	3.84	3.84	3.84
3mL	2	Stechpalmen-Buchenwald, mesophil (gem. Dionea 2000)	21.4	18.7	24.2	14.3	10.4	18.2	3.89	3.86	3.93
4L	1	Farnreicher Schneesimsen-Buchenwald mit Farnen	26.3	26.3	26.3	25.2	25.2	25.2	3.86	3.86	3.86
6	9	Waldmeister-Buchenwald mit Hainsimse	27.4	18.0	45.1	25.5	9.4	53.6	4.06	3.95	4.26
7*	8	Waldmeister-Buchenwald mit Rippenfarn	17.7	10.6	29.2	21.8	6.7	74.5	3.68	3.19	4.16
7a	28	Typ. Waldmeister-Buchenwald	64.6	13.3	100.0	15.6	3.5	48.1	4.52	3.37	6.70
7aB	13	Typ. Waldmeister-Buchenwald, Ausbildung mit Seegras	16.8	11.9	22.6	33.2	8.3	73.1	3.94	3.73	4.17
7aP	6	Typ. Waldmeister-Buchenwald, Ausbildung mit Carex pilosa (Wimpersegge)	43.9	21.2	60.6	28.4	4.5	90.5	4.18	3.97	4.39
7aS	28	Typ. Waldmeister-Buchenwald, Ausb. mit Wald-Ziest	66.6	28.4	100.0	39.8	3.5	524.0	4.35	3.83	6.13
7aa	25	Typ. Waldmeister-Buchenwald, artenarme Ausb.	31.1	11.6	67.7	43.0	7.3	152.0	3.97	3.63	4.18
7b	3	Typ. Waldmeister-Buchenwald, Ausb. mit Abgerücktähriger Segge	32.5	19.4	51.1	31.6	1.9	74.7	4.04	4.04	4.04
7d	17	Typ. Waldmeister-Buchenwald, Ausb. mit Hainsimse	29.3	9.8	70.2	23.2	4.1	82.8	3.85	3.37	4.16
7e	12	Waldmeister-Buchenwald mit Hornstrauch	99.2	90.8	100.0	9.1	1.8	19.0	6.09	4.53	7.16
7f	10	Waldmeister-Buchenwald mit Lungenkraut	78.5	24.1	100.0	14.2	5.8	30.2	6.25	3.86	6.86
7g	8	Waldmeister-Buchenw. mit Lungenkraut, Ausb. mit Wald-Ziest	80.8	29.9	100.0	74.3	6.0	524.0	5.15	3.83	6.70
8*	13	Waldhirsens-Buchenwald mit Rippenfarn	14.3	4.5	29.4	30.8	8.9	150.6	3.69	3.56	4.03
8a	13	Typ. Waldhirsens-Buchenwald	62.7	18.0	100.0	22.6	7.7	43.9	4.92	3.46	6.72
8aa	7	Typ. Waldhirsens-Buchenwald, artenarme Ausb.	33.3	11.8	79.9	12.9	7.4	20.3	3.77	3.59	4.15
8d	16	Waldhirsens-Buchenwald mit Hainsimse	28.3	7.9	90.6	18.5	3.5	63.5	3.85	3.45	4.82
9a	6	Typ. Lungenkraut-Buchenwald	98.5	91.2	100.0	5.9	5.0	6.1	6.65	5.32	7.01
10a	4	Lungenkraut-Buchenwald mit Immenblatt	100.0	100.0	100.0	6.9	4.4	11.3	7.02	6.74	7.48
10w	2	Lungenkraut-Buchenwald mit Immeblatt, Ausb. m. Schlaffer Segge	100.0	100.0	100.0	18.0	11.3	24.7	7.36	7.24	7.48
11	2	Aronstab-Buchenmischwald	100.0	100.0	100.0	8.7	5.0	12.4	6.08	5.14	7.01
12a	12	Typ. Zahnwurz-Buchenwald	97.1	65.2	100.0	16.6	8.8	38.0	6.21	3.75	6.92
12e	5	Zahnwurz-Buchenwald mit Weisser Segge	100.0	100.0	100.0	8.9	7.8	11.3	7.14	6.92	7.48
12g	5	Zahnwurz-Buchenwald mit Bärlauch	100.0	100.0	100.0	20.9	5.8	49.8	7.03	6.60	7.35
12w	3	Zahnwurz-Buchenwald mit Schlaffer Segge	74.7	24.1	100.0	18.9	6.4	27.3	5.40	3.86	6.27
13a	1	Linden-Zahnwurz-Buchenwald	100.0	100.0	100.0	27.9	27.9	27.9	7.27	7.27	7.27
15	1	Bergseggen-Buchenwald	100.0	100.0	100.0	37.2	37.2	37.2	7.36	7.36	7.36
18aF	11	Typ. Tannen-Buchenwald, Ausb. mit Wald-Schwingel	59.9	19.3	100.0	14.0	4.7	26.8	4.49	3.91	5.39
18d	5	Tannen-Buchenwald mit Etagenmoos	39.6	14.2	96.3	15.8	10.6	22.7	4.07	3.54	4.98

Gesellschaft	Anzahl	Bezeichnung	Basensättigung 0-40 cm Tiefe (%)			citratlöslicher Phosphor 0-40 cm Tiefe (mg P/kg)			pH(CaCl ₂) 0-40 cm Tiefe		
			Mittelw.	Min.	Max.	Mittelw.	Min.	Max.	Mittelw.	Min.	Max.
18g	1	Tannen-Buchenwald mit Bärlauch	100.0	100.0	100.0	12.4	12.4	12.4	6.71	6.71	6.71
18w	1	Tannen-Buchenwald mit Schläffer Segge	43.5	43.5	43.5	15.7	15.7	15.7	4.06	4.06	4.06
19ps	6	Tannen-Buchenw. mit Hainsimse, pseudovergleyte Ausb.	38.3	13.2	93.3	11.7	4.8	21.5	3.94	3.31	4.71
20	3	Farnreicher Tannen-Buchenwald	100.0	100.0	100.0	5.2	5.0	5.3	6.65	5.58	7.19
22a	1	Hirschzungen-Ahornschluchtwald	100.0	100.0	100.0	14.1	14.1	14.1	7.35	7.35	7.35
26a	3	Ahorn-Eschenwald	86.2	79.3	100.0	8.7	5.2	10.4	5.28	4.44	6.97
35	1	Waldlabkraut-Hainbuchenmischwald	100.0	100.0	100.0	54.4	54.4	54.4	6.39	6.39	6.39
36	2	Hagebuchen-Hopfenbuchen-Eichenmischwald	55.6	28.0	83.2	7.6	7.2	7.9	4.22	3.82	4.61
41	4	Platterbsen-Eichenmischwald	78.7	25.6	100.0	10.8	4.0	18.9			
46a	20	Typ. Peitschenmoos-Tannen-Fichtenwald	24.6	8.0	67.9	20.5	3.3	67.3	3.44	2.98	3.71
46e	8	Peitschenmoos-Tannen-Fichtenwald, trockene Ausb.	25.0	8.9	46.7	27.9	7.0	43.4	3.60	3.16	3.76
46g	1	Eichen-Tannenwald mit Hain-Gilbweiderich	14.6	14.6	14.6	20.2	20.2	20.2			
46s	5	Peitschenmoos-Tannen-Fichtenwald mit Torfmoos	16.4	8.9	21.6	24.5	4.3	48.8	3.27	2.79	3.59
47H	1	Zypressen-Schlafmoos-Fichtenwald auf Silikat-Blockschutt))	97.5	97.5	97.5	12.4	12.4	12.4	5.64	5.64	5.64
48	1	Blockschutt-Tannen-Fichtenwald	97.5	97.5	97.5	23.1	23.1	23.1	5.88	5.88	5.88
50a	3	Typischer Alpendost-Fichten-Tannenwald	77.3	68.2	81.8	11.6	11.5	11.7	4.17	4.08	4.21
51PA	1	Labkraut-Tannen-Fichtenwald mit Schildfarn (Polystichum aculeatum)	99.3	99.3	99.3	23.1	23.1	23.1	5.39	5.39	5.39
53*	2	Erika-Fichtenwald	99.7	99.5	100.0	20.2	16.9	23.5	5.84	5.13	6.55
55	3	Ehrenpreis-Fichtenwald	33.3	22.4	43.5	19.6	15.7	26.8	3.69	3.22	4.06
57	3	Torfmoos-Fichtenwald mit Landschilf (EK), Alpenlattich-Fichtenwald (NaiS)	31.3	27.7	35.8	29.6	15.3	41.2	3.30	3.11	3.49
58	2	Lärchen-Fichtenwald (E+K), Typischer Preiselbeer-Fichtenwald (NaiS)	52.9	52.0	53.8	55.6	44.2	67.1	3.25	3.06	3.44

