

Wie geht es unserem Wald?

25 Jahre Walddauerbeobachtung

Interkantonales Walddauerbeobachtungsprogramm der Kantone
AG, BE, BL, BS, FR, SO, TG, ZG, ZH und des BAFU
Ergebnisse von 1984 bis 2008 | Bericht 3



INSTITUT FÜR ANGEWANDTE PFLANZENBIOLOGIE SCHÖNENBUCH



Eine Information der kantonalen Forstämter
Aargau, Bern, Basellandschaft, Basel-Stadt, Freiburg,
Solethurn, Thurgau, Zug und Zürich,
mit Unterstützung des Bundesamtes für Umwelt (BAFU).

Impressum

Herausgeber

Institut für
Angewandte Pflanzenbiologie (IAP)
Sandgrubenstrasse 25
CH-4124 Schönenbuch
Telefon +41 61 481 32 24
Telefax +41 61 481 34 36
www.iap.ch

Design | Herstellung

krause-graphics.com | Lörrach

Französischer Titel

Notre forêt, comment se porte-t-elle?

Italienischer Titel

Come si trovano i nostri boschi?

Englischer Titel

How is our forest?

© IAP Schönenbuch | Juli 2009

Anmerkungen zur statistischen Auswertung

Um die Lesbarkeit des Berichtes nicht unnötig zu erschweren, wurde auf eine detaillierte Beschreibung der statistischen Auswertung verzichtet. Grundsätzlich wurden multivariate Auswertungen mit einem möglichst umfassenden Datenset vorgenommen. Störvariablen wie Alter oder Meereshöhe wurden mit in die Analyse eingeschlossen. Der gruppierten Anordnung (Bäume innerhalb Fläche, zeitliche Wiederholungen) wurde mit der Anwendung einer gemischten Regression (SPLUS, Funktion lme) Rechnung getragen. Die Daten wurden je nach Bedarf transformiert, um die Normalverteilung der Residuen sicherzustellen.

Wie geht es unserem Wald?

25 Jahre Walddauerbeobachtung

Interkantonales Walddauerbeobachtungsprogramm der Kantone
AG, BE, BL, BS, FR, SO, TG, ZG, ZH und des BAFU
Ergebnisse von 1984 bis 2008 | Bericht 3

Notre forêt, comment se porte-t-elle?

Programme d'observation permanente des forêts des cantons
d'AG, BE, BL, BS, FR, SO, TG, ZG, ZH et de l'OFEV
Résultats de 1984 à 2008 | Rapport 3

Come si trovano i nostri boschi?

Programma intercantonale d'osservazione permanente del bosco nei Cantoni
AG, BE, BL, BS, FR, SO, TG, ZG, ZH e dell'UFAM
Risultati dal 1984 al 2008 | Rapporto 3

How is our forest?

Intercantonal programme of permanent forest observation plots of the cantons AG,
BE, BL, BS, FR, SO, TG, ZG, ZH and the Federal Office for the Environment (FOEN)
Results from 1984 to 2008 | 3rd Report

Sabine Braun und Walter Flückiger

Unter Mitwirkung von:

Delphine Antoni
Dieter Bader
Heidi Flückiger-Keller
Moïse Groelly
Michaela Lötscher
Raphael Mainiero
Andreas Mebert
Kirsten Schütz
Vera Thomas
Francine Witt
Roland Woëffray

Schönenbuch, Mai 2009



INSTITUT FÜR ANGEWANDTE PFLANZENBIOLOGIE SCHÖNENBUCH

Vorwort

In der Natur entwickeln sich entscheidende Prozesse oft über eine lange Zeitdauer, unauffällig, unspektakulär, bevor sie in eine kritische Phase treten. So können Naturereignisse zum Beispiel ihren Ursprung in Umweltveränderungen haben, die seit Jahrzehnten ohne sichtbare negative Auswirkung stattfanden. Fachpersonen erkennen die sich zuspitzende Situation, dem Laien ist dies oft verborgen, da er nichts Aussergewöhnliches festzustellen vermag. Es ist deshalb von grosser Bedeutung, langsame Veränderungen zu erkennen und zu wissen, wohin sich das Ökosystem Wald entwickelt. Unabdingbar ist es zu verstehen, in welchem Zusammenhang diese Prozesse zu anderen Ereignissen oder Entwicklungen stehen wie etwa zur Klimaveränderung oder zur Umweltbeeinflussung durch menschliche Aktivitäten.

Vor 25 Jahren ergriffen die Kantone der Nordwestschweiz sowie die Kantone Zürich und Zug die Initiative für eine Walddauerbeobachtung auf fest eingerichteten Flächen. Anlass dazu war die damals sehr aktuelle Sorge um die Entwicklung des Waldes. Seither haben sich weitere Kantone dem Programm angeschlossen, und auch das BAFU erkannte dessen Nutzen. Dank den Grundlagendaten, welche die Kantone auf den Beobachtungsflächen erheben, kann es gezielte ergänzende Untersuchungen von nationalem Interesse durchführen. Diese Untersuchungen sind von gegenseitigem Nutzen. Sie haben sogar dazu beigetragen, kritische Belastungsgrenzen im Rahmen der Genfer Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung festzulegen.

Dank der Ausrichtung auf konkrete Probleme und der Kombination von Feldbeobachtungen mit Experimenten konnten viele Erkenntnisse gewonnen werden. Sie werden in diesem Bericht vorgestellt. Wirkungszusammenhänge, aktuell laufende Prozesse und Risiken bilden einen Schwerpunkt. Der Bericht zeigt, dass Standorte unterschiedlich empfindlich auf Belastungssituationen reagieren. Mit dem Programm werden nicht alle Regionen der Schweiz gleich umfassend abgedeckt. Es erhebt deshalb auch nicht den Anspruch, den Zustand des Schweizer Waldes in seiner Gesamtheit zu beschreiben.

Waldböden sind nach wie vor vielerorts zu hohen Belastungen ausgesetzt. Dies kann je nach Standort früher oder später zu kritischen Situationen führen. Für die Waldpolitik zeigen die Resultate, dass sich auch unter dem Blickwinkel eines optimalen Risikomanagements eine Bewirtschaftung mit standortgerechten Baumarten bewährt.

Die Ergebnisse der Dauerbeobachtung helfen mit, Trends der Waldentwicklung, mögliche Gefährdungen und Risiken für den Wald zu erkennen. Zusammen mit Modellierungen können die längerfristigen Auswirkungen der schleichend ablaufenden Prozesse abgeschätzt werden. Diese Modelle benötigen gute Daten und lange Zeitreihen zu den Ökosystemreaktionen auf natürliche und anthropogene Einflüsse, also genau das, was dieses Programm bietet.

Für die beteiligten Kantone und den Bund:

Dr. Heinz Kasper,
Departement Bau, Verkehr und
Umwelt, Abteilung Wald, AG

Hansruedi Walther,
Amt für Wald, BE

Ueli Meier,
Amt für Wald beider Basel BS/BL

Walter Schwab,
Service des forêts et de la faune, FR

Jürg Froelicher,
Amt für Wald, Jagd und Fischerei, SO

Paul Gruber,
Kantonsforstamt, TG

Dr. Martin Winkler,
Kantonsforstamt, ZG

Alain Morier,
Amt für Landschaft und Natur,
Abteilung Wald, ZH

Rolf Manser,
Abteilung Wald, BAFU

Dr. Martin Schiess,
Abteilung Luftreinhaltung und NIS,
BAFU

Inhaltsverzeichnis

1 Zusammenfassung	6	9.1.2 Ammoniak (NH ₃)-Konzentrationen	46
1.1 Zusammenfassung	6	9.2 Stickstoffaustrag	47
1.2 Résumé	7	9.3 N-Auswirkung auf die Bäume	48
1.3 Riassunto	8	9.3.1 Versuchsflächen	48
1.4 Abstract	9	9.3.2 Nährstoffversorgung	49
2 Einleitung	10	9.3.3 Triebwachstum	53
3 Entwicklung der Kronenverlichtung	11	9.3.4 Wasserhaushalt	55
4 Ernährungszustand	13	9.3.5 Wurzeln, Mykorrhizen	57
4.1 Entwicklung der Versorgung mit den Nährstoffen Stickstoff, Phosphor, Kalium und Magnesium	13	9.3.6 Mikrobielle Bodenatmung	59
4.2 Mangan	16	9.3.7 Bodenversauerung	60
5 Wachstum und Fruchtbehag	18	9.3.8 Parasitenbefall	62
5.1 Stammzuwachs	18	10 Klimaveränderung	65
5.1.1 Entwicklung des Stammzuwachses	18	10.1 Stammflussmessungen	65
5.1.2 Stammzuwachs, Stickstoffdeposition und Phosphorversorgung	20	10.2 Bodenwasser	67
5.2 Triebwachstum	23	10.2.1 Messwerte	67
5.2.1 Entwicklung des Triebwachstums	23	10.2.2 Modellierung des Bodenwassers	69
5.2.2 Triebwachstum und Nährstoffversorgung	26	11 Ozon	70
6 Bodenversauerung	27	12 Phytopathologische Untersuchungen	72
6.1 Entwicklung der Bodenacidität	27	12.1 Fallstudie an Fichten im Raum Wangen/Volketswil (ZH)	72
6.2 Basensättigung, Verwitterungsrate	28	12.2 Fallstudie Grenchenberg (SO)	74
6.2.1 Basensättigung	28	12.3 Pilzisolationen an verschiedenen Baumarten	75
6.2.2 Verwitterungsrate	30	13 Schlussfolgerung	78
6.3 Verhältnis von basischen Kationen zu Aluminium in der Bodenlösung	31	14 Verdankung	77
6.4 Modellierte Bodenversauerung	34	15 Glossar	80
6.5 Regenwürmer	35	16 Literatur	82
7 Pflanzensoziologie	36		
7.1 Wiederholungsaufnahmen der Bodenvegetation	36		
7.2 Verjüngungsaufnahmen	38		
7.3 Beziehung zwischen Pflanzensoziologie und Bodenchemie	39		
8 Wurzeluntersuchungen	43		
9 Stickstoffbelastung	44		
9.1 Stickstoffeintrag	44		
9.1.1 Räumliche Verteilung und historische Entwicklung	44		

1.1 Zusammenfassung

→ Die Kronenverlichtung weist seit Beginn der Beobachtungen im Jahr 1984 bei Buchen und Fichten Erholungs- und Stressphasen auf. Insgesamt kann kein Trend zur Verbesserung oder Verschlechterung festgestellt werden. Im Jahr 2008 waren lediglich 6.3% der Buchen und 14.1% der Fichten mehr als 25%, d.h. nach der Bonitierungskkala von ICP Forest mittelstark bis stark verlichtet.

→ Seit 1984 nimmt die Phosphor- und Magnesiumversorgung bei Buchen und Fichten stetig ab. 1984 waren 12% der Buchen- und 11% der Fichtenflächen mit Phosphor unterversorgt, 2007 71% bzw. 67%. 1984 wurde in 10% der Buchenflächen eine Magnesiumunterversorgung beobachtet, 2007 in 50%. Bei den Fichten ist dies zur Zeit kein generelles Problem; 1984 waren 6%, 2007 4% der Flächen mit Magnesium unterversorgt. Seit 1984 nimmt bei der Buche auch die Kaliumversorgung signifikant ab.

→ Nach Jahren eines Rückgangs des Stammzuwachses bei Buchen und Fichten lässt sich ab 2002 wieder eine leichte Erholung feststellen. Buchen und Fichten mit schlechter Phosphorversorgung haben einen signifikant geringeren Stammzuwachs.

→ In den letzten Jahren wurde bei Buchen und Fichten im Vergleich zu früheren Jahren ein geringeres Triebwachstum gemessen. Ursachen hierfür sind vermutlich eine generell schlechte Phosphorversorgung, eine Reihe von trockenen Jahren sowie bei den Buchen eine hohe Fruktifikation. Die Eichen zeigen einen mit den Buchen vergleichbaren Verlauf des Triebwachstums.

→ Zwischen 1996 und 2005 hat in den kalkfreien Bodenschichten die Versauerung messbar zugenommen. Der $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ hat um 0.11 Einheiten

und die Basensättigung um 5.3% abgenommen. In einem Fünftel der Flächen ist die Verwitterungsrate tief bis sehr tief. Eine Zunahme der Bodenversauerung kann auch in der Bodenlösung, in 23 von 38 Flächen, festgestellt werden.

→ Die beobachteten Veränderungen der Bodenvegetation zwischen 1984 und 2003 können mindestens zum Teil auf die Stickstoffdeposition zurückgeführt werden.

→ Die Verjüngung ist auf Böden mit einer Basensättigung $\leq 80\%$ vermindert.

→ Es wurde ein Schlüssel erarbeitet zur Erkennung von basenarmen Böden.

→ Kohlenstoffisotopenanalysen in sechs Flächen ergaben, dass Feinwurzeln von Buchen ein Alter von 2 bzw. 13 Jahren erreichen.

→ Der Stickstoffeintrag übertrifft nach wie vor den von der UNECE festgelegten Critical Load von 10-20 $\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ in allen Flächen, um bis zu 30 $\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$.

→ Im Mittel übersteigt die N-Auswaschung in 15 von 37 Flächen die von der UNECE festgelegten Grenzwerte. Seit 2003 sind die Auswaschungsraten infolge geringerer Sickerwassermengen vermindert.

→ Die N-Düngung verursachte bei allen geprüften Forstgehölzen eine deutliche Abnahme von Phosphor, Kalium und Magnesium in Blättern und Nadeln, was zu erheblichen Nährstoffungleichgewichten führte.

→ Eine erhöhte Stickstoffbelastung hemmt das Triebwachstum als Folge des N-induzierten Mangels an den Nährstoffen Phosphor, Kalium und Magnesium.

→ Mit zunehmender N-Düngung wurde an den Buchen in Hochwald während Trockenperioden eine erhöhte Dürreschädigung des Laubs beobachtet. Diese war umso höher, je tiefer die

Kaliumversorgung war. Bei erhöhten N-Gaben war zudem ein niedrigeres pre-dawn Wasserpotential, d.h. eine schlechtere Wasserversorgung der Buchen, festzustellen.

→ Durch Stickstoff wird die Länge der Feinstwurzeln relativ zur gesamten Wurzellänge vermindert. Bei erhöhten N-Gaben lässt sich ein verminderter Stärkegehalt im Frühjahr und damit eine verminderte Energiereserve feststellen. Auch die Myzeldichte von Mykorrhizapilzen wurde durch die N-Belastung vermindert.

→ Durch Stickstoff nimmt die mikrobielle Bodenatmung und damit potentiell der Stoffumsatz ab.

→ Durch Stickstoff wird der Bodenversauerungsprozess erheblich beschleunigt.

→ Erhöhte Stickstoffbelastung bzw. Kaliumunterversorgung erhöht die Anfälligkeit der Bäume gegenüber saugenden Insekten und Krankheiten.

→ Von 2003 bis 2006, z.T. auch 2008 war die Wasserverfügbarkeit während der Sommermonate vor allem in der Nordwestschweiz vermindert. Im Jahr 2007 war der Boden den ganzen Sommer über genügend mit Feuchtigkeit versorgt.

→ Die Ozonbelastung ist immer noch hoch genug, um Wachstumsreduktionen bei Waldbäumen zu verursachen.

→ Fichten im Glatztat und am Jura-südhang bei Grenchen zeigten akute Kaliummangelvergilbungen, z.T. kombiniert mit einem erhöhten Befall mit Schildläusen und Borkenkäfern. Kaliumdüngung andererseits erhöhte die Harzkanaldichte und damit das Abwehrpotential gegenüber Borkenkäfern.

1.2 Résumé

→ Le degré de défoliation des houp-piers montre, depuis le début des observations en 1984, des phases de rétablissement et de stress chez le hêtre et l'épicéa. Globalement, on ne constate pas d'amélioration ou de détérioration de la situation. En 2008, seuls 6,3% des hêtres et 14,1% des épicéas présentaient un taux de défoliation supérieur à 25%, c'est-à-dire moyennement à fortement défoliés selon les classes d'estimation de l'ICP Forest.

→ Depuis 1984, l'approvisionnement du hêtre et de l'épicéa en phosphore et en magnésium a continuellement régressé. Cette année-là, 12% des placettes de hêtres et 11% des placettes d'épicéas étaient sous-alimentées en phosphore. En 2007, ces proportions étaient de 71% et 67%. En 1984, on a observé une carence en magnésium dans 10% des placettes de hêtres ; cette valeur a passé à 50% en 2007. Chez l'épicéa, le problème n'est pas généralisé pour le moment : les placettes sous-approvisionnées en magnésium représentaient un pourcentage de 6% en 1984 et de 4% en 2007. Depuis 1984, l'approvisionnement du hêtre en potasse a été significativement réduit.

→ Après des années de régression, l'accroissement du tronc, chez le hêtre et l'épicéa, s'est de nouveau légèrement amélioré depuis 2002. Les hêtres et les épicéas mal approvisionnés en phosphore se caractérisent par un accroissement significativement réduit.

→ Ces dernières années, la croissance des pousses, chez le hêtre et l'épicéa, s'est révélée plus faible qu'auparavant, probablement en raison d'un mauvais approvisionnement général en phosphore, d'une série d'années sèches et d'une forte fructification (hêtre). Le chêne montre une évolution comparable à celle du hêtre.

→ Entre 1996 et 2005, l'acidification

du sol s'est sensiblement accrue dans les couches dépourvues de calcaire. Le pH (CaCl_2) a régressé de 0,11 unité et la saturation en bases a chuté de 5,3%. Dans un cinquième des placettes, le taux d'altération est jugé bas à très bas. Dans 23 placettes sur 38, on constate aussi une augmentation de l'acidification de la solution du sol.

→ Les changements de la végétation herbacée, observés entre 1984 et 2003, peuvent être attribués – du moins partiellement – aux dépôts d'azote.

→ Le rajeunissement est réduit sur les sols dont le degré de saturation en bases est égal ou inférieur à 80%.

→ Une clé de détermination des sols pauvres en bases a été élaborée.

→ L'analyse isotopique du carbone dans six placettes a permis de montrer que les racelles de hêtre vivent entre 2 et 13 ans.

→ Les apports d'azote dépassent encore la charge critique de $10\text{-}20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ fixée par l'ONU/CEE dans toutes les placettes (jusqu'à $30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$).

→ En moyenne, le lessivage des nitrates excède les valeurs limites définies par l'ONU/CEE dans 15 placettes sur 37. Depuis 2003, les taux de lessivage ont baissé en raison de la diminution des quantités d'eau d'infiltration.

→ La fertilisation azotée a causé, chez tous les arbres forestiers examinés, une réduction sensible du phosphore, du potassium et du magnésium dans les feuilles et les aiguilles. Ce phénomène a entraîné un déséquilibre considérable au niveau des éléments nutritifs.

→ Une charge d'azote plus importante ralentit la croissance des pousses en raison du manque de phosphore, de potassium et de magnésium qu'elle implique.

→ Durant les périodes de sécheresse, on a observé que l'augmentation de la fertilisation azotée a engendré davantage de dégâts foliaires chez

le hêtre croissant en haute futaie. Ce phénomène était d'autant plus marqué que l'approvisionnement en potassium était faible. On a en outre constaté que l'apport accru d'azote a provoqué une baisse du potentiel hydrique, c'est-à-dire une détérioration de l'approvisionnement en eau chez le hêtre.

→ L'azote réduit la longueur des racelles par rapport à la longueur totale des racines. Lorsque l'apport d'azote est renforcé, on constate une diminution de la teneur printanière en amidon et, par conséquent, une altération des réserves d'énergie. La charge d'azote affecte aussi la densité du mycélium des champignons mycorhiziens.

→ L'azote entrave la respiration microbienne du sol et, de ce fait, le bon déroulement du cycle de la matière.

→ L'azote accélère considérablement le processus d'acidification du sol.

→ L'augmentation de la charge d'azote ou de la sous-alimentation en potassium rend les arbres plus sensibles aux insectes suceurs et aux maladies.

→ De 2003 à 2006 (en partie aussi en 2008), la quantité d'eau à disposition durant la période estivale a été faible, dans le nord-ouest de la Suisse avant tout. En 2007, le sol est resté suffisamment humide durant tout l'été.

→ La charge d'ozone est encore suffisamment élevée pour entraver la croissance des arbres forestiers.

→ Dans le Glatttal et sur le versant sud du Jura (vers Granges), l'épicéa a montré des signes de jaunissement dus à un manque aigu de potassium. Cette carence a parfois été accompagnée par des attaques accrues de cochenilles et de bostryches. L'épandage de potassium comme engrais a permis d'augmenter la densité des canaux résinifères et, par conséquent, le potentiel de défense contre les bostryches.

Traduction : Claude Gassmann

1.3 Riassunto

→ Dal 1984, inizio delle osservazioni, la trasparenza della chioma è stato un indice delle fasi di stress e recupero di faggi e abeti rossi. In generale, per questo periodo non è stato possibile constatare un trend di miglioramento o di peggioramento. Nell'anno 2008 il 6.3% dei faggi e il 14.1% degli abeti rossi presentava una trasparenza maggiore del 25% che secondo le indicazioni della scala ICP Forest corrisponde a un valore da mediamente forte a forte.

→ Dal 1984 l'approvvigionamento di fosforo e magnesio nel faggio e abete rosso è costantemente calato. All'inizio del periodo il 12% della superficie con faggio e l'11% di quella con abete rosso era sottoapprovvigionato di fosforo; nel 2007 era il 71% risp. 67%. Nel 1984 in 10% delle superfici con faggio era stata osservata una carenza di magnesio; nel 2007 il valore ha raggiunto il 50%. Per l'abete rosso non è ancora un problema: nel 1984 le superfici sottoapprovvigionate con magnesio erano il 6% contro il 4% del 2007. Dal 1984 l'approvvigionamento di potassio nel faggio è significativamente calato.

→ Dopo un periodo prolungato di diminuzione dell'accrescimento del fusto di faggio e abete rosso, dal 2002 si è registrata una leggera ripresa. Faggi e abeti rossi con cattivo approvvigionamento di fosforo producono un accrescimento significativamente minore.

→ Rispetto al periodo precedente, negli ultimi anni i faggi e gli abeti rossi hanno prodotto getti più corti. Le cause sono da ricercare probabilmente nella carenza di fosforo, in una serie di anni caratterizzati da siccità nonché nell'alta fruttificazione del faggio. L'evoluzione dell'accrescimento dei getti delle querce è stata simile a quella dei faggi.

→ Tra gli anni 1996 e 2005 l'acidità negli strati di suolo privi di calcio è sensibilmente aumentata. La diminuzione del pH (CaCl_2) è stata di 0.11

unità mentre quella della saturazione basica del 5.3%. In un quinto delle superfici il tasso di agenti atmosferici è risultato essere da basso a molto basso. L'incremento dell'acidità del suolo è stato osservato anche attraverso l'analisi delle soluzioni del terreno di 23 superfici su 38.

→ I cambiamenti osservati nella vegetazione del suolo tra il 1984 e il 2003 sono da attribuire almeno in parte ai depositi di azoto.

→ Su suoli con una saturazione basica $\leq 80\%$ è cresciuto meno ringiovanimento naturale.

→ È stata elaborata una chiave per la determinazione dei suoli poveri di basi.

→ Dall'analisi degli isotopi di carbonio effettuata in sei superfici è stato possibile definire che le radici fini dei faggi hanno un'età variabile da 2 e 13 anni.

→ Su talune superfici l'apporto di azoto raggiunge quasi $30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$; in tutte le superfici i valori sono comunque parecchio più elevati del Critical Load ($10\text{-}20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) fissato dalla UNECE.

→ In media il dilavamento di azoto di 15 superfici su 37 è oltre il limite fissato dalla UNECE. Dal 2003 il tasso di dilavamento è diminuito a causa della minore quantità di acqua infiltrata nel terreno.

→ La fertilizzazione azotata ha provocato nelle foglie e negli aghi delle specie legnose osservate una chiara diminuzione di fosforo, potassio e magnesio. Ciò ha causato importanti squilibri nutrizionali.

→ Il maggiore carico di azoto inibisce la crescita dei getti. Questo è dovuto alla carenza di azoto indotto negli elementi nutritivi fosforo, potassio e magnesio.

→ Durante i periodi di siccità nelle fustaie di faggio è stato osservato che a un incremento della fertilizzazione azotata corrisponde un aumento dei danni all'apparato fogliare. Più basso

era l'approvvigionamento di potassio tanto maggiori erano i danni. Inoltre, con valori azotati alti è stato possibile notare un minore potenziale pre-dawn dell'acqua, vale a dire un peggiore approvvigionamento d'acqua.

→ Attraverso l'azoto diminuisce il rapporto tra la lunghezza delle radici fini e quella totale dell'apparato radicale. In presenza di alti valori azotati, diminuisce il contenuto di amido primaverile e quindi le riserve energetiche vengono a mancare. Pure il micelio di funghi micorrizici si presenta meno denso.

→ Con l'azoto diminuisce la respirazione microbica nel suolo e potenzialmente anche il ciclo delle sostanze nutritive.

→ L'azoto accelera notevolmente il processo d'acidificazione del suolo.

→ La pressione dell'azoto rispettivamente il sottoapprovvigionamento di potassio aumenta la predisposizione degli alberi alle aggressioni da insetti parassiti e malattie.

→ Dal 2003 al 2006, in parte anche nel 2008, la disponibilità d'acqua durante i mesi estivi è stata molto limitata, specialmente nella Svizzera nordoccidentale. Nell'estate 2007 il suolo presentava condizioni d'umidità sufficienti.

→ Il carico di ozono è tuttora tanto elevato da creare diminuzioni di crescita negli alberi forestali.

→ Gli abeti rossi nella Valle della Glatt, come pure quelli nella regione di Grenchen al piede meridionale del Giura, hanno manifestato gravi ingiallimenti dovuti a carenze di potassio, combinati con un incremento di attacchi da cocciniglie e bostrici. Per contro la fertilizzazione con potassio ha permesso di aumentare la densità dei canali resinosi e quindi migliorato le facoltà difensive contro il bostrico.

Traduzione: Michele Fürst

1.4 Abstract

- The permanent forest observation started in 1984 and since then crown transparency of beech and spruce trees has shown alternating periods of stress and regeneration. Neither a positive nor a negative general trend can be detected. In 2008, merely 6.3% of beech and 14.1 % of spruce trees exceeded the 25% transparency level for moderate and severe damage (evaluation scheme by ICP forest).
- Since 1984, foliar concentrations of the nutrients phosphorus and magnesium in beech and spruce trees have decreased. In 1984, phosphorus deficiency was observed in 12% of beech and 11% of spruce plots. In 2007, these figures rose to 71% and 67%, respectively. Similarly, magnesium deficiency was noted in 10% of beech plots in 1984. This proportion increased to 70% in 2007. In spruce, magnesium deficiency is currently not a general problem, observed only in 6% of the plots in 1984 and in 4% in 2007. Potassium concentrations of beech have decreased, too, since 1984.
- Following years of a decline, stem growth in beech and spruce trees slightly recovered since 2002. Generally, insufficient phosphorus supply leads to significantly lower stem growth rates in beech and spruce trees.
- Shoot growth of beech and spruce trees decreased compared to previous years. Possible causes of this are insufficient phosphorus supply, drought periods and, in beech trees, high fructification. Oak and beech trees showed a comparable development of shoot growth.
- Acidification of non-calcareous soil layers increased significantly between 1996 and 2005. pH (CaCl₂) values decreased by 0.11 units and the base saturation by 5.3%. In one-fifth of the observation plots, weathering rates ranged from very low to low. A progress of soil acidification was also detected in the soil solution of 23 out of 38 observation plots.
- Changes in ground vegetation observed between 1984 and 2003 can partly be attributed to enhanced nitrogen deposition.
- Natural regeneration of trees was reduced on soils with less than 80% base saturation.
- A key for recognition of base poor soils was developed which is based on ground vegetation.
- Analyses of carbon isotopes in six observation plots suggest a life time of beech fine roots of 2-13 years.
- Nitrogen deposition still exceeds the critical load – set by UNECE to 10-20 kg N ha⁻¹ yr⁻¹ – at all sites by up to 30 kg N ha⁻¹ yr⁻¹.
- In 15 of 37 observation plots nitrate leaching exceeds the UNECE based critical limits. Since 2003 lower amounts of seepage water has lead to reduced leaching rates.
- Nitrogen fertilization clearly reduced foliar phosphorus, potassium and magnesium concentrations in all investigated tree species, thereby causing considerable nutrient imbalances.
- N-induced deficits of the nutrients phosphorus, potassium, and magnesium resulted in a reduced shoot growth.
- During dry periods, the occurrence of foliar drought necroses was augmented by increasing N addition in the beech plot Hochwald. It is suggested that this was mediated by potassium deficiency as the drought damages were negatively correlated to the foliar K concentrations. Simultaneously, N addition resulted in a decreased pre-dawn water potential also suggesting an impaired water status.
- Nitrogen reduced the length of fine roots relative to total root length. Increased nitrogen levels caused lower root starch concentrations in spring, with possible consequences of reduced energy reserves. Similarly, the mycelium density of mycorrhiza was reduced by nitrogen addition.
- Microbial respiration and probably turnover rates were reduced by nitrogen.
- Soil acidification processes are remarkably accelerated by nitrogen.
- Increased nitrogen load in combination with a shortage of potassium enhanced the susceptibility of the trees to sucking insects and diseases.
- From 2003 to 2006 (and partly 2008) soil water availability, primarily in North-western Switzerland, was reduced during the summer months. In 2007, the soil was sufficiently provided with water throughout the entire summer.
- The ozone level is still high enough to cause a growth reduction of forest trees.
- Spruce trees in the Glattal (ZH) and at Grenchenberg (SO, southern slope of the Jura mountains) showed acute foliar discolourations caused by potassium deficiency, partly combined with a higher infestation of scales and bark beetles. On the other hand, potassium fertilization increased the density of resin ducts which are an estimate of the defence potential against bark beetles.

2 Einleitung

Seit 1984 führt das Institut für Angewandte Pflanzenbiologie (IAP) im Auftrag der Kantone Aargau (AG), Bern (BE), Basellandschaft (BL), Basel-Stadt (BS), Solothurn (SO), Zug (ZG) und Zürich (ZH) sowie des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) und seit 2006 zusätzlich in den Kantonen Freiburg (FR) und Thurgau (TG) Untersuchungen in Walddauerbeobachtungsflächen durch.

Dazu kommen speziell ausgewählte Flächen, meist auf sensitiven und/oder belasteten Standorten, in den Kantonen Appenzell Innerrhoden (AI), Graubünden (GR), Jura (JU), Neuenburg (NE), Tessin (TI) und Uri (UR). Im Jahr 2008 zählte das Beobachtungsnetz 133 Flächen mit einer Grösse von jeweils 0.25 bis 4 ha und insgesamt 11783 Bäume, vornehmlich Buchen und Fichten (Abb. 1).

Das heutige Bestandesalter beträgt bei der Buche im Mittel 125 (30-180) und bei der Fichte 145 (30-310) Jahre.

Die Walddauerbeobachtung umfasst eine Vielzahl von zum grössten Teil periodisch wiederkehrenden, teils auch permanenten Untersuchungen. Insgesamt werden in allen Flächen 33 Parameter erhoben, weitere 25 in ausgewählten Flächen. Neben Kronenzustand, Wachstum, Fruktifikation, Nährstoffstatus und Parasitenbefall werden auch Bodenchemie, Dynamik der Bodenversauerung, Schadstoffein- und austräge, Bodenfauna, Verjüngung und Krautschicht untersucht. Die Vielzahl von Flächen ermöglicht eine epidemiologische Auswertung der Ergebnisse. Ein experimenteller Ansatz wird mit Hilfe von langjährig angelegten Versuchen

verfolgt und erleichtert die Interpretation von Feldbeobachtungen. Die Kombination dieser beiden Ansätze, Epidemiologie und Experiment, erlaubt es, kritische Belastungsgrenzen für das Ökosystem Wald zu ermitteln. Kenntnisse über solche Belastungsgrenzen sind im Hinblick auf eine Risikoabschätzung und eine nachhaltige Waldplanung von zentraler Bedeutung. Ziel ist eine Sicherstellung der vielfältigen Waldfunktionen.

Wie die 25-jährige Datenreihe zeigt, spielen sich im Wald schleichende Veränderungen ab, die vor allem durch den Menschen verursacht werden: ein sich verschlechternder Nährstoffstatus und zunehmende Bodenversauerung. Diese Veränderungen können sich auf den Wald ungünstig auswirken. Handlungsbedarf ist somit angezeigt.

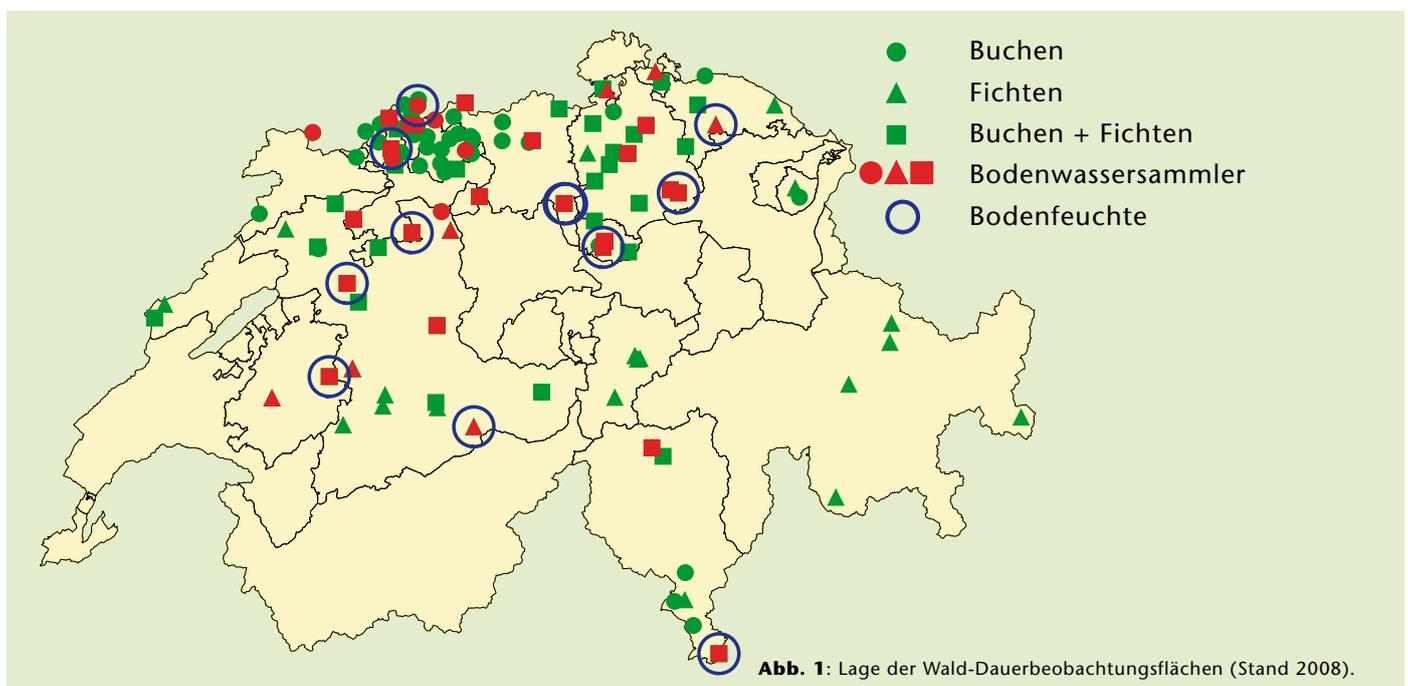


Abb. 1: Lage der Wald-Dauerbeobachtungsflächen (Stand 2008).

3 Entwicklung der Kronenverlichtung

Die Kronenverlichtung weist seit Beginn der Beobachtungen im Jahr 1984 bei Buchen und Fichten Erholungs- und Stressphasen auf. Insgesamt kann kein Trend zur Verbesserung oder Verschlechterung festgestellt werden. Im Jahr 2008 waren lediglich 6.3% der Buchen und 14.1% der Fichten mehr als 25%, d.h. nach der Bonitierungskala von ICP Forest mittelstark bis stark verlichtet.

Die Kronenverlichtung stellt eine nützliche Richtgrösse dar, die es erlaubt, den Waldzustand über einen längeren Zeitraum mit einer verhältnismässig einfachen und schnellen Methode abzuschätzen (Foto 1). Bei der jährlichen Waldzustandserhebung wird die Kronenverlichtung in den 133 Walddauerbeobachtungsflächen bei den jeweils rund 12000 gleichen Baumindividuen in 5%-Stufen eingeschätzt und einer von fünf europaweit einheitlichen Verlichtungsstufen zugeordnet (Tab. 1). Gemäss der Europäischen Wirtschaftskommission der UNO (UNECE 2003b) gelten Bäume mit einer Kronenverlichtung von mehr als 25% als gestresst.

In der nun 25-jährigen Beobachtungsreihe kann insgesamt kein Trend zur Verbesserung oder Verschlechterung des Kronenzustandes festgestellt werden. „Erholungsphasen“ werden in unterschiedlichen Intervallen von „Stressphasen“ abgelöst (Abb. 2). Erwartungsgemäss weisen Bäume auf tiefgründigen und mit ausreichend Wasser versorgten Flächen eine geringere Kronenverlichtung und nach Trockenperioden eine schnellere Erholung auf als auf flachgründigen, zur Trockenis neigenden Flächen (Abb. 3). Im Vergleich zu gesamteuropäischen Erhebungen (UNECE 2006; UNECE 2007) sind die Verlichtungswerte der IAP-Flächen etwas geringer (Tab. 2).



Foto 1: Kronenverlichtung bei Buchen und Fichten.



Tab. 1: Verlichtungsstufen gemäss UNECE (2003b)

Blatt-/Nadelverlust	Verlichtungsstufe	Verlichtungsgrad
0-10%	0	kein
> 10-25%	1	leicht
> 25-60%	2	mittelstark
> 60%	3	stark
100%	4	abgestorben

Die Ursachen einer erhöhten Kronenverlichtung können sehr unterschiedlicher Natur sein. Stressfaktoren, die einzeln oder in Kombination eine erhöhte Kronenverlichtung bewirken können, umfassen u.a. Parasitenbefall, starker Fruchtbehang, Wurzelfäulnis, plötzliche Freistellung, Luftschadstoffe, Witterungsextreme und Nährstoffmangel. Deshalb sind Verlichtungsdaten allein schwierig zu

interpretieren. Statistische Auswertungen der vorhandenen Datenreihen zeigen, dass die periodisch wiederkehrenden Phasen erhöhter Kronenverlichtung bei Buchen und Fichten hauptsächlich auf Fruktifikation und Trockenperioden zurückzuführen sind. Aber auch der Ernährungszustand spielt eine erhebliche Rolle. Dies zeigt ein Experiment in einem stark verlichteten Gebirgswald. Nährstoffgaben

fürten schon nach wenigen Jahren zu einer deutlichen und nachhaltigen Abnahme und schnellen Erholung der Kronenverlichtung nach dem extremen Trockenjahr 2003 (Abb. 4). Dieser letzte Befund ist insbesondere im Hinblick auf die sich zunehmend verschlechternde Ernährungssituation des Waldes von Bedeutung.

Tab. 2: Vergleich der Verlichtungszahlen des IAP mit den Ergebnissen des ICP Forest auf europäischer Ebene.

Anteil der >25% verlichteten Bäume	ICP Forest		IAP	
	Buchen	Fichten	Buchen	Fichten
2006	23.0	26.3	21.1	19.8
2007	23.6	24.1	14.1	20.7

Abb. 2: Die Kronenverlichtung schwankt stark von Jahr zu Jahr (mittlerer Anteil an Bäumen mit >25% Verlichtung). Es können keine Trends zur Verbesserung oder Verschlechterung festgestellt werden.