15.3 Statistische Detailinformationen

15.3.1 *Polynomially distributed lag model zur Berechnung der Tiefe der Nährstoffaufnahme*

Um abzuschätzen, aus welchen Bodentiefen die Nährstoffe aufgenommen werden, wurden die Blattkonzentrationen zu den entsprechenden Konzentrationen im Boden in Beziehung gesetzt, unterteilt nach Tiefenstufen. Dieses Datenset ist in mehrerer Hinsicht inhomogen. Einerseits sind die Bodenschichten innerhalb eines Standorts miteinander korreliert, andererseits enthält es mehrere Wiederholungen der Nährstoffanalysen am gleichen Standort. Der ersteren Gruppierung kann mit einem ‚polynomially distributed lag model‘ Rechnung getragen werden. Das ist eine bei Ökonomen verbreitete Methode für Autokorrelationen (Almon 1965). Der zeitlichen Wiederholung wurde durch die Analyse mit einem gemischten Modell Rechnung getragen. Die Rechnung bestand aus folgenden Schritten:

1. Die wurzeltransformierten Blattkonzentrationen an Calcium, Magnesium, Kalium und Phosphor aller verfügbaren Jahre wurden als abhängige Variablen verwendet, gruppiert nach Jahren (gemischte Regression).
2. Die pflanzenverfügbaren Mengen im Boden (NH₄Cl-Extrakt für Calcium, Kalium und Magnesium, Citronensäureextrakt für Phosphor, in kg/ha) wurden für Tiefenschritte von jeweils 10 cm berechnet, unter Berücksichtigung der Skelettgehalte. Vor der weiteren Verwendung wurden diese Werte logtransformiert. Ausgewertet wurden die Mengen bis 100 cm Tiefe. Bei mächtigeren Horizonten wurde davon ausgegangen, dass die Konzentration innerhalb des Horizonts konstant ist. Standorte, in denen die Profiltiefe weniger als 100 cm betrug, wurden aus der Analyse ausgeschlossen. Die bodenchemischen Daten stammten aus der Aufnahmeperiode 2005-2010.
3. Es wurden drei neue Variablen definiert, mit je einem Wert pro Standort:
 $D0 = \text{Tiefe}_1 + \text{Tiefe}_2 + \text{Tiefe}_3 + \dots + \text{Tiefe}_{10}$
 $D1 = \text{Tiefe}_1 + 2 * \text{Tiefe}_2 + 3 * \text{Tiefe}_3 + \dots + 10 * \text{Tiefe}_{10}$
 $D4 = \text{Tiefe}_1 + 4 * \text{Tiefe}_2 + 9 * \text{Tiefe}_3 + \dots + 100 * \text{Tiefe}_{10}$
4. Diese abgeleiteten Variablen wurden in einer gemischten Regression mit der Blattkonzentration als abhängiger Variable verwendet, mit Jahr als Gruppierung. Um die Beziehung zwischen Nährstoffkonzentration und Klimavariablen zu testen, wurden Trockenheit, Niederschlag und Lufttemperatur über die Zeit zwischen Blattaustrieb und Laubernte gemittelt und als Kovariable einbezogen.
 $y = f(D0, D1, D4, \text{Klimavariablen}) + \varepsilon$
5. Der erste y-Achsen-Schnittpunkt einer Polynomfunktion mit den Koeffizienten für D0 (a), D1 (b) und D4 (c) ergibt den Schätzwert für die maximale Tiefe der Nährstoffaufnahme:
 $y = a + b * x + c * x^2 = 0$

16 Verdankungen

Die Untersuchungen wurden vom Bundesamt für Umwelt, Abteilung Wald, und sowie von den Kantonen AG, BE, BL, BS, FR, SO, TG, ZH und ZG in verdankenswerter Weise finanziert, der Teil Ozon und Nährstoffauswaschung von der Abteilung Luftreinhaltung und Chemikalien. Teile des Trockenheitskapitels entstanden im Rahmen des Rahmenprogramms „Wald und Klima“ von BAFU/WSL. Danken möchte ich insbesondere Dr. Sabine Augustin, Dr. Richard Volz und Beat Achermann vom BAFU für die Unterstützung und die hilfreichen Kommentare zum Bericht. Verdanken möchte ich hier aber auch das Feld- und Laborteam des Instituts für Angewandte Pflanzenbiologie, das bei den Boden,- Bodenwasser- und Pflanzenanalysen mitgewirkt hat, PD Dr. Christian Schindler vom Swiss TPH für die statistische Beratung in zahlreichen Fällen sowie Prof. Elias Landolt, ETHZ und Prof. Bengt Nihlgård, Universität Lund, für die vegetationskundliche Unterstützung bei der Anwendung des Modells ForSAFE. Für die Validierung der Beziehung zwischen Basensättigung und dem Vorkommen einzelner Pflanzenarten wurden Daten von ICP Forests Level II Standorten verwendet; die Länder Frankreich, Tschechien und Österreich willigten in verdankenswerter Weise in die Datenfreigabe ein. Mit Datenlieferungen zum Projekt beigetragen haben Meteo Schweiz (Phänologiedaten) sowie die Forstämter der Kantone AG, BL, BS, FR, SO, TG und ZH (Vegetationskarten). Auch diese Mithilfe sei herzlich verdankt.