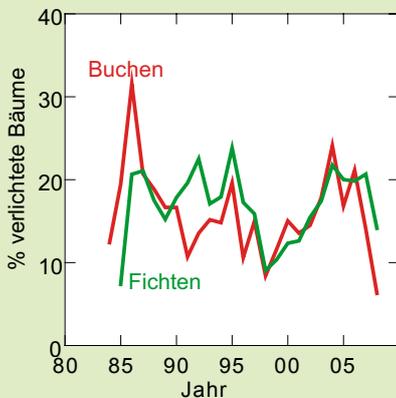


Abb. 3: Auf Standorten mit geringem Bodenwasserspeichervermögen (<50 mm nutzbare Feldkapazität, in mm Wasser) ist die Kronenverlichtung von Buchen meist höher. Auch ist die Erholung nach Stressjahren langsamer.

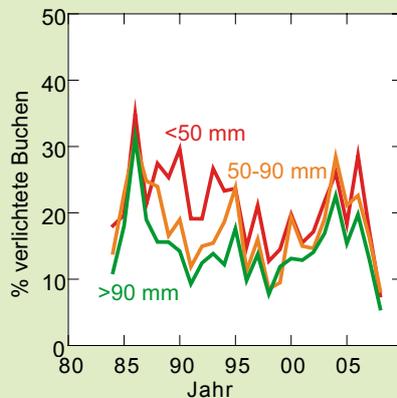
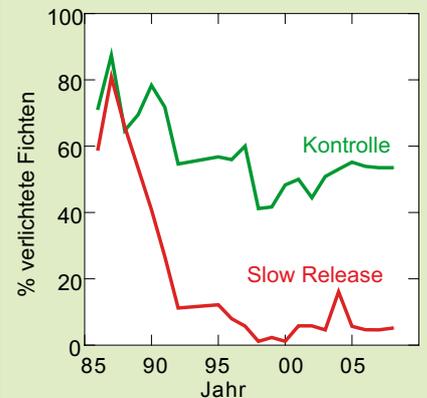


Abb. 4: In der Fichtenbeobachtungsfläche Alvanu (GR), in der in den achtziger Jahren ein Slow-Release-Dünger ausgebracht worden war, sind die gedüngten Fichten bedeutend weniger stark verlichtet als die ungedüngten Kontrollen (N:P:K:Mg insgesamt 198:200:228:114 kg ha⁻¹ + Spurenelemente).



4 Ernährungszustand

4.1 Entwicklung der Versorgung mit den Nährstoffen Stickstoff, Phosphor, Kalium und Magnesium

Seit 1984 nimmt die Phosphor- und Magnesiumversorgung bei Buchen und Fichten stetig ab. 1984 waren 12% der Buchen- und 11% der Fichtenflächen mit Phosphor unterversorgt, 2007 71% bzw. 67%. 1984 wurde in 10% der Buchenflächen eine Magnesiumunterversorgung beobachtet, 2007 in 50%. Bei den Fichten ist dies zur Zeit kein generelles Problem; 1984 waren 6%, 2007 4% der Flächen mit Magnesium unterversorgt.

Seit Beginn der Untersuchungen kann sowohl bei Buchen als auch bei Fichten eine stetige Abnahme der Versorgung mit den Nährstoffen Stickstoff (N), Phosphor (P), Magnesium (Mg) und teilweise auch Kalium (K) festgestellt werden (Abb. 5). Die Stickstoffversorgung ist trotz Abnahme immer noch ausreichend, nicht so bei Phosphor und Magnesium. Von 1984 bis 2007 hat die mittlere Phosphorkonzentration im Buchenlaub um 28% abgenommen. Entsprechend stieg der Anteil Flächen mit einer Phosphorunterversorgung von 12% auf 71% (Abb. 7). Auch die Magnesiumkonzentration im Buchenlaub nahm von 1984 bis 2007 um 29% ab. Dies bedeutet eine Zunahme der Flächen mit Magnesiumunterversorgung von 10% auf 50% (Abb. 8). Bei der Fichte ist die Phosphorabnahme mit 22% weniger stark. Im Jahr 1984 wiesen 11% der Flächen eine Phosphorunterversorgung auf, 2007 waren es 67% (Abb. 7). Die Magnesiumversorgung der Fichten ist auch 2007 immer noch ausreichend. Diese Veränderung der Nährstoffkonzentrationen führt zu einem Nährstoffungleichgewicht. Vor allem die Verhältnisse zwischen Stickstoff und Phosphor sind höher als der Bereich für harmonische Ernährung (Abb. 6).

Abb. 5: Zwischen 1984 und 2007 haben die Konzentrationen der Nährstoffe im Laub und in den Nadeln abgenommen, besonders stark die Phosphorkonzentration. Gezeigt ist die Entwicklung in 60 Buchen- und 32 Fichtenflächen (Mittelwerte \pm 95%-Vertrauensbereich). Die gestrichelten Linien sind die unteren Grenzen des Normalversorgungsbereichs nach Stefan et al. (1997). Die Werte sind für das Bestandesalter korrigiert. Die angegebenen p-Werte beziehen sich auf die zeitliche Veränderung, unter gleichzeitiger Berücksichtigung des Alters.

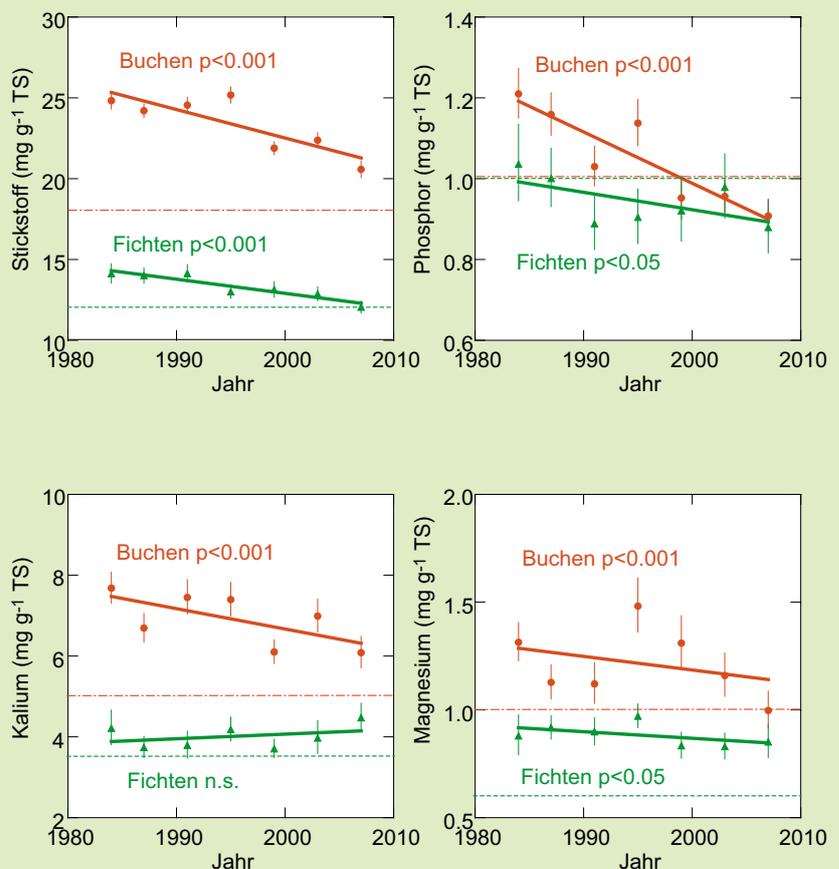


Abb. 6: Entwicklung der Verhältnisse von Phosphor, Kalium und Magnesium zu Stickstoff (Gewichtsbasis). Die eingezeichneten Linien sind die oberen Grenzen des Bereichs für harmonische Ernährung nach Flückiger und Braun (2003). Weitere Erläuterungen vgl. Abb. 5. (w/w: weight/weight, d.h. Verhältnisse nach Gewicht).

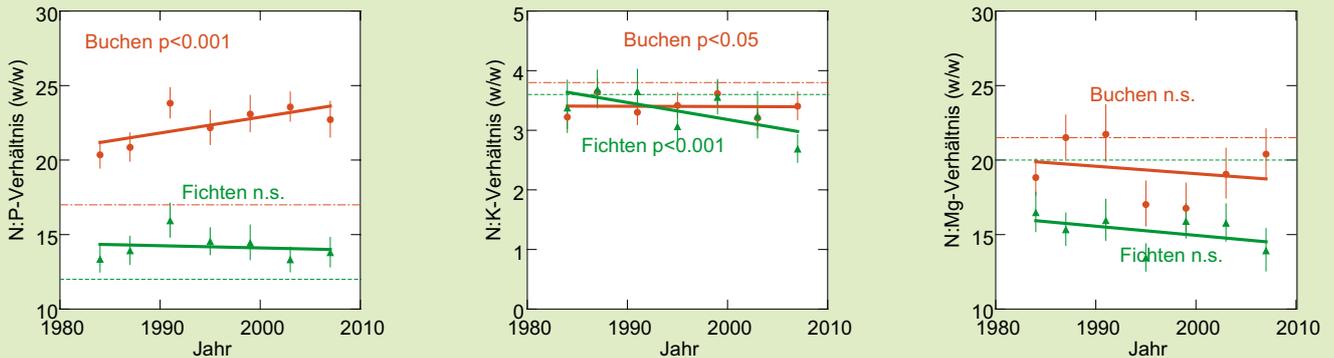


Abb. 7: Zwischen 1984/1987 und 2007 hat der Anteil Buchen- (links) und Fichtenflächen (rechts) mit Phosphor-Unterversorgung und -Mangel stark zugenommen. Für die Auswertung wurden 52 Buchen- und 48 Fichtenflächen berücksichtigt, deren Zeitreihe mindestens bis 1987 zurückgeht (1984: 51 Buchen- und 18 Fichtenflächen).

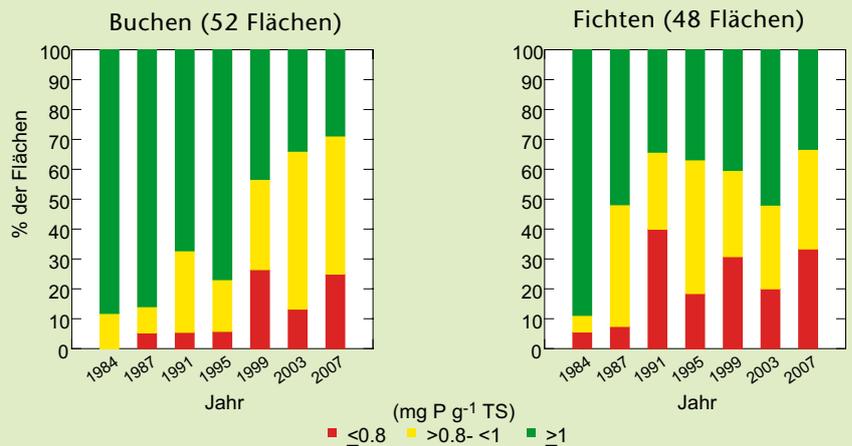
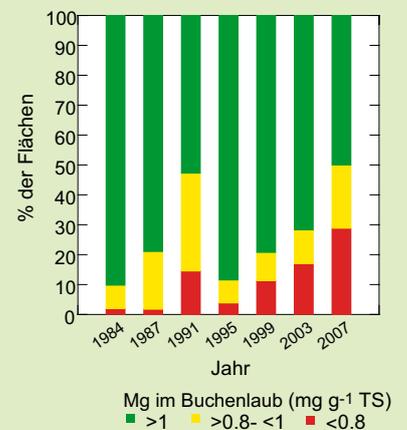


Abb. 8: Bei den Buchen hat auch der Anteil Flächen mit Magnesium-Unterversorgung und -mangel stark zugenommen. Gleiches Kollektiv wie in Abb. 7.



Veränderungen der Nährstoffversorgung bei Waldbäumen in den letzten Dekaden sind von verschiedenen Autoren beschrieben worden. So nahm in Nordostfrankreich die Stickstoffkonzentration im Laub von Buchenbeständen zwischen 1969/71 und 1996/97 um 12% zu. Gleichzeitig verminderte sich die Konzentration von Phosphor um 23%, von Magnesium um 38%, von Kalium um 6% und von Kalzium um 16% (Duquesnay et al. 2000). Hippeli und Branse (1992) und Riek und Wolff (1998) berichten von zunehmendem Mangel an Phosphor, Kalium und Magnesium bei Koniferen. Auch in neuerer Zeit gibt es Berichte von abnehmender P-Versorgung, so im Saarland (Ergebnisse der Waldzustandserhebung 2007), in Baden-Württemberg (Meining et al. 2008) sowie bei Koniferen in Nordbayern (Prietz et al. 2008). Die Ursache für diese Nährstoffveränderungen dürfte aufgrund der vorliegenden experimentellen Befunde in den hohen Stickstoffeinträgen zu suchen sein (vgl. Kap. 9.3.2). Houdijk und Roelofs (1993) fanden eine negative Korrelation der Magnesium- und Phosphorkonzentrationen in Nadeln von Douglasienbeständen mit der Ammoniumdeposition. Insbesondere die Phosphorversorgung reagiert empfindlich auf hohe Stickstoffdüngung bzw. -deposition (Mohren et al. 1986). Bei der vorliegenden Zeitreihe ist allerdings zu vermerken, dass auch die Stickstoffversorgung sowohl bei Buchen als auch bei Fichten abnimmt, was eher auf eine generell gestörte Aufnahme der oben genannten Nährstoffe hinweist.

Foto 2: Stark vergilbter Buchenzweig aus der Fläche Sissach (BL) mit sehr niedrigen Phosphorkonzentrationen (0.63 statt mindestens 1 mg g^{-1} TS).



Foto 3: Dieses Buchenblatt vom Standort Novaggio (TI) zeigt Verfärbungen infolge Mangels an Magnesium und Kalzium: Magnesium-Konzentration 0.43 mg g^{-1} TS (Normalbereich $\geq 1 \text{ mg g}^{-1}$), Kalzium-Konzentration 1.9 mg g^{-1} TS (Normalbereich $\geq 4 \text{ mg g}^{-1}$).



Foto 4: Vergilbter Fichtenzweig aus der Leventina (TI), mit 1.6 mg g^{-1} TS Kalium (Normbereich $> 3.5 \text{ mg g}^{-1}$ TS).



4.2 Mangan

Hohe Mangankonzentrationen in Buchenlaub und Fichtennadeln treten auf versauerten Böden auf. Sie können toxische Werte erreichen.

Mangan (Mn) ist ein wichtiges Mikroelement, welches wegen seiner verschiedenen Wertigkeiten (Oxidationsstufe 0, II, III, IV, VII) eine bedeutende Rolle bei biologischen Redoxprozessen spielt (Marschner 1995). Der optimale Versorgungsbereich liegt für viele Baumarten zwischen 30-100 bzw. 500 ppm (Bergmann 1993). Mangan wird aber bei Bodenversauerung stark pflanzenverfügbar und übermässig aufgenommen, wobei es zu toxischen Wirkungen kommen kann. Diese erhöhte Verfügbarkeit und Aufnahme findet vor allem innerhalb eines schmalen pH-Fensters von 3.8 bis 4.3 statt, wie Laubanalysen von Buchen und Fichten in den Dauerbeobachtungsflächen zeigen (Abb. 9). Damit ist es auch ein guter Versauerungsindikator. Steigen die Mangankonzentrationen bei versauerndem Boden an, so befindet sich der Boden im Manganpufferbereich. Sinken sie wieder, so ist das ein Hinweis, dass er in den Aluminiumpufferbereich übergeht (Augustin et al. 2005).

Bei sonst gleichen Bedingungen nehmen die verschiedenen Baumarten sehr unterschiedliche Mengen an Mangan auf. Von den untersuchten Arten sind die Mangankonzentrationen bei Buchen am höchsten (Abb. 10), gefolgt von Birken und Eichen, wesentlich geringer dann bei den mit Endomykorrhizen zusammenlebenden Arten Spitzahorn, Eschen und Linden. Im Übermass aufgenommenes Mangan wird in den Blättern lokal angereichert und führt zu typischen Punktnekrosen, die sich flächenhaft ausformen können. Diese Symptome liessen sich in einzelnen Beobach-

tungsflächen bereits im Sommer beobachten (Foto 5). Die Mangananreicherung kann auch im Röntgenbild nachgewiesen werden (Foto 6). Die Verfärbungen sind auf oxydierte Polyphenole zurückzuführen (Wissemeier

und Hurst 1992). Die Mangan-Toxizitätsbereiche liegen bei Gehölzpflanzen in einem weiten Bereich (Tab. 3). Der Toxizitätsbereich wird bei den Fichten nicht, bei den Buchen nur in wenigen Flächen erreicht.

Abb. 9: Bei tiefen pH-Werten im Boden steigt die Mangankonzentration in Buchenlaub (links) und Fichtennadeln (rechts) stark an (Trieberste 1999, Boden-pH-Wert über 0-40 cm gemittelt), unterhalb von pH 3.8 sinken sie wieder. Gestrichelte Linie: Grenzwert für Toxizität (Tab. 3). Jeder Punkt ist ein Mittelwert von je 8 Bäumen.

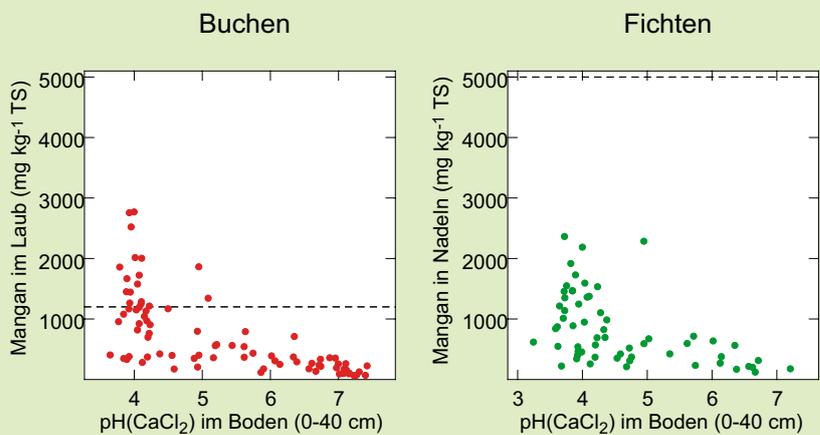
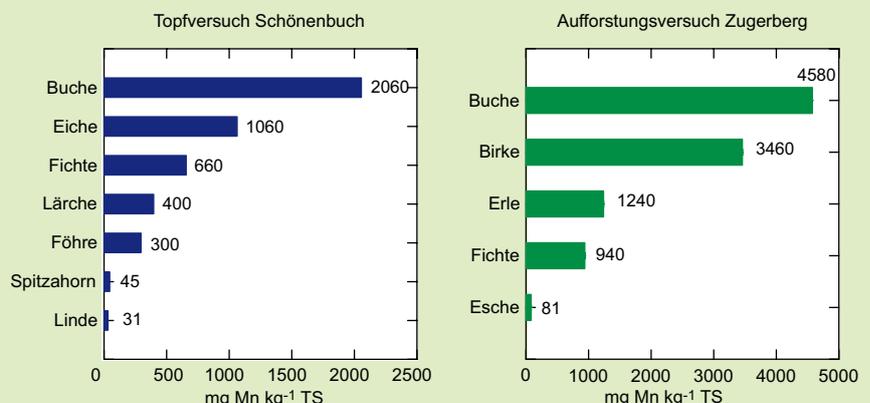


Abb. 10: Unter gleichen Bodenverhältnissen ist die Mangankonzentration im Laub und in den Nadeln verschiedener Baumarten stark unterschiedlich. Links im Topfversuch Schönenbuch und rechts im Aufforstungsversuch Zugerberg.



Tab. 3: Beobachtete Mangan-Toxizitätsbereiche im Laub von Gehölzpflanzen.

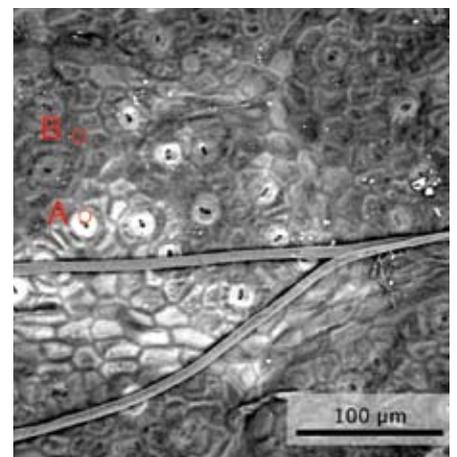
Pflanzenart	Mn mg kg ⁻¹ TS (Laub)	Autor
<i>Malus sp.</i>	>200-300	Lechowa 1974, 1979
<i>Pinus elliotti</i>	>300	Marcov et al. 1988
<i>Malus sp.</i> , <i>Pyrus sp.</i>	>500-600	Bergmann 1993
<i>Prunus sp.</i>	>800	Marcov et al. 1988
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	>1000	Schöne 1992
<i>Populus sp.</i>	>1000-1500	Bergmann 1993
<i>Betula pendula</i>	>1500	IAP unveröffentlicht
<i>Fagus sylvatica</i>	>1200-1500	IAP unveröffentlicht
<i>Picea abies</i>	>5000	Nebe 1967

Die Interpretation dieser Bereiche ist jedoch nicht immer eindeutig, da andere Faktoren die Mangantoxizität beeinflussen. Dazu gehören hohe Einstrahlung (Nable et al. 1988; Horiguchi 1984), hohe Temperatur und Trockenheit (Fujimoto und Sherman 1945; Siman et al. 1974), reduzierende Bodenverhältnisse aufgrund von Staunässe (Grasmanis und Leeper 1966) oder Bodenverdichtung (Cheng und Quellet 1971) sowie hohe N-Versorgung, insbesondere in Form von Ammonium (Cooke 1982). Eine gute Phosphor- und Magnesiumversorgung setzt andererseits die Mn-Toxizität bzw. Mn-Aufnahme herab (LeBot et al. 1990). Die hohen Stickstoffeinträge, davon 2/3 in Form von Ammonium, und die zunehmende Verarmung der Bäume an P und Mg sowie vermehrter Witterungsstress dürften das Auftreten von Mn-Toxizität fördern.

Foto 5: Die dunklen Punkte an Buchenlaub sind sichtbare Zeichen einer Mangantoxizität. Oben Beobachtungsfläche Zugerberg Vordergeissboden (ZG, 1163 mg kg⁻¹ TS) und rechts Aarwangen (BE, 1328 mg kg⁻¹ TS).



Foto 6: Buchenblatt mit Punktnekrosen vom Zugerberg aus Foto 5. Die mit Mangan angereicherten Stellen erscheinen heller. Punkt A (Schliesszelle) ist gegenüber Punkt B (Epidermiszelle) um den Faktor 11 mit Mangan angereichert und weist 2.7 mal weniger Kalium auf (normiert auf Kalzium). Röntgenbild U. Eggenberger, Universität Bern.



5 Wachstum und Fruchtbehang

5.1 Stammzuwachs

5.1.1 Entwicklung des Stammzuwachses

Nach Jahren eines Rückgangs des Stammzuwachses bei Buchen und Fichten lässt sich ab 2002 wieder eine leichte Erholung feststellen. Buchen und Fichten mit schlechter Phosphorversorgung haben einen signifikant geringeren Stammzuwachs.

In der Periode 2002 bis 2006 konnte bei der Buche nach Jahren des Wachstumsrückgangs wieder eine Erholung des Stammzuwachses festgestellt werden, während er bei der Fichte zwischen 2002 und 2006 auf gleichem Niveau verblieb (Abb. 11). Der Grundflächenzuwachs auf Einzelbaumbasis wird nur wenig vom Bestandesalter beeinflusst (Abb. 12), aber er hängt von der Bestandesdichte

ab und ist damit stark von Durchforstungsereignissen oder Windwurf beeinflusst. Solche Effekte sind in einer flächenbezogenen Auswertung berücksichtigt (Abb. 13). Diese Auswertung zeigt für alle Bestände (Buchen-, Fichten und Mischbestände) zwischen 1991 und 2002 eine Abnahme und anschließend eine Stagnation des Stammzuwachses.

Eine Abnahme des Stammzuwachses wurde auch in Baden-Württemberg (Meining et al. 2008), Italien (Piovesan et al. 2008) und Nordostspanien (Jump et al. 2006) beobachtet. Bei letzteren beiden Berichten spielt wohl die Trockenheit eine bedeutende Rolle.



Foto 7: Messung des Stammzuwachses.

Abb. 11: Der Grundflächenzuwachs pro Baum hat sowohl bei Buchen (links) wie bei Fichten (rechts) abgenommen. Ausgewertet wurden 46 Buchen- und 13 Fichtenbestände mit den längsten Beobachtungsreihen. Die Abnahmen sind statistisch gesichert (p-Werte). Balken=95%-Vertrauensbereich. Ausgewertet wurden Einzelbaumdaten in einer multivariaten gemischten Regression (Alter polynomial).

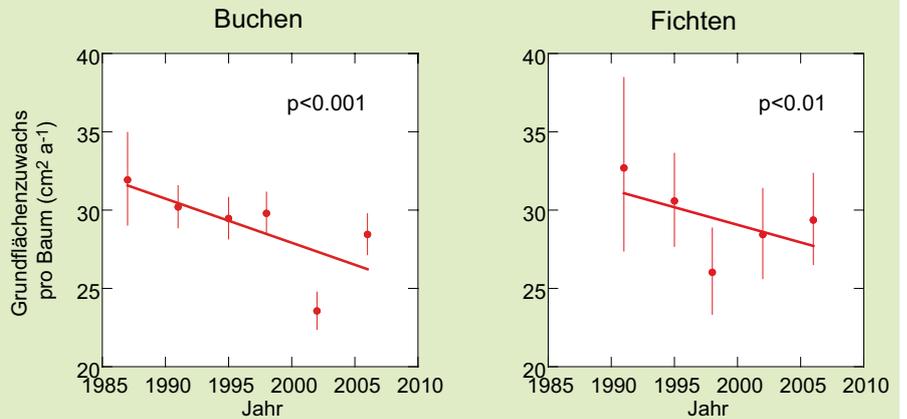


Abb. 12: Beim Grundflächenzuwachs auf Einzelbaumbasis besteht kein signifikanter Alterstrend (untere Reihe). Auswertung zusammen mit dem Zeittrend in Abb. 11.

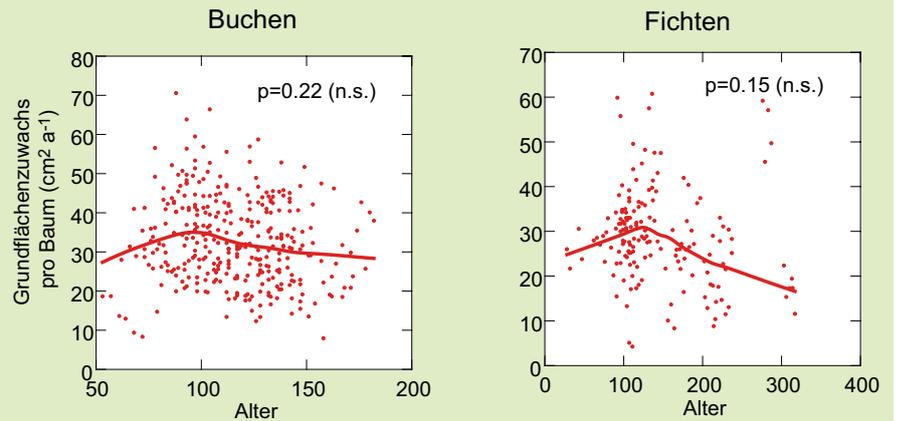
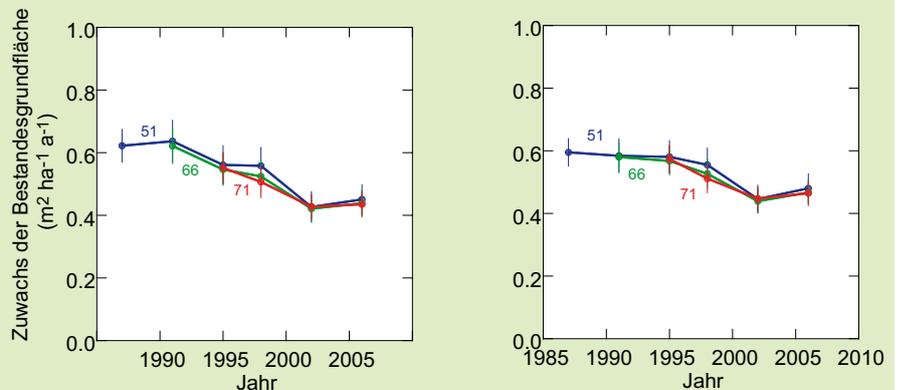


Abb. 13: Der Zuwachs der Bestandesgrundfläche hat ebenfalls abgenommen. In diesen Abbildungen sind alle Bestände (Buchen-, Fichten- und Mischbestände) zusammengefasst. Flächen mit unterschiedlicher Beobachtungsdauer sind mit verschiedenen Farben markiert. Zahlen: Anzahl Bestände. Balken: 95%-Vertrauensbereich. Links: Rohdaten, rechts: nach Alterskorrektur gemäss Abb. 14 und Tab. 4.



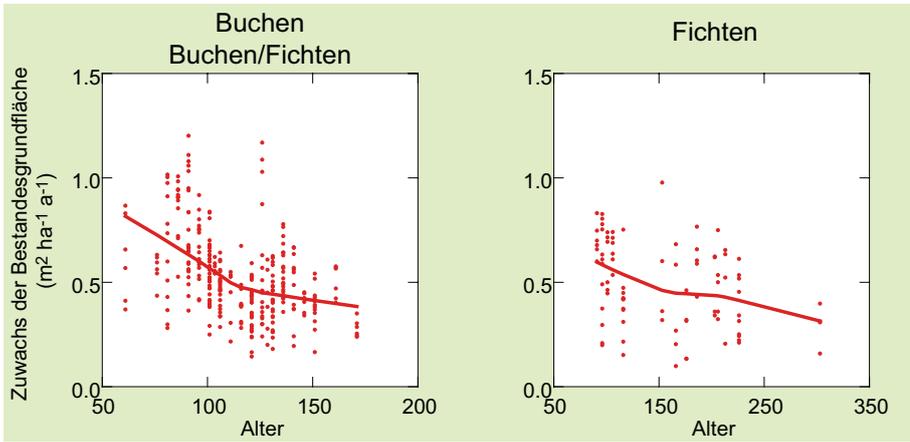


Abb. 14: Der Zuwachs der Bestandesgrundfläche nimmt mit zunehmendem Alter ab.

Tab. 4: Statistik zur Entwicklung des Zuwachses der Bestandesgrundfläche (wurzeltransformiert).

		Koeffizient	p-Wert
Buchen und Buchen/Fichten	Alter	-0.00223	<0.0001
	Jahr	-0.00441	<0.0001
Fichten	Alter	-0.00067	0.0801
	Jahr	-0.01147	<0.0001

5.1.2 Stammzuwachs, Stickstoffdeposition und Phosphorversorgung

Je höher die Stickstoffdeposition, umso höher war der Stammzuwachs (Abb. 15). Bei den Buchen ist diese Beziehung linear, in Übereinstimmung mit Untersuchungen von Dobbertin und Solberg (2007). Bei der Fichte besteht eine nichtlineare Beziehung, mit einem Maximum bei etwa 25 kg N ha⁻¹a⁻¹. Von den Nährstoffen im Laub bzw. in den Nadeln zeigte einzig Phosphor eine Beziehung mit dem Stammzuwachs. Bei Phosphor-Konzentrationen unterhalb von 1 mg g⁻¹ TS (Trockensubstanz), der Grenze zur Normalversorgung, wird der Zuwachs stark vermindert. Dies ist von Bedeutung, da auch die Phosphorkonzentrationen im Laufe der Beobach-

tungszeit abgenommen haben (vgl. 4.1). Ordnet man die in den Jahren 1984 und 2007 gemessenen Phosphorkonzentrationen im Laub der in Abb. 15c (Buche) und Abb. 15d (Fichte) gezeigten Beziehung zu, so resultiert eine geschätzte Wachstumsabnahme für Buchen um 6.8% und für Fichten um 6.5% (Tab. 5). Die tatsächlich gemessene Abnahme liegt mit 7.4% in der gleichen Größenordnung. Bei der Fichte besteht keine vergleichbar lange Datenreihe für den Stammzuwachs, aber die in Abb. 15d gezeigte Beziehung stimmt mit der Rechnung in Tab. 5 über-

ein. Das Landesforstinventar kommt zu teilweise anderen Befunden. Ein Rückgang des Zuwachses der Bestandesgrundfläche um 4-8%, der zwischen der zweiten und der dritten Erhebung festgestellt wurde, wird auf eine Auflichtung der Bestände zurückgeführt. Bei Ausschluss dieses Faktors kann kein Zuwachsrückgang beobachtet werden (E. Kaufmann, pers. Mitt.). Die Fruktifikation, die bei der Einzeljahresauswertung des Triebwachstums eine erhebliche Rolle spielt, wird im Datenset des Stammzuwachses weitgehend ausgemittelt, da hier immer vier Jahre zusammengefasst sind.

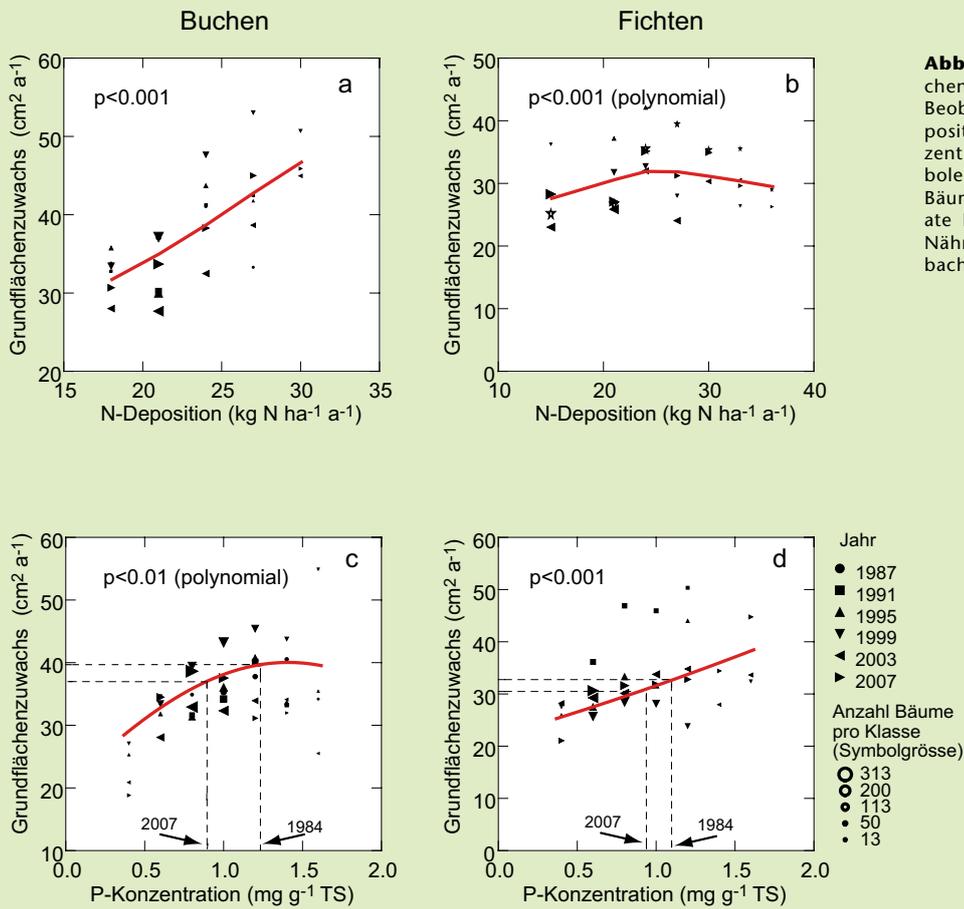


Abb. 15: Der Grundflächenzuwachs von Buchen (links) und Fichten (rechts) ist höher in Beobachtungsflächen mit hoher Stickstoffdeposition (a, b) und mit hoher Phosphorkonzentration im Laub (c, d). Verschiedene Symbole: Zuwachsperioden, Symbolgrösse: Anzahl Bäume pro Klasse auf der X-Achse. Multivariate Einzelbaumauswertung mit N-Deposition, Nährstoffkonzentration und Alter. Anzahl Beobachtungen: 2296 Buchen und 1253 Fichten.

Tab. 5: Abschätzung der Konsequenzen der Phosphorabnahme in Buchenlaub und Fichtennadeln auf den Stammzuwachs gemäss der in Abb. 15 gezeigten Regression.

	Buchen	Fichten
P-Abnahme im Laub 1984-2007	-27%	-15%
Wachstumsreduktion aufgrund P-Konzentration	-6.8%	-6.5%
Beobachtete Wachstumsreduktion (Buchen 1984-2006, Fichten 1987-2006)	-7.4%	-10.2%

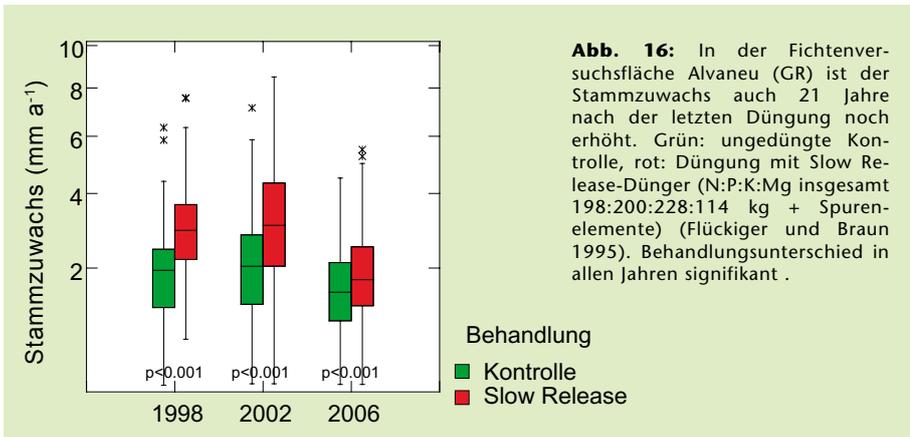


Abb. 16: In der Fichtenversuchsfläche Alvaneu (GR) ist der Stammzuwachs auch 21 Jahre nach der letzten Düngung noch erhöht. Grün: ungedüngte Kontrolle, rot: Düngung mit Slow Release-Dünger (N:P:K:Mg insgesamt 198:200:228:114 kg + Spurenelemente) (Flückiger und Braun 1995). Behandlungsunterschied in allen Jahren signifikant.

Die gleichzeitige Beziehung zwischen Zuwachs einerseits und Stickstoff und Phosphor andererseits deutet auf eine Kolimitierung beide Nährstoffe hin, obwohl die Verhältniszahlen zwischen Stickstoff und Phosphor im Laub zumindest bei der Buche sehr hoch sind (Güsewell 2004). Dass der Ernährungszustand für den Zuwachs eine erhebliche Rolle spielt, geht auch aus Abb. 16 hervor. Mehr als 20 Jahre nach der letzten Behandlung ist der Stammzuwachs der gedüngten Fichten im Vergleich zu den von Phosphormangel geprägten Kontrollen immer noch signifikant erhöht (zur Versuchsbeschreibung vgl. Abb. 4). Die Phosphorkonzentrationen in den Nadeln sind bei den gedüngten Fichten immer noch grösstenteils ausreichend, während sie in den Kontrollen deutlich unter dem Normalbereich liegen (Abb. 17). Zwischen Stammzuwachs und der Phosphorkonzentration in den Nadeln besteht im Experiment eine ähnliche Beziehung wie in den Waldbeobachtungsflächen (Abb. 18, Abb. 15d).