17 Literatur

- Aber, J. D., Nadelhoffer, K. J., Steudler, P. und Melillo, J. M. (1989). Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *BioScience* 39, 378-386.
- Aber, J. D. und Federer, A. (1992). A generalized, lumped-parameter model of photosynthesis, evapotranspiration and net primary production in temperate and boreal forest ecosystems. *Oecologia* 92, 463-474.
- Aber, J. D., Magill, A., McNulty, S. G., Boone, R. D., Nadelhoffer, K. J., Downs, M. und Hallett, R. (1995). Forest biogeochemistry and primary production altered by nitrogen saturation. *Water, Air and Soil Pollution* 85, 1665-1670.
- Achermann, B., Rihm, B. und Kurz, D. (2008). National Focal Centre Report - Switzerland. In: Hettelingh, J.-P., Posch, M. und Slootweg, J. (eds.), *Critical load, dynamic modelling and impact assessment in Europe*, S. 205-210. http://wge-ccc.org/Publications/CCE_Status_Reports
- Ahrends, B., Meesenburg, H. und Meiwes, K. J. (2012). Ein einfaches Werkzeug zur Quantifizierung von Nährstoffentzügen durch Holzernte und deren Unsicherheiten. Freising. Poster an der FOWITA.
- Akselsson, C. und Westling, O. (2005). Regionalized nitrogen budgets in forest soils for different deposition and forestry scenarios in Sweden. *Global Ecology and Biogeography* 14, 85-95.
- Alveteg, M., Sverdrup, H. und Kurz, D. (1998). Integrated assessment of soil chemical status. 1. Integration of existing models and derivation of a regional database for Switzerland. *Water Air and Soil Pollution* 105, 1-9.
- Arbeitskreis Standortskartierung (2003). Forstliche Standortaufnahme: Begriffe, Definitionen, Einteilungen, Kennzeichnungen, Erläuterungen. Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung (ed.), IHW-Verlag, Eching bei München, ISBN 3-930167-55-7
- Augustin, S., Stephanowitz, H., Wolff, B., Schröder, J. und Hoffmann, E. (2005). Manganese in tree rings of Norway spruce as an indicator for soil chemical changes in the past. *European Journal of Forest Research* 124, 313-318.
- BAFU (2009). Karten zur Luftbelastung. METEOTEST im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt, Bern. <http://www.bafu.admin.ch/luft/luftbelastung/schadstoffkarten>.
- BAFU (2015). Waldbericht. Bundesamt für Umwelt, Bern
- Balsberg-Påhlsson, A. (1992). Influence of nitrogen fertilization on minerals, carbohydrates, amino acids and phenolic compounds in beech (*Fagus sylvatica*) leaves. *Tree Physiology* 10, 93-100.
- Beck, J., Dietz, E. und Falk, W. (2012). Digitales Standortinformationssystem für Bayern. *LWF aktuell* 87, 20-23.
- Belyazid, S., Sverdrup, H. und Westling, O. (2006). Modelling changes in soil chemistry at 16 Swedish coniferous forest sites following deposition reduction. *Environmental Pollution* 144, 596-609.
- Belyazid, S., Akselsson, C., Hellsten, S., Moldan, F., Kronnäs, V. und Munthe, J. (2008). Modellering som verktyg vid miljöbedömning för uttag av skogsbränslen. IVL Swedish Environmental Research Institute B1957.
- Benning, R. (2012). Prognostizierte Zusammensetzung des Stoffaustrages aus verschiedenen Landnutzungen für prognostizierte Klimaszenarien. Regionales Klimaanpassungsprogramm Modellregion, Dresden, 39 S.
- Benzler, J. H., Finner, H., Müller, W., Roeschmann, G., Will, K. H. und Wittmann, O. (1982). *Bodenkundliche Kartieranleitung*. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 331 S.
- BFS (1997). Geländedaten, Auflösung 100 m. Bundesamt für Statistik, GEOSTAT, Neuchâtel
- Block, J., Eichborn, J., Gehrman, J., Kölling, C., Matzner, E., Meiwes, K. J., von Wilpert, K. und Wolff, B. (2000). Kennwerte zur Charakterisierung des ökochemischen Bodenzustandes und des Gefährdungspotentials durch Bodenversauerung und Stickstoffsättigung an Level II - Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Bonn, 167 S.
- Bloemen, J., Overlaet-Michiels, L. und Steppe, K. (2013). Understanding plant responses to drought: how important is woody tissue photosynthesis? In: Steppe, K. (ed.), *9th International Workshop on Sap Flow*, 4-7 June 2013, Ghent, Belgium.
- Bobbink, R. und Hettelingh, J.-P. (2011). Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23-25 June 2010. RIVM report 680359002, Coordination Centre for Effects, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM).
- Boxman, A. W., van Dam, D., van Dijk, H. F. G., Hogervorst, R. F. und Koopmans, C. J. (1995). Ecosystem responses to reduced nitrogen and sulphur inputs into two coniferous forest stands in the Netherlands. *Forest Ecology and Management* 71, 7-29.
- Braun, S., Rihm, B., Schindler, C. und Flückiger, W. (1999). Growth of mature beech in relation to ozone and nitrogen deposition: an epidemiological approach. *Water Air and Soil Pollution* 116, 357-364.