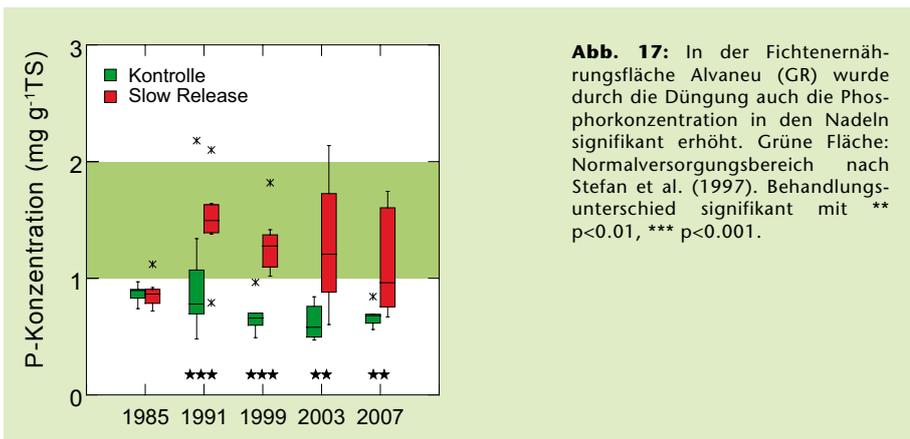


Abb. 17: In der Fichtenernährungsfläche Alvaneu (GR) wurde durch die Düngung auch die Phosphorkonzentration in den Nadeln signifikant erhöht. Grüne Fläche: Normalversorgungsbereich nach Stefan et al. (1997). Behandlungsunterschied signifikant mit ** p<0.01, *** p<0.001.

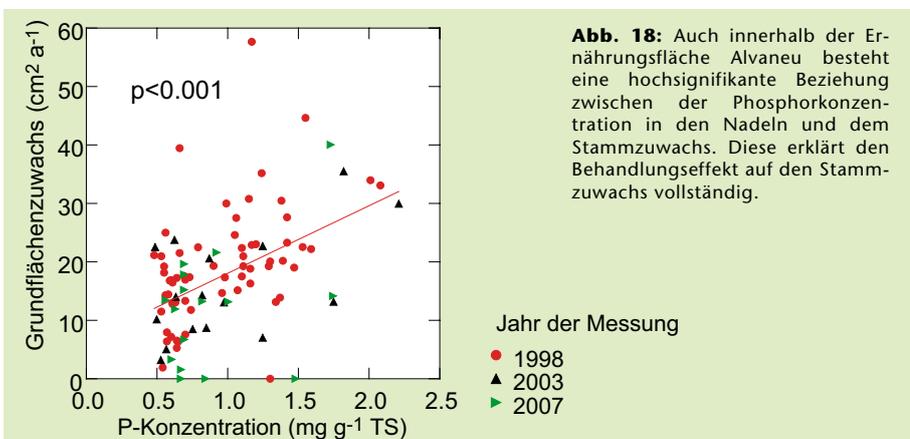


Abb. 18: Auch innerhalb der Ernährungsfläche Alvaneu besteht eine hochsignifikante Beziehung zwischen der Phosphorkonzentration in den Nadeln und dem Stammzuwachs. Diese erklärt den Behandlungseffekt auf den Stammzuwachs vollständig.

Über eine ähnlich dominante Rolle des Phosphors bei der Erklärung des Stammzuwachses berichten Prietzel et al. (2008) für zwei Düngungsexperimente mit Waldföhren in Nordbayern.

5.2 Triebwachstum

In den letzten Jahren wurde bei Buchen und Fichten im Vergleich zu früheren Jahren ein geringeres Triebwachstum gemessen. Ursachen hierfür sind vermutlich eine generell schlechte Phosphorversorgung, eine Reihe von trockenen Jahren sowie bei den Buchen eine hohe Fruktifikation. Die Eichen zeigen einen mit den Buchen vergleichbaren Verlauf des Triebwachstums.

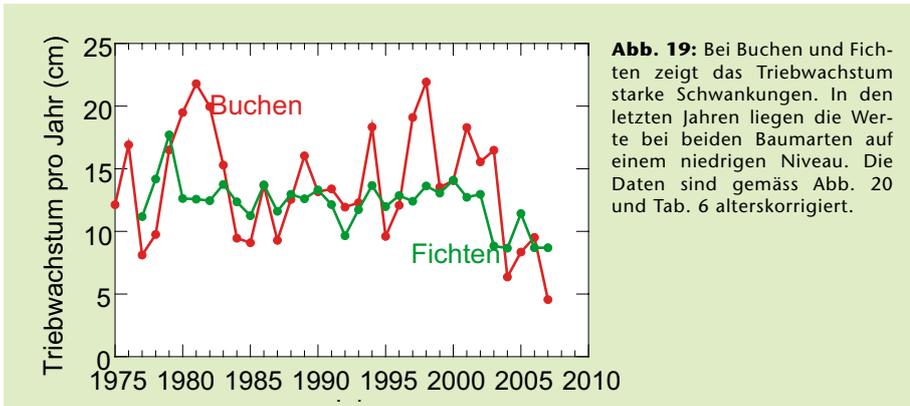
5.2.1 Entwicklung des Triebwachstums

Das Triebwachstum stellt einen empfindlichen Indikator für Stresseinwirkung dar. Es ist weniger abhängig von der Bestandesdichte als der Stammzuwachs. Die nach Einzeljahren aufgelöste Datenbasis erlaubt zudem differenziertere Auswertungen. In den letzten Jahren konnte sowohl bei der Buche als auch bei der Fichte ein im Vergleich zu früheren Jahren geringeres Längenwachstum festgestellt werden (Abb. 19). Als hauptsächliche Einflussfaktoren für das Triebwachstum sind neben dem Alter vor allem Trockenheit, starker Fruchtbehang, hohe Ozonbelastung (vgl. Tab. 18) und Nährstoffmangel zu nennen. Bei der Buche zeigen sich die Auswirkungen eines Ereignisses wegen des frühen Abschlusses der Knospenanlagen im Spätsommer des Vorjahres erst im Folgejahr (Roloff 1984). Bei der Fichte wird das Triebwachstum nicht in gleichem Ausmass wie bei der Buche im Vorjahr determiniert. Das geringe Triebwachstum im Jahre 2007 dürfte bei den Buchen teilweise auf die starke Fruktifikation im Jahre 2006 zurückzuführen sein, da kein Witterungsstress zu verzeichnen war. Eine Vollmast bei Buchen verbraucht bis zu 20% des Reingewinnes der Photosynthese. Dies ist Energie, die den Bäumen nicht mehr

für das Wachstum zur Verfügung steht (Larcher 1973). Bei den Fichten waren 2006 und 2007 eher schwache Fruchtjahre (Abb. 21). Als zusätzlicher wachstumsmindernder Faktor ist die tiefe Phosphorkonzentration im Laub und in den Nadeln zu nennen (Abb. 5, Abb. 24).

Foto 8: Triebernte mit dem Helikopter.





Das Triebwachstum nimmt mit zunehmendem Bestandesalter ab (Abb. 20, Tab. 6). Auch bei Berücksichtigung dieses Alterstrends ist eine signifikante Abnahme über die Beobachtungszeit festzustellen (Tab. 6). Allerdings beruht diese vor allem auf die Reaktion auf das Trockenjahr 2003 und die nachfolgenden niederschlagsarmen Jahre. Lässt man diese Periode in der Auswertung weg, so ist bei den Buchen keine und bei den Fichten nur noch eine sehr geringe Abnahme festzustellen. Eine über mehrere Jahre bleibende Abnahme des Triebwachstums von Buchen nach dem Trockenjahr 2003 wurde auch aus Hessen berichtet (Paar et al. 2008). In Flächen mit geringerem Bodenspeichervermögen wachsen die Triebe von Buchen und Fichten weniger stark (Abb. 22).

Tab. 6: Statistik zur Entwicklung des Triebwachstums von Buchen und Fichten (Variablen standardisiert).

Buchen		Koeffizient	p-Wert
alle Jahre	Jahr	-0.1499	<0.0001
	Alter	-0.1527	0.0002
nur <2004	Jahr	0.0044	0.5826
	Alter	-0.1758	0.0001
Fichten			
alle Jahre	Jahr	-0.2497	<0.0001
	Alter	-0.4375	<0.0001
nur <2003	Jahr	-0.0314	0.0051
	Alter	-0.4511	<0.0001

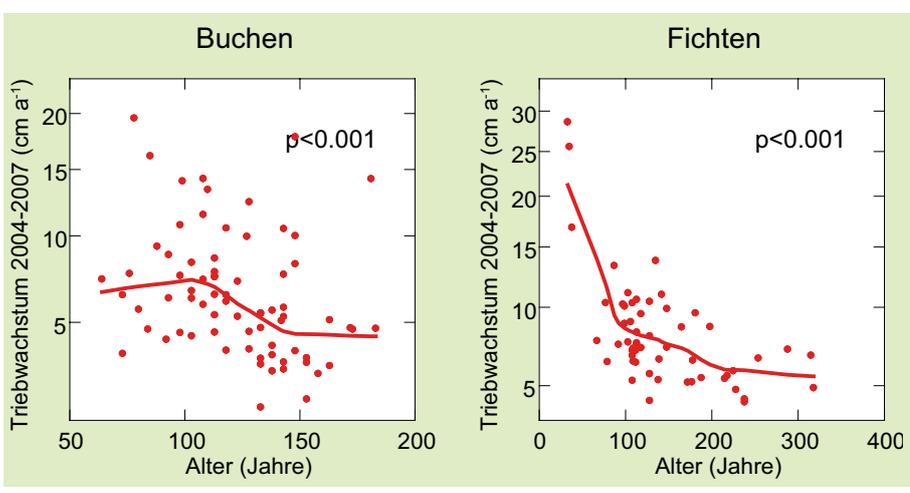


Foto 9: Neue Frucht und alte Fruchtbasisnarbe bei der Buche. Anhand dieser Narben lässt sich der Fruchtbehang bei der Buche auch rückwirkend an den Ästen verfolgen.



Abb. 21: Der Fruchtbehang bei Buchen (links; Anzahl Früchte pro Kurztrieb) und Fichten (rechts; Bonitierungsstufe bei der jährlichen Kronenansprache) ist starken Schwankungen unterworfen. Im Jahre 2006 wurde bei den Buchen die grösste Fruktifikation seit 1986, dem Beginn der Untersuchungen, festgestellt. Ähnlich gross war er lediglich in den Jahren 1995 und 2004. Auch bei den Fichten zeigen sich von Jahr zu Jahr erhebliche Unterschiede.

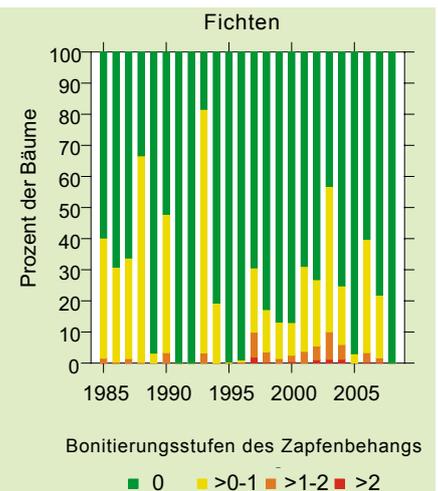
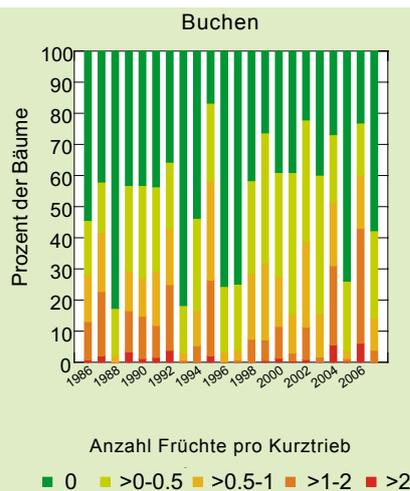
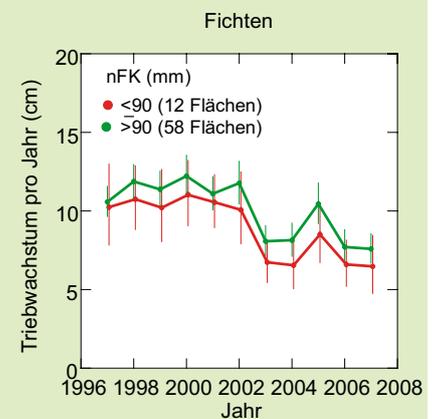
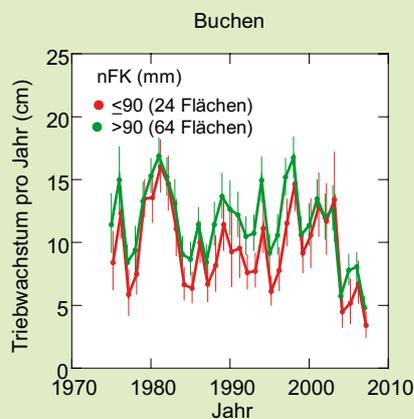
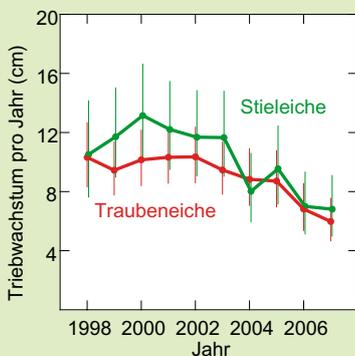


Abb. 22: Auf Standorten mit geringerem Bodenwasserspeichervermögen (nutzbare Feldkapazität, nFK, ≤ 90 mm) ist der Triebzuwachs von Buchen (links) und Fichten (rechts) vermindert. Balken=95%-Vertrauensbereich.



Da im Hinblick auf die Klimaveränderung vermehrt Eichen gefördert werden, wurden 2003 und 2007 neben Buchen und Fichten auch Eichen beerntet. Es interessierte vor allem, wie die verschiedenen Eichenarten auf das Trockenjahr 2003 reagierten. Die Stieleiche, welche frische, tiefgründige Böden bevorzugt, reagierte auf das Trockenjahr 2003 mit einer deutlichen Wachstumseinbusse, nicht so die Traubeneiche. Beide Eichenarten weisen im Jahr 2007 das geringste Triebwachstum auf (Abb. 23). Diese Wachstumsabnahme in den letzten zwei Jahren ist bei beiden Eichenarten gleichermassen signifikant. Aus den bisherigen Daten lässt sich nicht schliessen, dass Eichen gegenüber Klimaveränderungen toleranter reagieren als Buchen.

Abb. 23: Beide Eichenarten zeigen einen Rückgang des Triebwachstums in den letzten Jahren. Die Stieleiche hat auf das Trockenjahr 2003 mit einer Wachstumsreduktion reagiert. 25 Eichenflächen (200 Bäume), Balken=95%-Vertrauensbereich.

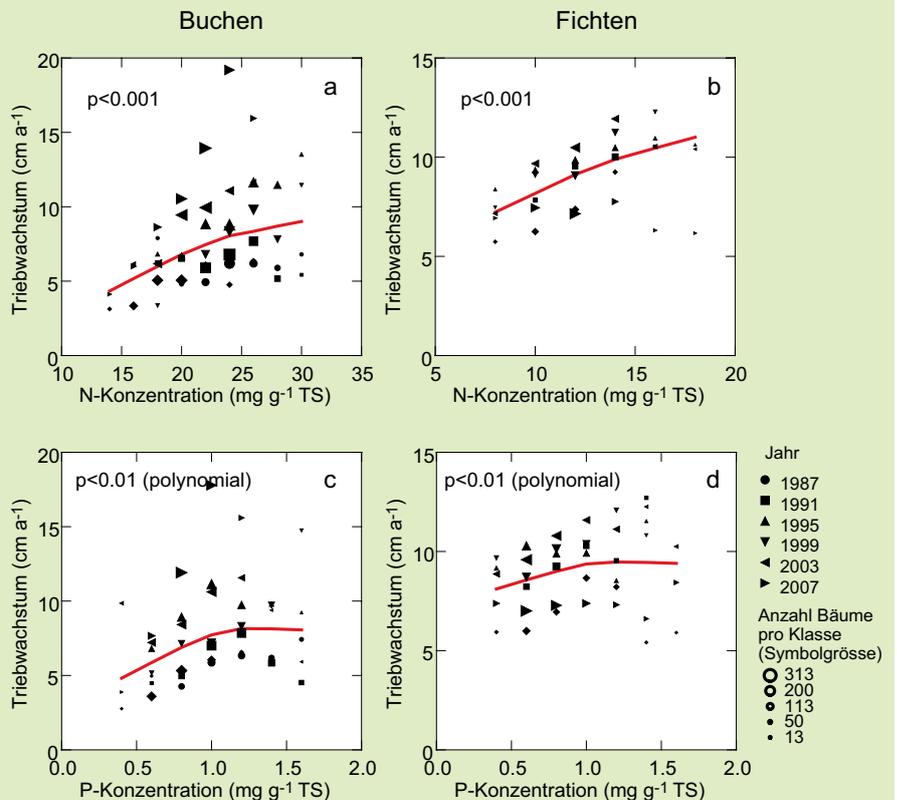


5.2.2 Triebwachstum und Nährstoffversorgung

Das Triebwachstum der ausgewachsenen Waldbäume zeigt mit Stickstoff und Phosphor ähnliche Beziehungen wie das Triebwachstum der Jungpflanzen im N-Düngungsversuch (Kap. 9.3.3). Im Gegensatz zum Stammzuwachs ist das Triebwachstum mit der Stickstoffkonzentration im Laub und nicht mit der Stickstoffdeposition kor-

reliert (Abb. 24). Übereinstimmend mit den Daten des Stammzuwachses und den Triebwachstumsdaten aus dem N-Versuch steigt das Triebwachstum bei Buche und Fichte mit zunehmenden P-Konzentrationen bis zu einem Grenzwert von ca. 1 mg g⁻¹ TS, dem unteren Bereich der Normalversorgung (Stefan et al. 1997), an.

Abb. 24: Das Triebwachstum von Buchen (links) und Fichten (rechts) ist umso stärker, je höher die Stickstoff- (a, b) und die Phosphorkonzentration im Laub ist (c, d). Verschiedene Symbole: Zuwachsperioden, Symbolgrösse: Anzahl Bäume pro Klasse auf der X-Achse. Anzahl Beobachtungen: 3464 Buchen und 1835 Fichten.



6 Bodenversauerung

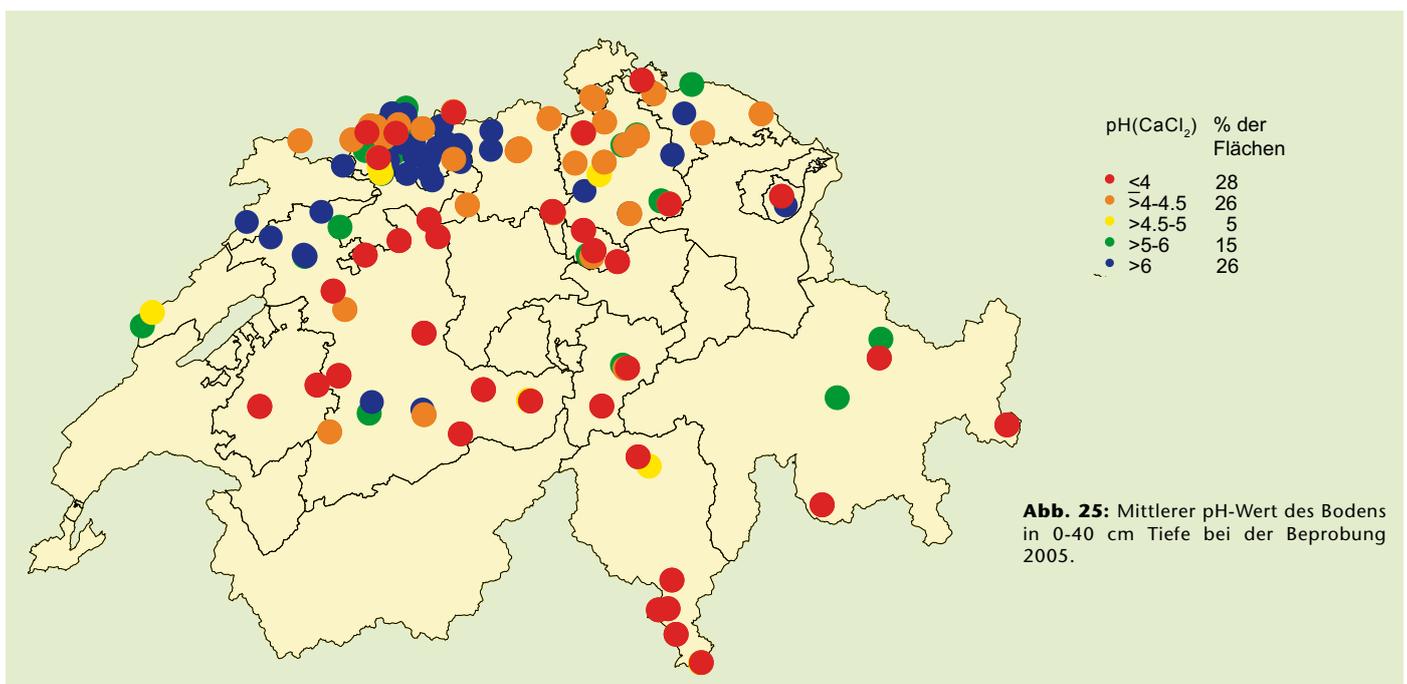
Zwischen 1996 und 2005 hat in den kalkfreien Bodenschichten die Versauerung messbar zugenommen. Der $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ hat um 0.11 Einheiten und die Basensättigung um 5.3% abgenommen. In einem Fünftel der Flächen ist die Verwitterungsrate tief bis sehr tief. Eine Zunahme der Bodenversauerung kann auch in der Bodenlösung, in 23 von 38 Flächen, festgestellt werden.

6.1 Entwicklung der Bodenacidität

Zwischen 1996 und 2005 hat in den Walddauerbeobachtungsflächen der $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ -Wert um 0.11 Einheiten abgenommen, und zwar vor allem im oberen Wurzelbereich (Tab. 7). Von 136 Flächen sind 38 sehr stark versauert ($\text{pH} \leq 4.0$) und somit als kritisch zu bezeichnen (Tab. 8, Abb. 25).

Weitere 36 Flächen sind stark sauer ($\text{pH} 4-4.5$), und befinden sich somit ebenfalls in einem kritischen Bereich (Ulrich 1991). Unterhalb von $\text{pH} 4.2$ steigt die Aluminiumkonzentration in der Bodenlösung infolge Zerstörung von Tonmineralen durch Protonen stark an (Ulrich 1994). Freie Alumi-

niumionen sind für Pflanzen toxisch, auch wenn die Bedeutung unter Feldbedingungen nicht geklärt ist.



Tiefe (cm)	Anzahl Proben	Differenz pH-Wert
O-Horizont	17	0.05
0-10	50	-0.07
10-20	31	-0.17
20-40	39	-0.14
>40	44	-0.05

Tab. 7:

Differenz des pH-Wertes (pH(CaCl₂)) der IAP-Flächen zwischen 1996 und 2005 (Wert 2005 minus Wert 1996). Berücksichtigt sind kalkfreie Horizonte (181 Proben in 56 Flächen, von insgesamt 353 Proben in 94 Flächen). Die fett gedruckten Differenzen sind statistisch gesichert.

Anzahl	Anzahl kumuliert	Prozent	Prozent kumuliert	Klasse des pH-Werts	Beurteilung
38	38	27.9	27.9	≤4	sehr stark sauer
36	74	26.5	54.4	>4-4.5	stark sauer
7	81	5.1	59.6	>4-4.5	stark sauer
20	101	14.7	74.3	>5-6	mässig sauer
35	136	25.7	100.0	>6	schwach sauer bis alkalisch

Tab. 8:

Häufigkeitsverteilung der Klassen des pH(CaCl₂).

6.2 Basensättigung, Verwitterungsrate

6.2.1 Basensättigung

Die Basensättigung ist ein wichtiger Parameter, um die Bodenversauerung zu charakterisieren. Durch den Eintrag von Protonen werden die wichtigen Nährstoffe K, Ca und Mg verdrängt und ausgewaschen. Die Basensättigung sinkt und der Boden verliert seine Fruchtbarkeit (Abb. 26). Als kritisch gilt eine Basensättigung ≤ 15% (Ulrich 1991). Im Mittel der

obersten 40 cm wird dieser Wert in insgesamt 17 (13%) Waldflächen erreicht oder unterschritten (Abb. 27). In weiteren 42 (32%) Flächen bewegt sich die Basensättigung zwischen 15 und 40%. In diesem Bereich wurde für Buchen und Fichten eine erhöhte Windwurfanfälligkeit und zusätzlich bei Buchen ein gehemmter Stammzuwachs festgestellt (Braun et al. 2003;

Braun et al. 1999). In der Zeitspanne von 1996 bis 2005 hat die Basensättigung in den kalkfreien Horizonten im Mittel um 5.3% abgenommen (Tab. 9). Bedenkt man, wie langsam Bodenprozesse ablaufen, ist dieses Ergebnis innerhalb von nur neun Jahren bemerkenswert.

Tab. 9:

Differenz der Basensättigung in kalkfreien Horizonten der IAP-Flächen zwischen 1996 und 2005 (Wert 2005 minus Wert 1996). Erläuterung vgl. Tab. 7. Die fett gedruckten Differenzen sind statistisch gesichert.

Tiefe (cm)	Anzahl Proben	Differenz Basensättigung
0-Horizont	17	-2.05
0-10	50	-5.68
10-20	31	-8.16
20-40	39	-6.69
>40	44	-1.26

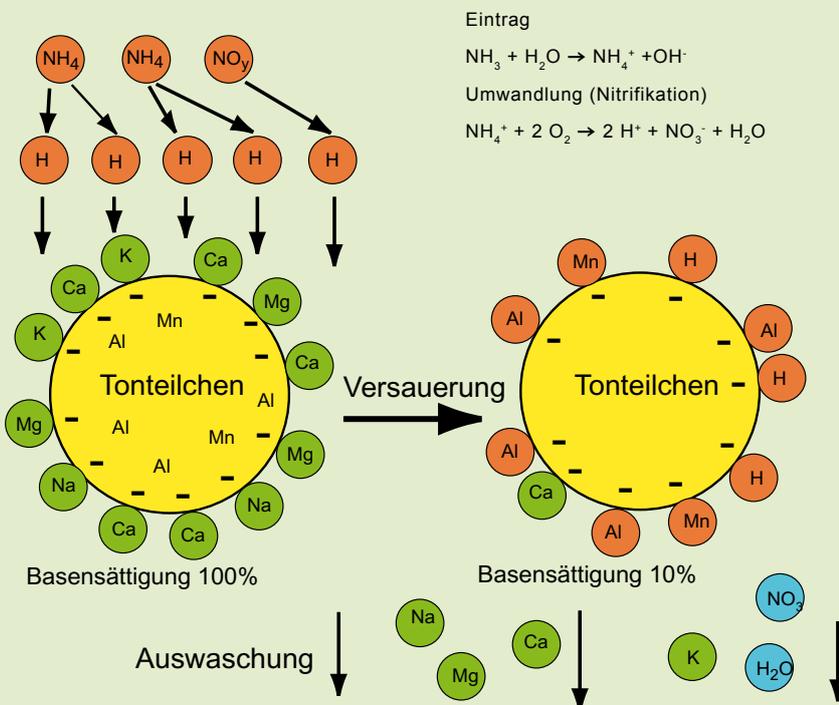
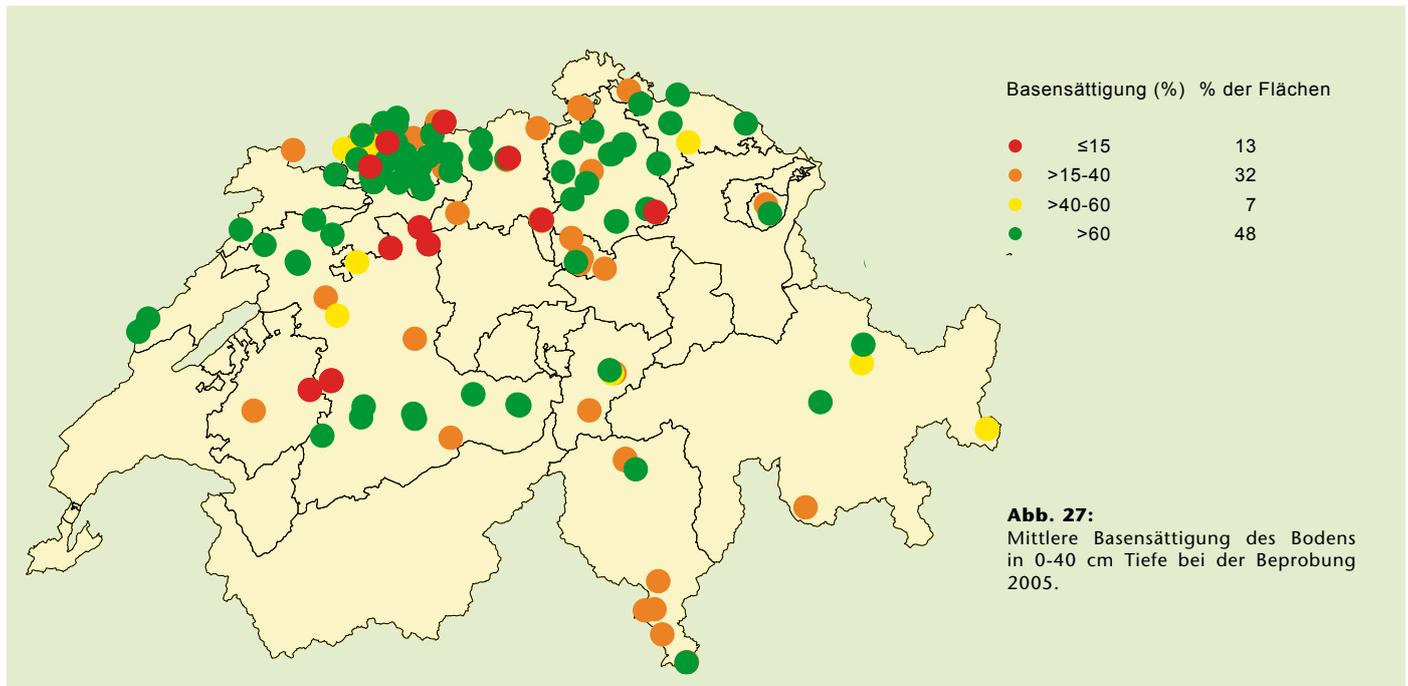


Abb. 26:

Schema der Vorgänge bei der Bodenversauerung.

Der Eintrag von NH_4^+ führt bei bodenmikrobiologischer Umwandlung zur Freisetzung von Protonen (H^+). NO_y wird selbst in Begleitung von Protonen eingetragen. Die Protonen tauschen die an den Tonteilchen gebundenen Nährstoffionen (basischen Kationen) Ca, Mg, K und Na aus und setzen aus den Tonteilchen Aluminium und Mangan frei, die anstelle der Nährstoffionen gebunden werden. Dies führt zu einer Verringerung der Basensättigung. Gleichzeitig nimmt die Anzahl der Bindungsstellen, die Austauschkapazität, ab. Die positiv geladenen Nährstoffionen werden zusammen mit dem negativ geladenen Nitrat aus dem Boden ausgewaschen.



6.2.2 Verwitterungsrate

Die Verwitterungsrate ist für den Nachschub von basischen Kationen im Boden entscheidend. Sie beschreibt die Fähigkeit des Bodens, eingetragene Säure zu neutralisieren oder eine bereits eingetretene Versauerung rückgängig zu machen. Ihre Bestimmung ist für die Abschätzung des Versauerungsrisikos essentiell. Sie wird aufgrund der mineralogischen Zusammensetzung der Feinerde durch Modelle berechnet (hier mittels SAFE, Sverdrup et al. 1995). Diese Analyse wurde in 82 meist sensitiven, d.h. basenarmen, Beobachtungsflächen vorgenommen (Tab. 10). Von diesen Flächen weisen 32% eine tiefe bis sehr tiefe Verwitterungsrate auf.

Dies bedeutet, dass diese Flächen einen Säureeintrag durch Stickstoff von maximal 2.8 bzw. 7 kg N ha⁻¹a⁻¹ abpuffern können. Wenn man berücksichtigt, dass diese Aussage für ein

ausgesuchtes sensitives Kollektiv gilt, ergeben Hochrechnungen, dass in rund einem Fünftel der Dauerbeobachtungsflächen die Nachlieferung von Nährstoffen sehr langsam erfolgt.

Tab. 10: Verwitterungsrate der Feinerde von 82 meist sensitiven Beobachtungsflächen.

Verwitterungsrate keq ha ⁻¹ a ⁻¹	Beurteilung	% der Flächen
≤0.2	sehr tief	4.9
>0.2-0.5	tief	26.8
>0.5-1	mittel	39.0
>1-2	hoch	18.3
>2	sehr hoch	11.0

6.3 Verhältnis von basischen Kationen zu Aluminium in der Bodenlösung

In 40 Walddauerbeobachtungsflächen wird in verschiedenen Bodenhorizonten die Bodenlösung mittels Sauglysimetern monatlich gesammelt, teilweise in einer durchgehenden Zeitreihe seit 1997. Im Vordergrund der analytischen Untersuchungen steht die Auswaschung von Nitrat (vgl. Kap. 9.2) sowie das Verhältnis von basischen Kationen (Ca, Mg, K) zu Aluminium, das BC/Al-Verhältnis. Dieses Verhältnis ist ebenfalls ein Indikator für die Bodenversauerung und eine wichtige Basis für die Quantifizierung des Versauerungsrisikos. Sinkt es unter einen Wert von 1, erhöht sich das Risiko von Wachstums-einbußen (Sverdrup und Warfvinge 1993). Von 38 ausgewerteten Flächen mit längeren Messreihen zeigen 23 eine signifikante Abnahme des BC/Al-Verhältnisses (Abb. 28). Abb. 30 zeigt einige der längsten Zeitreihen. Im Oberboden ist eine Abnahme des BC/Al-Verhältnisses bis zum Jahr 2003 erkennbar, anschliessend verläuft diese Abnahme entweder langsamer weiter oder flacht ganz ab. Diese Abflachung läuft zeitlich parallel zur Verminderung der Nitratauswaschung (vgl. Abb. 52) und könnte durch diese erklärt werden. Dennoch wird im Jahr 2008 in vier Flächen das kritische BC/Al-Verhältnis im Mittel erreicht oder

unterschritten (Abb. 29). Zunahmen des BC/Al-Verhältnisses sind ebenfalls zu beobachten, allerdings sind sie nur in einem Fall signifikant, und zwar im Unterboden, wo sie durch eine Einwaschung von basischen Kationen aus dem Oberboden erklärt werden können (Fläche Brislach BL, in Abb. 30). In einer Fläche (Aeschau BE), wo

kürzlich eine starke Durchforstung durchgeführt wurde, hat das BC/Al-Verhältnis beschleunigt abgenommen (Abb. 31). Andererseits kam der Versauerungsprozess auf einer Lotharsturmfläche, die einen starken Kraut- und Brombeerbewuchs aufweist, zum Stillstand (Sturmfläche Muri, AG, in Abb. 30).

Foto 10: Bodenwassersammler in der Fläche Aeschau (BE). Im Hintergrund: Stock einer während der Beobachtungszeit gefällten Fichte.



Abb. 28: Häufigkeitsverteilung der Veränderungen des BC/Al-Verhältnisses (gefüllte Säulen: signifikant) für verschiedene Bodentiefen. Negative Werte (links der gestrichelten Linie): Abnahmen, positive Werte: Zunahmen. Die Veränderungen wurden über die ganze zur Verfügung stehende Beobachtungszeit (2-11 Jahre) berechnet. So nahm z.B. das BC/Al-Verhältnis im Oberboden (0-30cm) in 29 Flächen um 0-20% pro Jahr ab, davon in 15 Flächen signifikant.

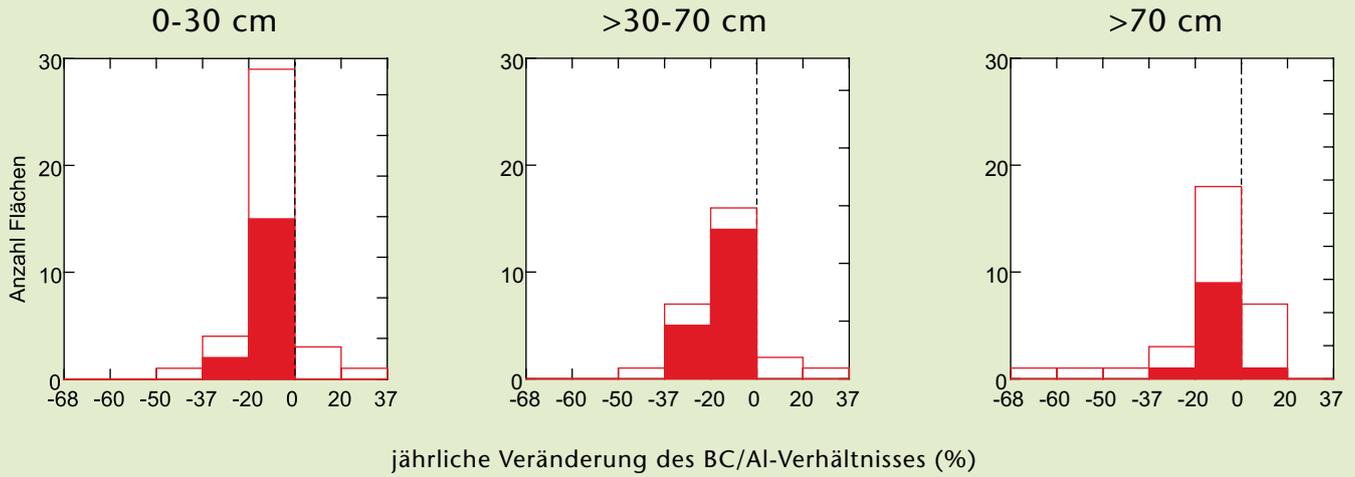


Abb. 29: Häufigkeitsverteilung des BC/Al-Verhältnisses im Jahr 2008 (Medianwerte) in verschiedenen Bodentiefen.

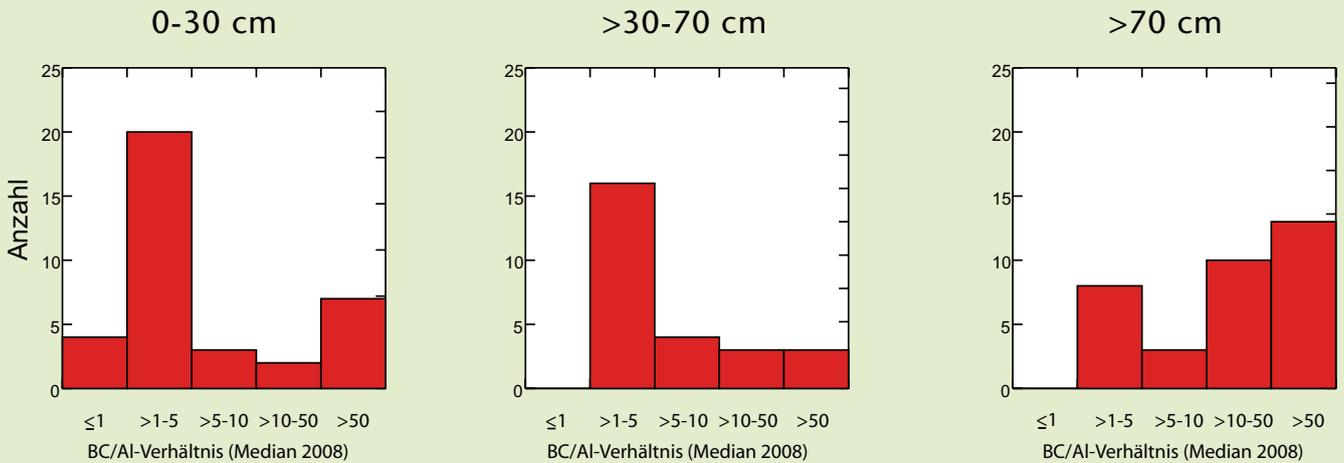


Abb. 30: Entwicklung des Verhältnisses zwischen basischen Kationen und Aluminium (BC/Al) in der Bodenlösung der Beobachtungsflächen Muri (1999 von Lothar geworfen), Bachtel, Brislach, Frienisberg und Aeschi von 1997 bis 2008 sowie Zugerberg Hintergeissboden von 1999 bis 2008. Gestrichelte Linie: Kritisches Verhältnis.