- Braun, S., Schindler, C., Volz, R. und Flückiger, W. (2003). Forest damage by the storm "Lothar" in permanent observation plots in Switzerland: the significance of soil acidification and nitrogen deposition. *Water Air and Soil Pollution* 142, 327-340.
- Braun, S., Cantaluppi, L. und Flückiger, W. (2005). Fine roots in stands of *Fagus sylvatica* and *Picea abies* along a gradient of soil acidification. *Environmental Pollution* 137, 574-579.
- Braun, S., Schindler, C., Rihm, B. und Flückiger, W. (2007). Shoot growth of mature *Fagus sylvatica* and *Picea abies* in relation to ozone. *Environmental Pollution* 146, 624-628.
- Braun, S., Belyazid, S. und Flückiger, W. (2009). Biomassenutzung und Nährstoffentzug - Aspekte einer nachhaltigen Waldnutzung. *Zürcher Wald* 41, 15-18.
- Braun, S., Schindler, C. und Leuzinger, S. (2010). Use of sap flow measurements to validate stomatal functions for mature beech (*Fagus sylvatica*) in view of ozone uptake calculations. *Environmental Pollution* 158, 2954-2963.
- Braun, S., Rihm, B. und Flückiger, W. (2012). Stickstoffeinträge in den Schweizer Wald: Ausmass und Auswirkungen. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 163, 355-362.
- Braun, S. (2013). Untersuchungen über die Zusammensetzung der Bodenlösung. Bericht 2012. Institut für Angewandte Pflanzenbiologie, <http://www.bafu.admin.ch/wald>, 123 S.
- Braun, S. und Flückiger, W. (2013). Wie geht es unserem Wald? Bericht 4. Institut für Angewandte Pflanzenbiologie, Schönenbuch
- Braun, S., Schindler, C. und Rihm, B. (2014). Growth losses in Swiss forests caused by ozone: epidemiological data analysis of stem increment data of *Fagus sylvatica* L. and *Picea abies* Karst. *Environmental Pollution* 192, 129-138.
- Braun, S. (2015). Die Eignung verschiedener Trockenheitsindices zur Abschätzung des Trockenheitsrisikos für den Wald und ihre standortspezifische Entwicklung bis 2050/2100. Institut für Angewandte Pflanzenbiologie/BAFU, Schönenbuch/Bern
- Bücking, W. und Dieterich, H. (1981). Beziehungen einiger Standortsweiser-Pflanzen zu chemisch-analytischen Kennwerten des Oberbodens. *Mitteilungen des Vereins für Forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung* 29, 69-74.
- Bugmann, H. K. M (1994). On the ecology of mountainous forests in a changing climate: a simulation study. Ph.D. Thesis ETH Zürich No. 10638.
- Büker, P., Emberson, L. D., Ashmore, M. R., Cambridge, H. M., Jacobs, C. M. J., Massman, W. J., Müller, J., Nikolov, N., Novak, K., Oksanen, E., Schaub, M. und de la Torre, D. (2007). Comparison of different stomatal conductance algorithms for ozone flux modelling. *Environmental Pollution* 146, 726-735.
- Büker, P., Emberson, L. D., Falk, R., Briolat, A., Cinderby, S., Cambridge, H., Harmens, H., Mills, G., Norris, D. und Simpson, D. (2012). Impacts of current and future ozone concentrations on carbon uptake and storage in trees across Europe: application of DO3SE. In: Harmens, H. und Mills, G. (eds.), *Ozone pollution: impacts on carbon sequestration in Europe*. Report prepared by the ICP Vegetation, S. 27-40. Centre for Ecology & Hydrology, Bangor.
- Burnand, J. und Hasspacher, B. (1999). *Waldstandorte beider Basel*. Verlag des Kantons Basel-Landschaft, Liestal, ISBN 3-85673-262-4
- Butterbach-Bahl, K., Gundersen, P., Ambus, P., Augustin, J., Beier, C., Boeckx, P., Dannenman, M., Sanchez Gimeno, B., Kiese, R., Kitzler, B., Ibrom, A., Rees, R. M., Smith, K. A., Stevens, C., Vesala, T. und Zechmeister-Boltenstern, S. (2011). Nitrogen Processes in Terrestrial Ecosystems. In: Sutton, M., Howard, C. M., Erisman, J. W., Billen, G., Bleeker, A., van Grinsven, H. und Grizzetti, B. (eds.), *The European nitrogen assessment: sources, effects and policy perspectives*, S. 99-125. Cambridge University Press
- Ciais, P., Reichstein, M., Viovy, N., Granier, A., Ogee, J., Allard, V., Aubinet, M., Buchmann, N., Bernhofer, C., Carrara, A., Chevallier, F., De Noblet, N., Friend, A. D., Friedlingstein, P., Grunwald, T., Heinesch, B., Keronen, P., Knohl, A., Krinner, G., Loustau, D., Manca, G., Matteucci, G., Miglietta, F., Ourcival, J. M., Papale, D., Pilegaard, K., Rambal, S., Seufert, G., Soussana, J. F., Sanz, M. J., Schulze, E. D., Vesala, T. und Valentini, R. (2005). Europe-wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003. *Nature* 437, 529-533.
- Cronan, C. S. und Grigal, D. F. (1995). Use of calcium/aluminium ratios as indicators of stress in forest ecosystems. *Journal of Environmental Quality* 24, 209-226.
- Defila, C. und Clot, B. (2005). Phytophenological trends in the Swiss Alps, 1951-2002. *Meteorologische Zeitschrift* 14, 191-196.
- Duvigneaud, P., Denaeyer, S., Ambroes, P. und Timperman, J. (1971). *Recherches sur l'écosystème forêt*. Mémoires de l'Institut Royal des Sciences Naturelle de Belgique 164, 1-101.
- EAFV (1968a). Ertragstafel für Buche. Eidg. Anstalt für das forstliche Versuchswesen, Birmensdorf
- EAFV (1968b). Ertragstafel für Fichte. Eidg. Anstalt für das forstliche Versuchswesen, Birmensdorf
- Eatough Jones, M., Paine, T. D., Fenn, M. E. und Poth, M. A. (2004). Influence of ozone and nitrogen deposition on bark beetle activity under drought conditions. *Forest Ecology and Management* 200, 67-76.

- Edfast, A.-B., Näsholm, T., Aronsson, A. und Ericsson, A. (1996). Applications of mineral nutrients to heavily N-fertilized Scots Pine trees: effects on arginine and mineral nutrient concentrations. *Plant and Soil* 184, 57-65.
- Eggenberger, U., Kurz, D., Blaser, P. und Zimmermann, S. (1998). Description of profile input data. In: Kurz, D., Rihm, B., Sverdrup, H. und Warfvinge, P. (eds.), *Critical loads of acidity for forest soils. Regionalized PROFILE model*, S. 33-36. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (SAEFL), Berne.
- Ellenberg, H. und Klötzli, F. (1972). Waldgesellschaften und Waldstandorte der Schweiz. *Mitteilungen der Eidgenössischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen* 48, 589-930.
- Ellenberg, H., Mayer, R. und Schauerer, J. (1986). *Oekosystemforschung. Ergebnisse des Sollingprojekts 1966-1986*. Ulmer Verlag, Stuttgart, 507 S.
- Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. und Paulissen, D. (1991). *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. Erich Goltze, Göttingen
- Emberson, L. D., Ashmore, M. R., Cambridge, H. M., Simpson, D. und Tuovinen, J.-P. (2000). Modelling stomatal ozone flux across Europe. *Environmental Pollution* 109, 403-414.
- Emmett, B. (2007). Nitrogen saturation of terrestrial ecosystems: some recent findings and their implications for our conceptual framework. *Water Air and Soil Pollution: Focus* 7, 99-109.
- Engelbrecht, B. M. J. (2012). Plant ecology: Forests on the brink. *Nature* 491, 675-677.
- Feger, K. H., Raspe, S., Schmid, M. und Zöttl, H. W. (1991). Verteilung der Elementvorräte in einem schlechtwüchsigen 100jährigen Fichtenbestand auf Buntsandstein. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 110, 248-262.
- Flückiger, W. und Braun, S. (1998). Nitrogen deposition in Swiss forests and its possible relevance for leaf nutrient status, parasite attacks and soil acidification. *Environmental Pollution* 102, 69-76.
- Flückiger, W. und Braun, S. (1999). Nitrogen and its effects on growth, nutrient status and parasite attacks in beech and Norway spruce. *Water Air and Soil Pollution* 116, 99-110.
- Flückiger, W. und Braun, S. (2009). *Wie geht es unserem Wald? Bericht 3*. Institut für Angewandte Pflanzenbiologie, Schönenbuch
- Flückiger, W. und Braun, S. (2011). *Auswirkung erhöhter Stickstoffbelastung auf die Stabilität des Waldes. Synthesebericht*. Schönenbuch, Institut für Angewandte Pflanzenbiologie.
- Frei, C., Croci-Maspoli, M. und Appenzeller, C. (2008). Das Klima ändert sich - was nun? Der neue UN-Klimabericht (IPCC 2007) und die wichtigsten Ergebnisse aus Sicht der Schweiz. 15-19. *OcCC Organe consultatif sur les changements climatiques*.
- Frei, E., Vökt, U., Flückiger, R., Brunner, H. und Schai, F. (1980). *Bodeneignungskarte der Schweiz*. Eidg. Justiz- und Polizeidepartement - Bundesamt für Raumplanung
- Fuhrer, J. und Achermann, B. (1994). Critical levels for Ozone. A UN-ECE workshop report. 328 S., Liebefeld-Bern, Eidg. Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene.
- Fuhrer, J. und Achermann, B. (1999). Critical levels for ozone - level II. Workshop under the Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution of the United Nations Economic Commission for Europe (UN/ECE), Gerzensee, Switzerland, 11-15 April 1999. *Environmental documentation* 115, 333 S., Berne, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (SAEFL).
- Fuhrer, J. und Jasper, K. (2009). Bewässerungsbedürftigkeit von Acker- und Grasland im heutigen Klima. *AGRARforschung* 16, 396-401.
- Gerber, C., Kubiniok, J. und Fritz, E. (2004). Nährstoffhaushalt von Laubwald auf unterschiedlichen Böden. *AFZ-Der Wald* 59, 1230-1233.
- Göttlein, A., Baier, R. und Mellert, K. H. (2011). Neue Ernährungskennwerte für die forstlichen Hauptbaumarten in Mitteleuropa - Eine statistische Herleitung aus van den Burg's Literaturzusammenstellung. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 182, 173-186.
- Grennfelt, P. und Thörnelöf, E. (1992). Critical Loads for Nitrogen. Report from a workshop held at Lökeberg, Sweden, 6.-10. April 1992. Organized by the Nordic Council of Ministers in collaboration with The Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (UNECE). Grennfelt, P. and Thörnelöf, E. (ed.), 428 S., ISBN ISBN 92 9120 121 9
- Grier, C. G. und Running, S. W. (1977). Leaf Area of Mature Northwestern Coniferous Forests: Relation to Site Water Balance. *Ecology* 58, 893-899.
- Gundersen, P. (1998). Effects of enhanced nitrogen deposition in a spruce forest at Klosterhede, Denmark, examined by moderate NH_4NO_3 addition. *Forest Ecology and Management* 101, 251-268.
- Hagen-Thorn, A., Callesen, I., Armolaitis, K. und Nihlgård, B. (2004). The impact of six European tree species on the chemistry of mineral topsoil in forest plantations on former agricultural land. *Forest Ecology and Management* 195, 373-384.
- Handley, T. und Grulke, N. E. (2008). Interactive effects of O₃ exposure on California black oak (*Quercus kelloggii* Newb.) seedlings with and without N amendment. *Environmental Pollution* 156, 53-60.
- Harvey, H. P. und van den Driessche, R. (1999). Nitrogen and potassium effect on xylem cavitation and water use efficiency in poplars. *Tree Physiology* 19, 943-950.

- Hättenschwiler, S. (2005). Effects of tree species diversity on litter quality and decomposition. In: Scherer-Lorenzen, M., Körner, C. und Schulze, E. (eds.), Forest diversity and function: Temperate and boreal systems, S. 149-164. Springer-Verlag, Heidelberg.
- Hättenschwiler, S. und Gasser, P. (2005). Soil animals alter plant litter diversity effects on decomposition. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 102, 1519-1524.
- Hepperle, F. (2010). Prognosemodell zur Abschätzung regionalen Waldenergieholzpotentials auf der Grundlage forstlicher Inventur- und Planungsdaten unter Berücksichtigung ökologischer, technischer und wirtschaftlicher Nutzungseinschränkungen. Albert-Ludwigs-Universität, Freiburg
- Hobbie, S., Oleksyn, J., Eissenstat, D. und Reich, P. (2010). Fine root decomposition rates do not mirror those of leaf litter among temperate tree species. Oecologia 162, 505-513.
- Jacob, M., Weland, N., Platner, C., Schaefer, M., Leuschner, C. und Thomas, F. M. (2009). Nutrient release from decomposing leaf litter of temperate deciduous forest trees along a gradient of increasing tree species diversity. Soil Biology and Biochemistry 41, 2122-2130.
- Jacobsen, C., Rademacher, P., Meesenburg, H. und Meiwes, K. J. (2003). Gehalte chemischer Elemente in Baumkompartimenten. Literaturstudie und Datensammlung. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme Universität Göttingen B 69, 1-81.
- Jentschke, G., Drexhage, M., Fritz, H.-W., Fritz, E., Schella, B., Lee, D.-H., Gruber, F., Heimann, J., Kuhr, M., Schmidt, J., Schmidt, S., Zimmermann, R. und Godbold, D. L. (2001). Does soil acidity reduce subsoil rooting in Norway spruce (*Picea abies*)? Plant and Soil 237, 91-108.
- Karlsson, P. E., Pleijel, H., Belhaj, M., Danielsson, H., Dahlin, B., Andersson, M., Hansson, M., Munthe, J. und Grennfelt, P. (2005). Economic assessment of the negative impact of ozone on crop yields and forest production. A case study of the estate Östads Säteri in southwestern Sweden. Ambio 34, 32-40.
- Karlsson, P. E., Örlander, G., Langvall, O., Uddling, J., Hjorth, U., Wiklander, K., Areskough, B. und Grennfelt, P. (2006). Negative impact of ozone on the stem basal area increment of Norway spruce in south Sweden. Forest Ecology and Management 232, 146-151.
- Karnosky, D. F., Werner, H., Holopainen, T., Percy, K., Oksanen, T., Oksanen, E., Heerd, C., Fabian, P., Nagy, J., Heilman, W., Cox, R., Nelson, N. und Matyssek, R. (2007). Free-air exposure systems to scale up ozone research to mature trees. Plant Biology 9, 181-190.
- Kölling, C., Göttlein, A. und Rothe, A. (2007). Energieholz nachhaltig nutzen. Biomassenutzung und Nährstoffentzug. LWF aktuell 61, 32-36.
- Krapfenbauer, A. und Buchleitner, E. (1981). Holzernte, Biomassen- und Nährstoffaustrag, Nährstoffbilanz eines Fichtenbestandes. Centralblatt für das gesamte Forstwesen 98, 193-223.
- Krauss, H. H. und Heinsdorf, D. (2008). Herleitung von Trockenmassen und Nährstoffspeicherungen in Buchenbeständen. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 38, 72 S., Eberswalde, Landesforstanstalt Eberswalde.
- Kreutzer, K. (1979). Ökologische Fragen zur Vollbaumernte. Forstwissenschaftliches Centralblatt 98, 298-308.
- Kreutzer, K. und Schlenker, G. (1980). Vergleich standortkundlicher Klassifikationsverfahren für ökologische Kartierung in Wäldern. Mitteilungen des Vereins für Forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung 28, 21-27.
- Kurz, D., Alveteg, M. und Sverdrup, H. (1998a). Integrated assessment of soil chemical status. 2. Application of a regionalized model to 622 forested sites in Switzerland. Water Air and Soil Pollution 105, 11-20.
- Kurz, D., Rihm, B., Sverdrup, H. und Warfvinge, P. (1998b). Critical loads of acidity for forest soils. Environmental Documentation 88, 102 S., Bern.
- Landeshydrologie (1992). Hydrologischer Atlas der Schweiz. Bundesamt für Wasser und Geologie, Bern
- Lei, Y., Chen, K., Tian, X., Korpelainen, H. und Li, C. (2007). Effect of Mn toxicity on morphological and physiological changes in two *Populus cathayana* populations originating from different habitats. Trees 21, 569-580.
- Lindström, G. und Gardelin, M. (1992). In: Sandén, P. und Warfvinge, P. (eds.), Modelling groundwater response to acidification. Report from the Swedish integrated groundwater acidification project, S. 33-36. Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut (SMHI)
- Lyr, H. und Hoffman, G. (1992). Wachstum - Einflussfaktor in Physiologie und Ökologie der Gehölze. In: Lyr, H., Fiedler, H. J. und Tranquillini, W. (eds.), S. 397-438. Gustav Fischer-Verlag, Jena, Stuttgart.
- Magill, A., Aber, J. D., Currie, W. S., Nadelhoffer, K. J., Martin, M. E., McDowell, W. H., Melillo, J. M. und Steudler, P. S. (2004). Ecosystem response to 15 years of chronic nitrogen additions at the Harvard Forest LTER, Massachusetts, USA. Forest Ecology and Management 196, 7-28.
- Mahowald, N., Jickells, T. D., Baker, A. R., Artaxo, P., Benitez-Nelson, C. R., Bergametti, G., Bond, T. C., Chen, Y., Cohen, D. D., Herut, B., Kubilay, N., Losno, R., Luo, C., Maenhaut, W., Mcgee, K. A., Okin, G. S., Siefert, R. L. und Tsukuda, S. (2008). Global distribution of atmospheric phosphorus sources, concentrations and deposition rates, and anthropogenic impacts. Global Biogeochemical Cycles 22, GB4026.