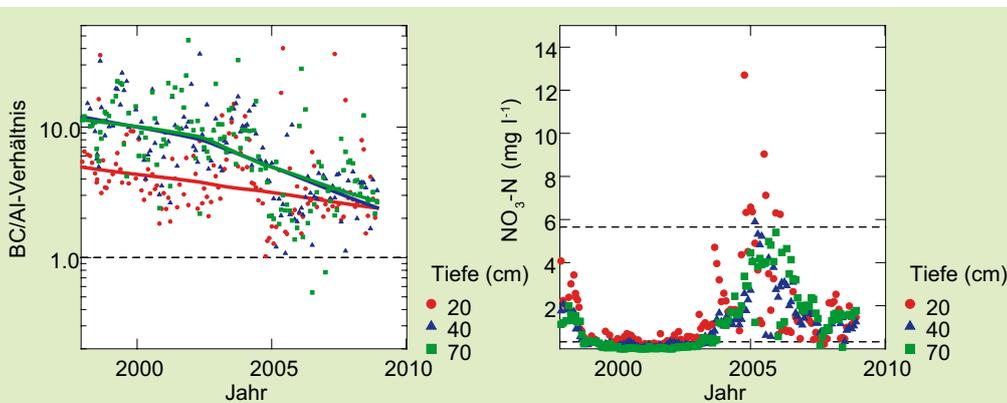
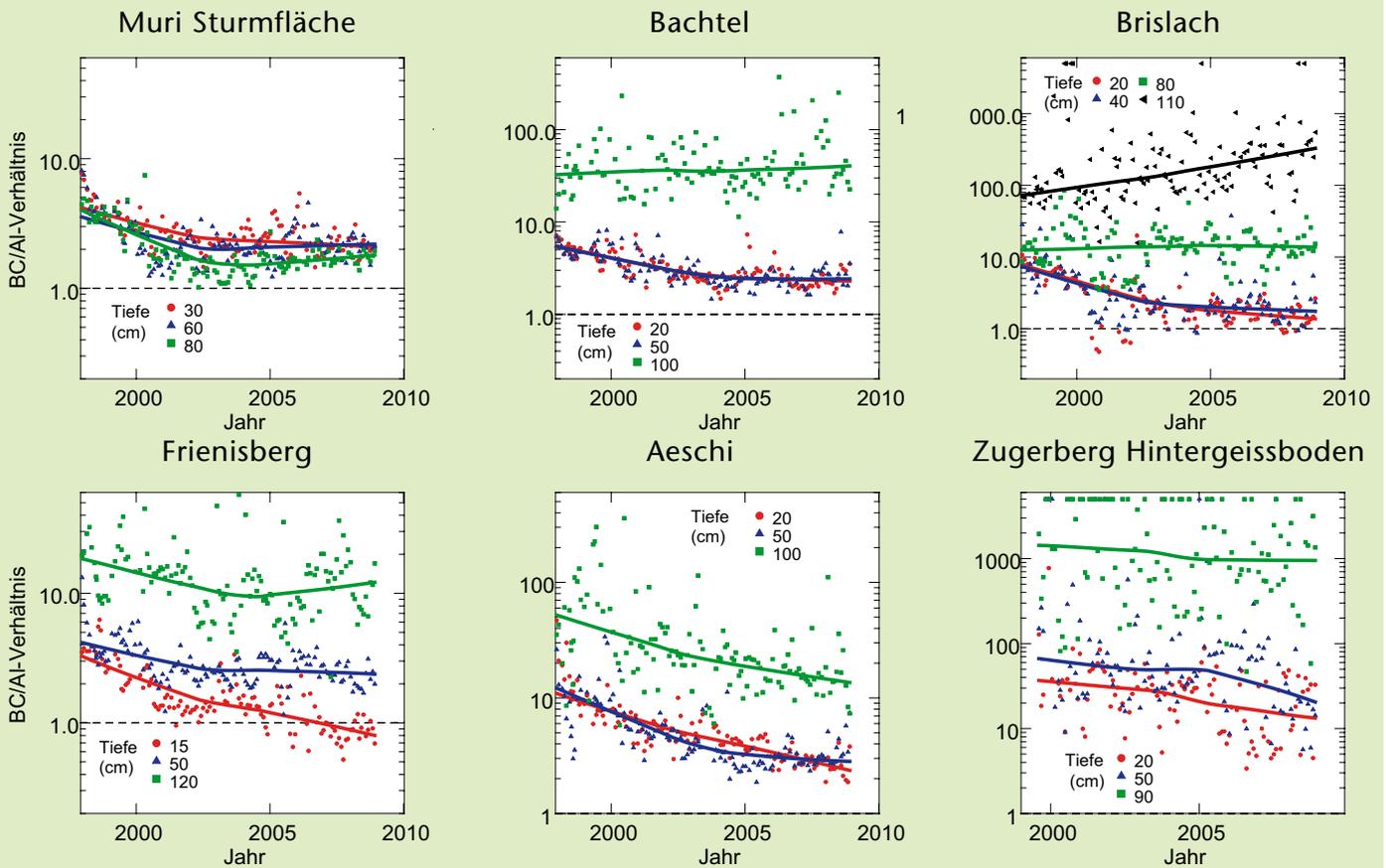


Abb. 31: In der Beobachtungsfläche Aeschau wurde 2003 eine starke Durchforstung durchgeführt. Diese führte zu einer vorübergehenden Erhöhung der Nitratkonzentration (rechts) und einer beschleunigten Abnahme des BC/Al-Verhältnisses (links). Gestrichelte Linien: linke Grafik kritisches BC/Al-Verhältnis, rechte Grafik: Schweizer Qualitätsziel für Trinkwasser (oben) und Grenzwert für Nitrat auswaschung nach UNECE (unten).

6.4 Modellierte Bodenversauerung

Der zeitliche Verlauf der Bodenversauerung kann mit Modellen berechnet werden. Diese ermöglichen es, den Einfluss von Säureeinträgen oder von unterschiedlicher Bewirtschaftung abzuschätzen.

Der Verlauf der Bodenversauerung kann modelliert werden, wenn Angaben über die Bodenmineralogie, den Verlauf der Einträge, die Bestandesgeschichte sowie Klimadaten vorhanden sind (Sverdrup et al. 2008). Eine solche Modellierung kann sinnvoll sein, um den Effekt verschiedener Depositions- oder Ernteszenarien abzuschätzen. Zur Modellanpassung wurden zunächst sechs Testflächen ausgesucht (Aeschau BE, Bachtel ZH, Frienisberg BE, Luren-go TI, Wengernalp BE und Olsberg AG). Diese sind alle mit Sauglysimetern ausgestattet, was einen Vergleich der modellierten Bodenlösung mit Messdaten ermöglicht. Daten über Biomasse, Zuwachs, Bestandesalter und Bodenchemie wurden in allen Flächen erhoben und stehen ebenfalls für die Modellvalidierung zur Verfügung. Als Beispiel soll hier die Fallstudie Frienisberg BE dargestellt werden (Abb. 32). In der obersten Bodenschicht passiert wegen des dauernden Nährstoffrecyclings nicht viel. Darunter hat im Laufe des 20. Jahrhunderts die Basensättigung abgenommen, und zwar in den unteren Bodenschichten verzögert. In der untersten untersuchten Bodenschicht wird sich das in den achtziger Jahren erreichte Maximum des Säureeintrags erst um 2040 voll auswirken. Das Modell kann auch

verwendet werden, um den Einfluss verschiedener Ernteszenarien (Abb. 33) auf den Boden zu berechnen. Bei Vollbaumernte werden dem Boden vermehrt Nährstoffe entzogen, die Basensättigung sinkt gegenüber der Bewirtschaftung mit Stammernte, wie dies in Abb. 34 am Beispiel Aeschau gezeigt wird. Wird dagegen die Asche

zurückgebracht, so steigt die Basensättigung. Grund dafür ist, dass mit der Asche alle Makronährstoffe ausser Stickstoff zurückgebracht werden. Mit dem Verfahren Vollbaumernte inklusive Ascherückführung wird dem Standort also Stickstoff entzogen, somit wird dessen versauernde Wirkung vermindert.

Abb. 32: Modellierter Verlauf der Basensättigung in der Beobachtungsfläche Frienisberg (BE) in verschiedenen Bodenschichten bei Ernte von Stammholz allein.

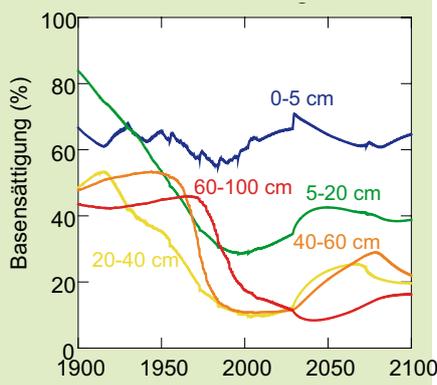


Abb. 34: Modellierter Verlauf der Basensättigung in 18-30 cm Bodentiefe (Aeschau BE) für drei verschiedene Ernteszenarien: nur Stammholz, Vollbaumernte sowie Vollbaumernte mit Ascherückführung.

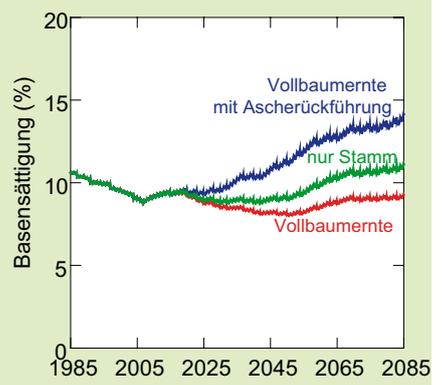
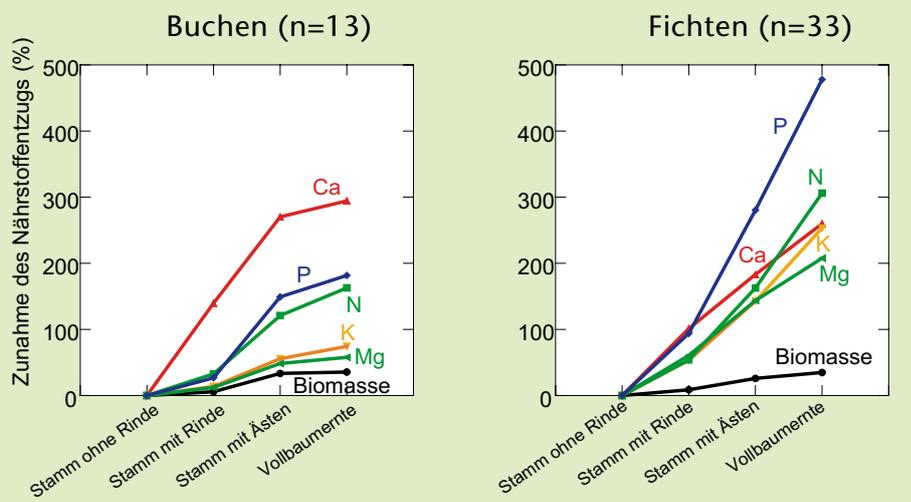


Abb. 33: Werden die Bäume mit Ästen oder gar mit der ganzen Krone aus den Beständen entfernt, so erhöht sich der Nährstoffentzug auf ein Mehrfaches, während der Gewinn an Biomasse 30% nicht übersteigt. Datengrundlage: Literaturstudie von Jacobsen et al. (2003) sowie Duvinéaud et al. (1971), Krauss und Heinsdorf (2008), Krapfenbauer und Buchleitner (1981).



In Tab. 11 sind Bilanzen für basische Kationen bei unterschiedlichen Ernteszenarien dargestellt. Sie wurden auf 100 Jahre berechnet. Wo die modellierte Rotationsperiode kürzer war, wurden die Bilanzen für eine Rotationsperiode auf 100 Jahre hochgerechnet, um eine direkte Vergleichbarkeit der Zahlen zu ermöglichen. Das Modell beinhaltet auch einen Effekt der Klimaerwärmung, der den Ernteeffekt gegenüber heutigen Verhältnissen etwas abmildert. In Lurengo und Olsberg ist selbst die Stammernte nicht nachhaltig, was den Entzug von basischen Kationen angeht. In Aeschau und Frienisberg werden die Bilanzen negativ, wenn

die Bäume mitsamt den Kronen herausgenommen werden. Lediglich in den Flächen Bachtel, mit einer hohen Verwitterung, und Wengernalp, mit einer sehr tiefen Ernterate, ist die Bilanz in beiden Ernteszenarien positiv. Es muss allerdings eingeschränkt werden, dass diese Aussagen nur für basische Kationen als Summe gelten. Es kann somit nicht beurteilt werden, ob Ganzbaumernte das Risiko für einen allfälligen Kalium- oder Magnesiummangel zusätzlich verstärkt. In der Nährstoffbilanz ebenfalls nicht aufgeführt ist Phosphor, da es mit den bisherigen Modellversionen noch nicht berechnet werden kann. Und es muss auch berücksichtigt werden, dass Tab.

1 nur die Nährstoffverluste durch Ernte, nicht jedoch durch Auswaschung auflistet. Die Auswaschungsverluste sind heute z.T. ebenfalls beträchtlich. In diesem Sinne stellen die Zahlen in Tab. 1 eine konservative Schätzung dar.

Tab. 11: Bilanz für basische Kationen bei Ganzbaumernte im Vergleich zur Ernte von lediglich Stammholz an den sechs für die Modellierung ausgewählten Standorten. Berechnung mit ForSAFE (Salim Belyazid). Einheit g m^{-2} .

Standort	Verwitterung im Wurzelraum	Deposition	Entzug der Stammernte	Entzug bei Ganzbaumernte	Budget bei Stammernte	Budget bei Ganzbaumernte	Ernte Biomasse
Aeschau	111	150	256	384	5	-123	32269
Bachtel	1016	133	298	463	852	686	29865
Frienisberg	138	126	208	305	56	-41	30843
Lurengo	118	134	256	442	-5	-190	34677
Olsberg	99	90	204	265	-14	-75	42174
Wengernalp	35	140	52	86	122	88	5314

6.5 Regenwürmer

Auf sauren Böden fehlen Regenwürmer. In 10% der Waldbeobachtungsflächen kommen keine, in weiteren 16% nur noch wenige Regenwürmer vor.

Regenwürmer erfüllen verschiedene wichtige Funktionen in Waldböden wie Streuabbau, Bodendurchmischung, Bodendurchlüftung, Drainage und Bildung stabiler Krümelaggregate. Regenwürmer verfrachten erhebliche Mengen an Streu in den Unterboden (Makeschin 1994; Makeschin 1997), was zu einer rascheren Humifizierung und Nährstoffumsetzung führt. Diese Verlagerung wirkt nicht nur der Bodenversauerung entgegen, sondern wirkt sich auch positiv auf die Mykorrhizapilze aus, was wiederum den Ernährungszustand der Bäume verbessern kann. Von den drei Ökogruppen Streubewohner, Horizontalbohrer und Vertikalbohrer (Edwards und Bohlen 1996) sind die beiden letzten für die Bodendurchlüftung und -durchmischung bedeutungsvoller. Gemäss Curry (1998) nehmen die Regenwürmer bereits ab einem pH <4.5 deutlich ab und verschwinden vollständig unterhalb von pH 3.5. Von 120 untersuchten IAP-Flächen weisen 35 keine Würmer oder ≤10 Individuen pro m² auf (Abb. 35, Tab. 12). Im Mittel wurden 74 Regenwürmer pro m² gezählt. In den Flächen mit einem pH(CaCl₂) ≤ 4 nimmt die Population stark ab. Eine Fortsetzung der Bodenversauerung kann damit schwer absehbare Konsequenzen auf Regenwurmpopulationen und der

durch sie beeinflussten Bodenprozesse haben.

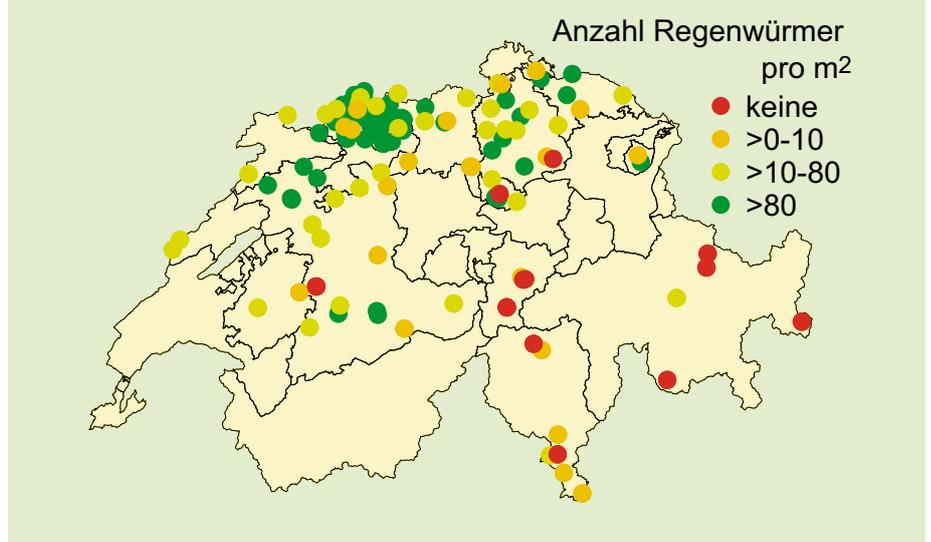


Foto 11: Regenwürmer sind ein wichtiges Qualitätsmerkmal für die Bodenfruchtbarkeit

Tab. 12: Häufigkeitsverteilung der Regenwürmer in den Walddauerbeobachtungsflächen.

alle Regenwürmer			Streubewohner			Vertikalbohrer		Horizontalbohrer	
Anzahl pro m ²	Anzahl Flächen	%	Anzahl pro m ²	Anzahl Flächen	%	Anzahl Flächen	%	Anzahl Flächen	%
0	13	9.7	0	59	44.0	34	25.4	33	24.6
>0-5	21	15.7	>0-5	46	34.3	12	9.0	13	9.7
>5-30	44	32.8	>5-30	28	20.9	41	30.6	24	17.9
>30	56	41.8	>30	1	0.7	47	35.1	64	47.8

Abb. 35: Anzahl Regenwürmer (Gesamtzahl) pro m² in den Waldbeobachtungsflächen in den Jahren 2002-2008 (meist 2002-2003).



7 Pflanzensoziologie

7.1 Wiederholungsaufnahmen der Bodenvegetation

Die beobachteten Veränderungen der Bodenvegetation zwischen 1984 und 2003 können mindestens zum Teil auf die Stickstoffdeposition zurückgeführt werden.