- Maier-Maercker, U. und Koch, W. (1991). Experiments on the control capacity of stomata of *Picea abies* (L.) Karst. after fumigation with ozone and in environmentally damaged material. *Plant, Cell and Environment* 14, 175-184.
- Matyssek, R., Wieser, G., Ceulemans, R., Rennenberg, H., Pretzsch, H., Haberer, K., Löw, M., Nunn, A. J., Werner, H., Wipfler, P., Obwald, W., Nikolova, P., Hanke, D. E., Kraigher, H., Tausz, M., Bahnweg, G., Kitao, M., Dieler, J., Sandermann, H., Herbinger, K., Grebenc, T., Blumenröther, M., Deckmyn, G., Grams, T. E. E., Heerd, C., Leuchner, M., Fabian, P. und Häberle, K. H. (2010). Enhanced ozone strongly reduces carbon sink strength of adult beech (*Fagus sylvatica*) - Resume from the free-air fumigation study at Kranzberg Forest. *Environmental Pollution* 158, 2527-2532.
- Mayer, P., Brang, P., Dobbertin, M., Hallenbarter, D., Renaud, J. P., Walthert, L. und Zimmermann, S. (2005). Forest storm damage is more frequent on acidic soils. *Annals of Forest Science* 62, 303-311.
- McLaughlin, S. B., Nosal, M., Wullschleger, S. D. und Sun, G. (2007a). Interactive effects of ozone and climate on tree growth and water use in a southern Appalachian forest in the USA. *New Phytologist* 174, 109-124.
- McLaughlin, S. B., Wullschleger, S., Sun, G. und Nosal, M. (2007b). Interactive effects of ozone and climate on water use, soil moisture content and streamflow in a southern Appalachian forest in the USA. *New Phytologist* 174, 125-136.
- McNulty, S. G., Aber, J. D., Newton, R. M. und Newman, S. D. (1996). Nitrogen saturation in a high elevation New England spruce-fir stand. *Forest Ecology and Management* 84, 109-121.
- Meinen, C., Hertel, D. und Leuschner, C. (2009). Root Growth and Recovery in Temperate Broad-Leaved Forest Stands Differing in Tree Species Diversity. *Ecosystems* 12, 1103-1116.
- Meinzer, F. C., McCulloh, K. A., Lachenbruch, B., Woodruff, D. R. und Johnson, D. M. (2010). The blind men and the elephant: the impact of context and scale in evaluating conflicts between plant hydraulic safety and efficiency. *Oecologia* 164, 287-296.
- Mellert, K. H. und Göttlein, A. (2012). Comparison of new foliar nutrient thresholds derived from van den Burg's literature compilation with established central European references. *European Journal of Forest Research* 131, 1461-1472.
- Mellert, K. H. und Ewald, J. (2014). Nutrient limitation and site-related growth potential of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst) in the Bavarian Alps. *Eur J Forest Res* 133, 433-451.
- Meyer, F. H. (1967). Feinwurzelverteilung bei Waldbäumen in Abhängigkeit vom Substrat. *Forstarchiv* 38, 286-290.
- Mills, G., Hayes, F., Simpson, D., Emberson, L. D., Norris, D., Harmens, H. und Büker, P. (2011). Evidence of widespread effects of ozone on crops and (semi-)natural vegetation in Europe (1990-2006) in relation to AOT40- and flux-based risk maps. *Global Change Biology* 17, 592-613.
- Mills, G., Wagg, S. und Harmens, H. (2013). Ozone Pollution: Impacts on ecosystem services and biodiversity. Report prepared by the ICP Vegetation. Centre for Ecology and Hydrology, Bangor UK
- Morovitz, D., Mellert, K.-H., Beck, J., Dietz, E. und Kölling, C. (2012). Neues Standortinformationssystem für Bayerns Wälder: Nährstoffpotential. KLIP 4 - Projekt "Karten für die Zukunft". Freising. Poster an der FOWITA.
- Nardini, A., Battistuzzo, M. und Savi, T. (2013). Shoot desiccation and hydraulic failure in temperate woody angiosperms during an extreme summer drought. *New Phytologist* 200, 322-329.
- Nilsson, L. O., Bååth, E., Falkengren-Grerup, U. und Wallander, H. (2007). Growth of ectomycorrhizal mycelia and composition of soil microbial communities in oad forest soils along a nitrogen deposition gradient. *Oecologia* 153, 375-384.
- Novak, K., Skelly, J. M., Schaub, M., Kraeuchi, N., Hug, C., Landolt, W. und Bleuler, P. (2003). Ozone air pollution and foliar injury development. *Environmental Pollution* 125, 41-52.
- Nykvist, N. (1971). The effect of clearfelling on the distribution of biomass and nutrients. *Proc. JBP Workshop "Systems Analysis in Northern Coniferous Forest"*, S. 166-178.
- OcCC (2008). Das Klima ändert - was nun? Der neue UN-Klimabericht (IPCC 2007) und die wichtigsten Ergebnisse aus Sicht der Schweiz. *Organe consultatif sur les changements climatiques*, Bern, 47 S., ISBN 978-3-907630-33-4
- Paar, U., Dammann, I., Gawehn, P., Wendland, J. und Eichhorn, J. (2008). Waldzustandsbericht 2008. Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (ed.), Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz, Göttingen
- Paoletti, E. (2005). Ozone slows stomatal response to light and leaf wounding in a Mediterranean evergreen broadleaf, *Arbutus unedo*. *Environmental Pollution* 134, 439-445.
- Pearson, M. und Mansfield, T. A. (1993). Interacting effects of ozone and water stress on the stomatal resistance of beech (*Fagus sylvatica* L.). *New Phytologist* 123, 351-358.
- Polle, A. (1998). Photochemical oxidants: uptake and detoxification mechanisms. In: De Kok, L. J. und Stulen, I. (eds.), *Responses of plant metabolism to air pollution and global change*, S. 95-116. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.

- Prietzl, J. und Stetter, U. (2010). Long-term trends of phosphorus nutrition and topsoil phosphorus stocks in unfertilized and fertilized Scots pine (*Pinus sylvestris*) stands at two sites in Southern Germany. *Forest Ecology and Management* 259, 1141-1150.
- Puhe, J. (1994). Die Wurzelentwicklung der Fichte (*Picea abies* (L.) Karst.) bei unterschiedlichen chemischen Bodenbedingungen. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme Reihe A* 108, 128 S., Göttingen.
- Puhe, J. und Ulrich, B. (2001). Global climate change and human impacts on forest ecosystems. *Ecological Studies* 143, 592 S., Berlin, Heidelberg, Springer.
- Quist, M. E., Näsholm, T., Lindeberg, J., Johannisson, C., Högbom, L. und Högborg, P. (1999). Responses of a Nitrogen-Saturated Forest to a Sharp Decrease in Nitrogen Input. *Journal of Environmental Quality* 28, 1970-1977.
- Rademacher, P. (2008). Holzsortimente, Waldrestholz, Altholz, Holzinhaltsstoffe und -rückführung. Göttingen, Abteilung für Holzbiologie und Holzprodukte Georg-August Universität Göttingen. Bachelorvorlesung SS08 Holzbiologie und Holztechnologie.
- Rastin, N. (1992). Beziehung zwischen ökologischen Artengruppen und bodenchemischen Verhältnissen in Hamburger Waldbeständen. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 155, 169-174.
- Reich, P. B. (1987). Quantifying plant response to ozone: a unifying theory. *Tree Physiology* 3, 63-91.
- Reich, P. B., Oleksyn, J., Modrzyński, J., Mrozinski, P., Hobbie, S. E., Eissenstat, D. M., Chorover, J., Chadwick, O. A., Hale, C. M. und Tjoelker, M. G. (2005). Linking litter calcium, earthworms and soil properties: a common garden test with 14 tree species. *Ecology Letters* 8, 811-818.
- Remund, J., Kunz, S. und Schilter, C. (2008). METEONORM 6.1. Handbook Part I (Software) and Part II (Theory). METEOTEST; Swiss Federal Office of Energy, Berne
- Remund, J., Frehner, M., Walthert, L., Kägi, M. und Rihm, B. (2011). Schätzung standortspezifischer Trockenstressrisiken in Schweizer Wäldern. Schlussbericht. Meteotest, Bern
- Remund, J., Rihm, B. und Huguenin-Landl, B. (2014). Klimadaten für die Waldmodellierung für das 20. und 21. Jahrhundert im Forschungsprogramm Wald und Klimawandel. Schlussbericht des Projektes. Meteotest, Bern, 38 S.
- Richard, F., Lüscher, P. und Strobel, T. (1978). Physikalische Eigenschaften von Böden der Schweiz. Eidg. Anstalt für das forstliche Versuchswesen, Birmensdorf
- Richard, F., Lüscher, P. und Strobel, T. (1981). Physikalische Eigenschaften von Böden der Schweiz. EAFV Birmensdorf, ETH Zürich
- Richard, F. und Lüscher, P. (1983). Physikalische Eigenschaften von Böden der Schweiz. Eidg. Anstalt für das forstliche Versuchswesen, Birmensdorf
- Richard, F. und Lüscher, P. (1987). Physikalische Eigenschaften von Böden der Schweiz. EAFV Birmensdorf, ETH Zürich
- Roloff, A. und Grundmann, B. (2008). Klimawandel und Baumarten-Verwendung für Waldökosysteme. Forschungsstudie TU Dresden: Klimawandel und Waldbaumartenverwendung. TU, Dresden, 46 S.
- Rosengren, U., Göransson, H., Jönsson, U., Thelin, G. und Wallander, H. (2005). Functional Biodiversity Aspects of the Nutrient Sustainability in Forests - Importance of Root Distribution. Sustainable Forestry in Southern Sweden: The SUFOR Research Project, S. 77-100.
- Rosengren-Brinck, U. und Stjernquist, I. (2010). Gå på djupet! Om rottdjup och rotproduktion i olika skogstyper. SUFOR.
- Rothe, A. und Mellert, K. H. (2004). Effect of forest management on nitrate concentrations in seepage water of forests in southern Bavaria, Germany. *Water Air and Soil Pollution* 156, 337-355.
- Rothpfeffer, C. (2007). From wood to waste and waste to wood. Aspects of recycling waste products from the pulp mill to the forest soil. 83, 44 S., Uppsala.
- Rühling, A. und Tyler, G. (1991). Effects of simulated nitrogen deposition to the forest floor on the macrofungal flora of a beech forest. *Ambio* 20, 261-263.
- Sandén, P. und Warfvinge, P. (1992). Modelling groundwater response to acidification. SMHI Reports RH 5, Norrköping.
- Schmider, P., Küper, M., Tschander, B. und Käser, B. (1993). Die Waldstandorte im Kanton Zürich, Waldgesellschaften, Waldbau, Naturkunde. Oberforstamt und Amt für Raumplanung des Kantons Zürich (ed.), Oberforstamt des Kantons Zürich, Zürich, ISBN 3-7281-1951-2
- Schmider, P., Winter, D. und Lüscher, P. (2003). Wälder im Kanton Thurgau, Waldgesellschaften, Waldstandorte, Waldbau. Mitteilungen der Thurgauischen Naturforschenden Gesellschaft Band 58, Frauenfeld, Thurgauische Naturforschende Gesellschaft.
- Schöpp, W., Posch, M., Mylona, S. und Johansson, M. (2003). Long-term development of acid deposition (1880-2030) in sensitive freshwater regions in Europe. *Hydrology and Earth System Sciences* 7, 436-446.
- Schulla, J. (2013). Model Description WaSIM (Water balance Simulation Model). http://www.wasim.ch/de/products/wasim_description.htm, Zurich

- Skelly, J. M., Innes, J. L., Savage, J. E., Snyder, K. R., VanderHeyden, D. J., Zhang, J. und Sanz, M. J. (1999). Observation and confirmation of foliar ozone symptoms of native plant species of Switzerland and Southern Spain. *Water Air and Soil Pollution* 116, 227-234.
- Spellmann, H., Suttmöller, J. und Meesenburg, H. (2007). Risikovorsorge im Zeichen des Klimawandels. *AFZ-Der Wald* 62, 1246-1249.
- St.Clair, S. B. S., Carlson, J. E. und Lynch, J. P. (2005). Evidence for Oxidative Stress in Sugar Maple Stands Growing on Acidic, Nutrient Imbalanced Forest Soils. *Oecologia* 145, 258-269.
- Stefan, K., Fürst, A., Hacker, R. und Bartels, U. (1997). Forest foliar condition in Europe. Results of large-scale foliar chemistry surveys. European Commission - United Nations/Economic Commission for Europe, Brussels, Geneva, Vienna, 207 S.
- Stocker, R., Burger, T., Elsener, O., Liechti, T., Portmann-Orlowski, K. und Zantop, S. (2002). Die Waldstandorte des Kantons Aargau. Finanzdepartement des Kantons Aargau, Abteilung Wald, Wohlen
- Stüber, V., Meiwes, K. J. und Mindrup, M. (2008). Nachhaltigkeit und Vollbaumnutzung: Bewertung aus Sicht der forstlichen Standortskartierung am Beispiel Niedersachsen. *Forst und Holz* 63, 28-34.
- Süchting, H., Jessen, W. und Maurmann, G. (1938). Über die Wirkung der Düngung bei Waldböden, II. *Bodenkunde und Pflanzenernährung* 8, 272-335.
- Sutton, M. A., Howard, C. M., Erisman, J. W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., Grinsven, H. v. und Grizzetti, B. (2011). The European Nitrogen Assessment. Sutton, M. A. (ed.), Cambridge University Press, Cambridge, 612 S., ISBN 978-1-107-00612-6
- Sverdrup, H., Stjernquist, I., Thelin, G., Holmquist, J., Wallman, P. und Svensson, M. (2005). Applications of natural, social and economical sustainability limitations to forest management, based on Swedish experiences. *Journal of Sustainable Forestry* 21, 145-174.
- Sverdrup, H., Belyazid, S., Nihlgård, B. und Ericson, L. (2007). Modelling change in ground vegetation response to acid and nitrogen pollution, climate change and forest management in Sweden 1500-2100 A.D. *Water Air and Soil Pollution: Focus* 7, 163-179.
- swisstopo (2005). Geologische Karte der Schweiz 1:500000. swisstopo, Bern
- swisstopo (2007). Digitales Höhenmodell 25 m Auflösung (DHM25). DV002234.1. Datenquelle Bundesamt für Landestopografie (swisstopo), Wabern
- Talkner, U., Jansen, M. und Beese, F. O. (2009). Soil phosphorus status and turnover in central-European beech forest ecosystems with differing tree species diversity. *European Journal of Soil Science* 60, 338-346.
- Thelin, G., Rosengren, U., Callesen, I. und Ingerslev, M. (2002). The nutrient status of Norway spruce in pure and in mixed-species stands. *Forest Ecology and Management* 160, 115-125.
- Thimonier, A., Schmitt, M., Waldner, P. und Rihm, B. (2005). Atmospheric deposition on Swiss Long-term Forest Ecosystem Research (LWF) plots. *Environmental Monitoring and Assessment* 104, 81-118.
- Thomas, V. F. D., Hiltbrunner, E., Braun, S. und Flückiger, W. (2002). Changes in root starch contents of mature beech (*Fagus sylvatica*) along an ozone and nitrogen gradient in Switzerland. *Phyton* 42, 223-228.
- Thomas, V. F. D., Braun, S. und Flückiger, W. (2005). Effects of simultaneous ozone exposure and nitrogen loads on carbohydrate concentrations, biomass and growth of young spruce trees (*Picea abies*). *Environmental Pollution* 137, 507-516.
- Trüby, P. und Aldinger, E. (1984). Eine Methode zur schnellen Bestimmung der effektiv austauschbaren Kationen. *Allgemeine Forstzeitschrift* 39, 1302-1304.
- UBA (2004). Manual on methodologies and criteria for Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends. Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt, UBA), ISBN http://wge-cce.org/Publications/Mapping_Manual
- Ulrich, B. (1981). Oekologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. *Zeitschr.Bodenkd.Pflanzenern.* 144, 289-305.
- Ulrich, B. und Sumner, M. E. (1991). *Soil Acidity*. Springer-Verlag, New York, Berlin, 224 S., ISBN 3-540-50782-5
- Ulrich, B. (1994). Ökosystemare Grundlagen - Stoffhaushalt von Waldökosystemen und Gewässerqualität. In: Matschullat, J., Heinrichs, H., Schneider, J. und Ulrich, B. (eds.), *Gefahr für Ökosysteme und Wasserqualität*, S. 1-19. Springer, Berlin.
- UNECE (1999). Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone to the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, as amended on 4 May 2012. Executive Body for the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. United Nations Economic Commission for Europe
- UNECE (2010a). Mapping Critical Levels for Vegetation. Revised Chapter 3 of the UNECE Manual on methodologies and criteria for Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends. Prepared under the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (UNECE) by the International Cooperative Programme on Effects of Air Pollution on Natural Vegetation and Crops (ICP Vegetation). 114 S., Bangor, UK, Center for Ecology & Hydrology (CEH).
- UNECE (2010b). Empirical critical loads and dose-response relationships. Coordination Centre for Effects of the International Cooperative Programme on Modelling and Mapping Critical Levels and Loads and

- Air Pollution Effects, Riska and Trends. Working Group on Effects. Executive Body for the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. United Nations Economic Commission for Europe UNECE (2010c). Report of the Working Group on Effects on its twenty-ninth session. Working Group on Effects. Executive Body for the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. United Nations Economic Commission for Europe.
- Van der Heyden, D., Skelly, J., Innes, J., Hug, C., Zhang, J., Landolt, W. und Bleuler, P. (2001). Ozone exposure thresholds and foliar injury on forest plants in Switzerland. *Environmental Pollution* 111, 321-331.
- von Wilpert, K. und Zirlwagen, D. (2008). Biomasse - Holzasche Kreislaufkonzept. Tagung Kurzumtriebswälder Forchheim.
- von Wilpert, K., Bösch, B., Bastian, P., Zirlwagen, D., Hepperle, F., Holzmann, S., Puhmann, H., Schäffer, J., Kändler, G. und Sauter, U. H. (2011). Biomasse-Aufkommensprognose und Kreislaufkonzept für den Einsatz von Holzaschen in der Bodenschutzkalkung in Oberschwaben. *Berichte Freiburger Forstliche Forschung* 87, 155 S., Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Abteilung Boden und Umwelt.
- Wagg, S., Mills, G., Hayes, F., Wilkinson, S. und Davies, W. J. (2013). Stomata are less responsive to environmental stimuli in high background ozone in *Dactylis glomerata* and *Ranunculus acris*. *Environmental Pollution* 175, 82-91.
- Walinga, I., van der Lee, J. J., Houba, V. J., van Vark, W. und Novozamsky, I. (1995). *Plant analysis manual*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht
- Walker, T. W. und Syers, J. K. (1976). The fate of phosphorus during pedogenesis. *Geoderma* 15, 1-19.
- Wallenda, T. und Kottke, I. (1998). Nitrogen deposition and ectomycorrhizas. *New Phytologist* 139, 169-187.
- Walse, C., Berg, B. und Sverdrup, H. (1998). Review and synthesis of experimental data on organic matter decomposition with respect to the effects of temperature, moisture and acidity. *Environmental Review* 6, 25-40.
- Walther, L., Zimmermann, S., Blaser, P., Luster, J. und Lüscher, P. (2004). *Waldböden der Schweiz Band 1. Grundlagen und Region Jura*. 768 S., Bern, hep Verlag.
- Wang, G. G. (1995). White spruce site index in relation to soil understory vegetation and foliar nutrients. *Canadian Journal of Forest Research* 25, 29-38.
- Watanabe, M., Yamaguchi, M., Tabe, C., Iwasaki, M., Yamashita, R., Funada, R., Fukami, M., Matsumura, H., Kohno, Y. und Izuta, T. (2007). Influences of nitrogen load on the growth and photosynthetic responses of *Quercus serrata* seedlings to O₃. *Trees* 21, 421-432.
- Wilkinson, S. und Davies, W. J. (2011). Interactions between ozone and drought stress in plants: mechanisms and implications. Rapperswil-Jona, Switzerland. Presentation at the 24th Task Force Meeting of the ICP vegetation.
- Wittig, V. E., Ainsworth, E. A., Naidu, S. L., Karnosky, D. F. und Long, S. P. (2009). Quantifying the impact of current and future tropospheric ozone on tree biomass, growth, physiology and biochemistry: a quantitative meta-analysis. *Global Change Biology* 15, 396-424.
- Yamaguchi, M., Watanabe, M., Iwasaki, M., Tabe, C., Matsumura, H., Kohno, Y. und Izuta, T. (2007). Growth and photosynthetic responses of *Fagus crenata* seedlings to O₃ under different nitrogen loads. *Trees* 21, 707-718.
- Zas, R. und Alonso, M. (2002). Understory vegetation as indicators of soil characteristics in northwest Spain. *Forest Ecology and Management* 171, 101-111.
- Zirlwagen, D. und von Wilpert, K. (2004). Using model scenarios to predict and evaluate forest-management impacts on soil-base saturation at landscape level. *European Journal of Forest Research* 123, 269-282.