In den Jahren 2003 und 2004 wurden alle Dauerbeobachtungsflächen pflanzensoziologisch aufgenommen. In 23 Flächen (96 Stichproben) handelte es sich um die Wiederholung einer Aufnahme aus den Jahren 1984 und 1985. In der Auswertung nach Einzelarten wurden einerseits Differenzen im Anteil der bewachsenen Fläche, dem Deckungsgrad (Tab. 13), und andererseits das Verschwinden oder Neuauftreten einzelner Arten (Tab. 14) untersucht. In beiden Tabellen fi-

gurieren die Waldsegge (*Carex sylvatica*), der Efeu (*Hedera helix*) und der Breite Wurmfarne (*Dryopteris dilatata*; allerdings nur bei der Veränderung des Deckungsgrades signifikant). Der Deckungsgrad von Brombeeren (*Rubus fruticosus* agg.) hat bei ursprünglich spärlichem Vorkommen signifikant zugenommen (Abb. 36).

Gleichzeitig ist die Stickstoffzahl nach Ellenberg et al. (1991) signifikant angestiegen (Flückiger und Braun

2004), sodass anhaltend hohe Stickstoffdeposition die wahrscheinlichste Erklärung für diese Veränderungen ist. Unter den Arten mit einer signifikanten Veränderung ist zwar *Dryopteris dilatata* die einzige Art mit einem hohen N-Zeigerwert (7 auf der bis 9 reichenden Ellenberg-Skala). In N-Düngungsversuchen in alpinem Grasland steigerten jedoch mehrere *Carex*-Arten, vor allem *C. sempervirens* (Bassin 2007) oder *C. firma* und *C. rupestris* (Hiltbrunner 2008) ihre Biomasse bereits bei niedrigen N-Gaben. Die Höhe des Deckungsgrades der Brombeere (*R. fruticosus*) ist unter anderem vom Stickstoffeintrag (Flückiger und Braun 2004) und vom Licht- bzw. dem Wärmeeinfall abhängig. Es hat aber keine Auflichtung, sondern eine signifikante Verdichtung der Bestände stattgefunden. Die Veränderung des Sauerklees, *Oxalis acetosella*, ist schwieriger zu interpretieren.

Von den genannten Arten wurde eine Zunahme von *D. dilatata* und *R. fruticosus* auch in Deutschland beobachtet (Kraft et al. 2000), von *H. helix* in Belgien (Lameire et al. 2000) sowie in der Schweiz (Kuhn et al. 1987).



Foto 12: Starker Bewuchs mit Brombeeren und Brennesseln.

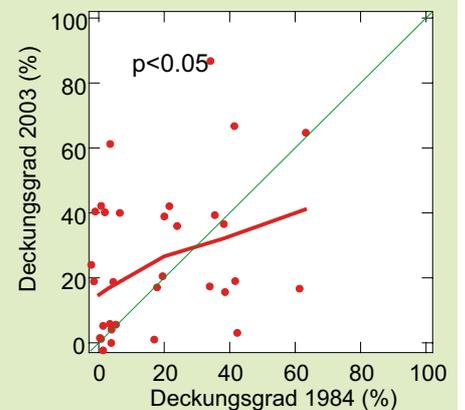
Tab. 13: Veränderung im Deckungsgrad einzelner Arten von 1984/85 bis 2003/04 (Anzahl Aufnahmen).

Art	Schicht	Abnahme	Zunahme	p
<i>Carex sylvatica</i>	Kraut	6	21	0.021
<i>Dryopteris dilatata</i>	Kraut	2	12	0.004
<i>Hedera helix</i>	Kraut	4	18	0.014
<i>Oxalis acetosella</i>	Kraut	22	2	0.001
<i>Rubus fruticosus</i>	Kraut	7	19	0.038
<i>Atrichum undulatum</i>	Moos	0	10	0.003
<i>Hypnum cupressiforme</i>	Moos	0	6	0.026
<i>Polytrichum formosum</i>	Moos	5	13	0.010

Tab. 14: Veränderungen des Vorkommens einzelner Pflanzenarten der Krautschicht (ausgenommen Baumarten). -: Art verschwunden, 0: Art in beiden Aufnahmen vorhanden, +: Art neu aufgenommen. (Zahlen= Anzahl Aufnahmen).

	-	0	+	p (alle Vergleiche)	p - gegen +
<i>Carex sylvatica</i>	4	13	17	0.020	0.005
<i>Dryopteris dilatata</i>	2	10	8	0.074	0.058
<i>Hedera helix</i>	1	27	6	<0.001	0.059

Abb. 36: Der Deckungsgrad von Brombeeren (*Rubus fruticosus*) hat zwischen den Aufnahmen 1984 und 2003 insgesamt signifikant zugenommen. Die grossen Unterschiede finden sich aber vor allem bei ursprünglich geringen Deckungsgraden.

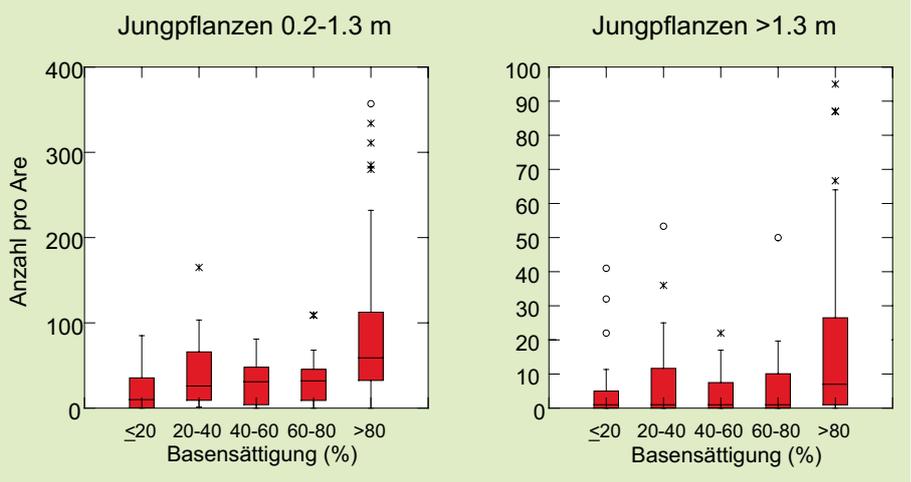


7.2 Verjüngungsaufnahmen

Die Verjüngung ist auf Böden mit einer Basensättigung unter 80% vermindert.

Zusammen mit der Krautschicht wurde auch die Verjüngung aufgenommen und unterteilt in Jungpflanzen mit einer Höhe von weniger als 1.3 m (verbissgefährdet) und grössere Pflanzen. Die Verjüngung ist deutlich besser auf Böden mit einer Basensättigung grösser als 80% (Abb. 37). Erklärende Variablen für die Dichte der Jungpflanzen sind Basensättigung, Licht und, bei den Pflanzen <1.3 m, auch Verbiss und Konkurrenz (Tab. 15).

Abb. 37: Verjüngung in den Dauerbeobachtungsflächen in Beziehung zur Basensättigung des Bodens (alle Baumarten).



	Verjüngung 0.2-1.3m	Verjüngung >1.3m
Basensättigung	+++	+++
Licht	++	++
Verbiss	---	
Konkurrenz	++	
r^2	0.368	0.167

Tab. 15: Erklärende Variablen zur Dichte von Jungpflanzen.
 + positive,
 - negative Korrelation.
 +++ bzw. --- $p < 0.001$,
 ++: $p < 0.01$.

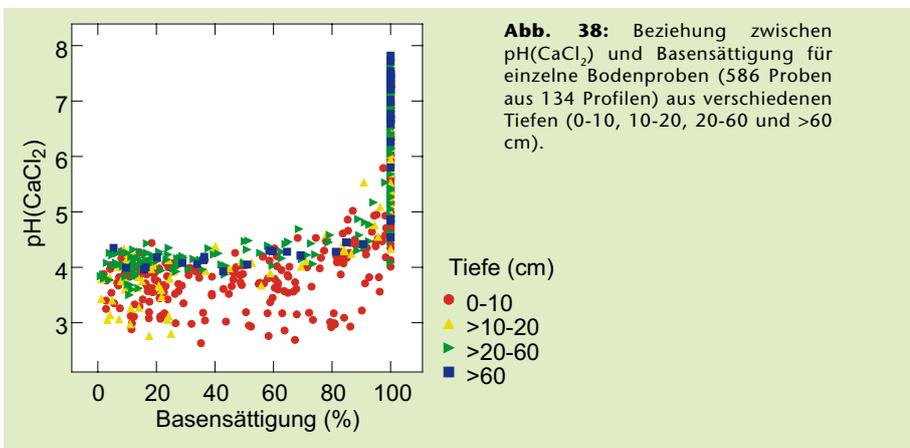
7.3 Beziehung zwischen Pflanzensoziologie und Bodenchemie

Es wurde ein Schlüssel mit Indikatorpflanzen erarbeitet zur Erkennung von basenarmen Böden.

Die Basensättigung ist ein wichtiger Indikator für die Bodenfruchtbarkeit (vgl. Kap. 6.2). Ihre räumliche Verteilung ist für den praktischen Förster jedoch wenig bekannt. Für die meisten Wälder liegen zwar detaillierte standortkundliche Vegetationskarten vor, aber in diesen steht, neben Wasserhaushalt und Wärme, der Boden-pH-Wert im Vordergrund (Abb. 39, Burger und Stocker 2002). Der pH-Wert ist seinerseits mit der Basensättigung

in einem weiten Bereich schlecht korreliert (Abb. 38). Es wurde deshalb der Versuch unternommen, Indikatorarten oder –gesellschaften für eine tiefe Basensättigung zu finden. Zu diesem Zweck wurden zusätzlich zu den vorhandenen IAP-Beobachtungsflächen 186 weitere, vorzugsweise basenarme, Flächen aus den Kantonen Bern und Freiburg in die Untersuchung miteingeschlossen. Insgesamt standen für die Auswertung 366

pflanzensoziologische Aufnahmen zur Verfügung. Die Einteilung der Gesellschaften erfolgte nach dem Schlüssel von Ellenberg und Klötzli (1972), mit Modifikationen nach den Kartierungsschlüsseln der Kantone Zug, Aargau, Basel und Bern/Freiburg.



möglich. Es ist allerdings heikel, die Validierung mit dem gleichen Datenset vorzunehmen wie die Modellentwicklung. Eine Überprüfung der Empfehlungen mit ausländischen Daten (europäisches Waldbeobachtungsprogramm, ICP Forest) ist deshalb noch vorgesehen.

Tab. 16: Zuordnung der Pflanzengesellschaften zur Basensättigung des Bodens (Nomenklatur nach Burger und Stocker 2002).

Einstufung	Nummer	Name der Waldgesellschaft
<40% Basensättigung	2	Waldhainsimsen-Buchenwald mit Weissmoos
	6	Waldmeister-Buchenwald mit Hainsimse
	7*	Waldmeister-Buchenwald mit Rippenfarn
	7aB	Typ. Waldmeister-Buchenwald, Ausbildung mit Seegrass
	8*	Waldhirsens-Buchenwald mit Rippenfarn
	8d	Waldhirsens-Buchenwald mit Hainsimse
	19ps	Tannen-Buchenwald mit Hainsimse, pseudovergleyte Ausbildung
	46a	Typ. Peitschenmoos-Tannen-Fichtenwald
	46e	Peitschenmoos-Tannen-Fichtenwald, trockene Ausbildung
	46s	Peitschenmoos-Tannen-Fichtenwald mit Torfmoos
unklar	1	Typ. Waldhainsimsen-Buchenwald
	7a	Typ. Waldmeister-Buchenwald
	7aa	Typ. Waldmeister-Buchenwald, artenarme Ausbildung
	7aP	Typ. Waldmeister-Buchenwald, Ausbildung mit <i>Carex pilosa</i> (Wimpersegge)
	7aS	Typ. Waldmeister-Buchenwald, Ausbildung mit Wald-Ziest
	7d	Typ. Waldmeister-Buchenwald, Ausbildung mit Hainsimse
	8a	Typ. Waldhirsens-Buchenwald
	8aa	Typ. Waldhirsens-Buchenwald, artenarme Ausbildung
18aF	Typ. Tannen-Buchenwald, Ausbildung mit Wald-Schwengel	
>40% Basensättigung	7e	Waldmeister-Buchenwald mit Hornstrauch
	7f	Waldmeister-Buchenwald mit Lungenkraut
	7g	Waldmeister-Buchenwald mit Lungenkraut, Ausbildung mit Wald-Ziest
	9a	Typ. Lungenkraut-Buchenwald
	10a	Lungenkraut-Buchenwald mit Immenblatt
	12a	Typ. Zahnwurz-Buchenwald
	12e	Zahnwurz-Buchenwald mit Weisser Segge
	12g	Zahnwurz-Buchenwald mit Bärlauch
	41	Platterbsen-Eichenmischwald

	Gesellschaft	Zeigerarten
richtig	50.8	58.9
falsch	4.0	8.2
fehlend	45.2	22.9

Tab. 17: Trefferquote des Indikatorwertes der Pflanzengesellschaften im Vergleich zu demjenigen der Zeigerarten. Mit den Gesellschaften in Tab. 15 kann die Basensättigung in 51% der Flächen richtig zugeordnet werden, mit den Zeigerarten in Abb. 41 und Abb. 42 in 69% der Flächen.

Abb. 41: Relatives Vorkommen der als Indikatorarten für basenarme Böden ausgewählten Pflanzenarten (Prozent der Aufnahmen, die die entsprechende Art enthalten). In Klammern: Anzahl Vorkommen.

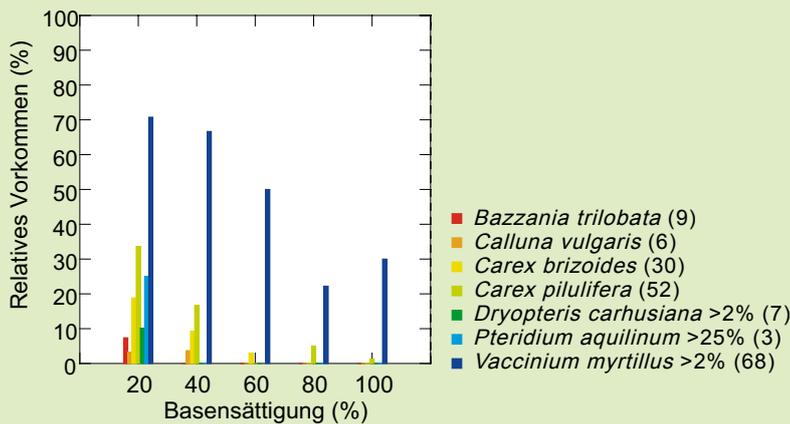
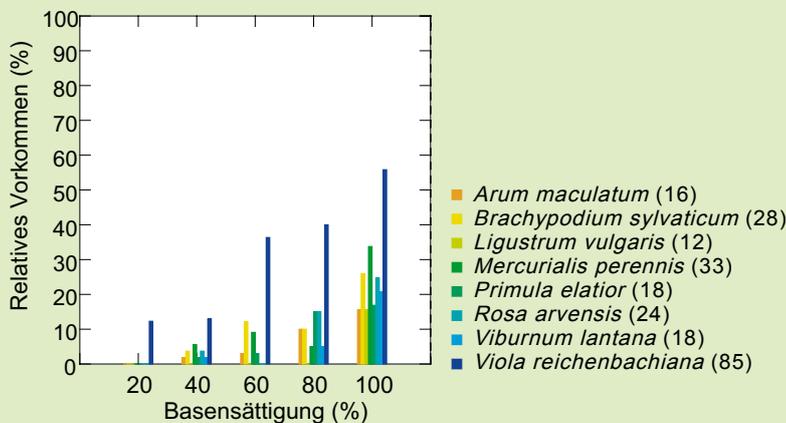


Abb. 42: Relatives Vorkommen der als Indikatorarten für basenreiche Böden ausgewählten Pflanzenarten (Prozent der Aufnahmen, die die entsprechende Art enthalten). In Klammern: Anzahl Vorkommen.



Es resultieren folgende Empfehlungen für den Forstdienst:

→ Die Vegetationseinheiten 2, 6, 7*, 7aB, 8*, 8d, 46a, 46e und 46w werden auf sehr basenarmen Böden gefunden. Gleiches gilt für das Vorkommen von *Bazzania trilobata*, *Calluna vulgaris*, *Carex brizoides*, *Carex pilulifera*, *Dryopteris carhusiana* (Deckung >2%), *Pteridium aquilinum* (Deckung >25%) und *Vaccinium myrtillus* (Deckung >2%). Bei der Entnahme von Biomasse muss vorsichtig vorgegangen werden, da Laub und Äste sehr viel mehr Nährstoffe enthalten als Stammholz (Kreutzer 1979; Braun et al. 2009). Die aktive Förderung und wenn nötig Pflanzung bodenpflegender Baumarten (Laubbäume mit rasch abbauender Streu, tiefwurzelnende Arten, eventuell auch im Unterwuchs) ist dringend zu empfehlen. Eine Mischung von Baumarten verbessert die Nährstoffversorgung ebenfalls (Thelin et al. 2002).

→ Auf den Vegetationseinheiten 1a, 1f, 7a, 7aa, 7aP, 7sS, 7d, 8a, 8aa, 18aF und 19ps ist die Förderung von bodenpflegenden Baumarten ebenfalls zu empfehlen.

8 Wurzeluntersuchungen

Kohlenstoffanalysen in sechs Flächen ergaben für Feinwurzeln von Buchen ein Alter von 2-13 Jahren

Im Zusammenhang mit den Walduntersuchungen interessiert es auch, Informationen über die Lebensdauer von Feinwurzeln zu erhalten. Die Lebensdauer von Feinwurzeln bestimmt direkt die Umsatzrate und damit den jährlich anfallenden Energieaufwand für den Unterhalt eines Feinwurzelsystems. Der Abfall der ^{14}C -Aktivität in der Umgebung seit den Atombombenversuchen ermöglicht eine recht genaue Altersbestimmung mit diesem Isotop (BAG 2008, Levin 2004). Dabei wird die ^{14}C -Aktivität des strukturellen

Kohlenstoffs in den Wurzeln mit derjenigen in frischer Biomasse verglichen. Diese Methode wurde in Feinwurzeln ($\varnothing \leq 1 \text{ mm}$) von Altbuchen auf sechs Flächen (Muri AG und Biel BE) mit unterschiedlichen Bodenverhältnissen und verschiedener Höhenlage angewendet. In Muri (490 m, basenarme Geschiebelehm-Parabraunerde, Bestandesalter 128 Jahre) betrug das so geschätzte, mittlere Alter ca. 2.7 Jahre, in Büsserach dagegen (600 m, basenreicher Regosol, Bestandesalter 93 Jahre) ca. 12.8 Jahre (Abb. 43, Abb. 44). Diese Lebensdauer erscheint im Vergleich mit anderen Studien, die andere Methoden benutzt haben, erstaunlich hoch. Mainiero (2007) beobachtete bei ausgewachsenen Buchen mit Minirhizotronen ein Feinwurzelsalter von lediglich 80 Tagen. Andere Autoren fanden bei Feinwurzeln ein Alter von 208 Tagen (Withington et al. 2006) oder von 720 Tagen (van Praag et al. 1988). Die Lebensdauer von Feinst-

wurzeln wird von verschiedenen Faktoren beeinflusst wie Bodentemperatur, Trockenstress, dem Zeitpunkt ihrer Bildung, Mykorrhizierungsgrad, Parasitenbefall u.a. (Eissenstat und Yanai 1997).

Abb. 44: Aus den Daten in Abb. 43 wurde ein mittleres Feinwurzelsalter von 2.7-12.8 Jahren hergeleitet. Die Grafik zeigt Minimum, Maximum und Mittelwert aus drei Proben pro Fläche.

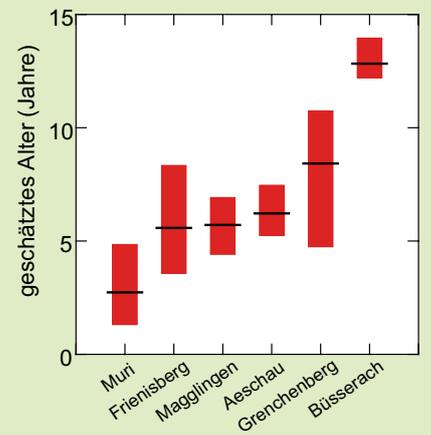
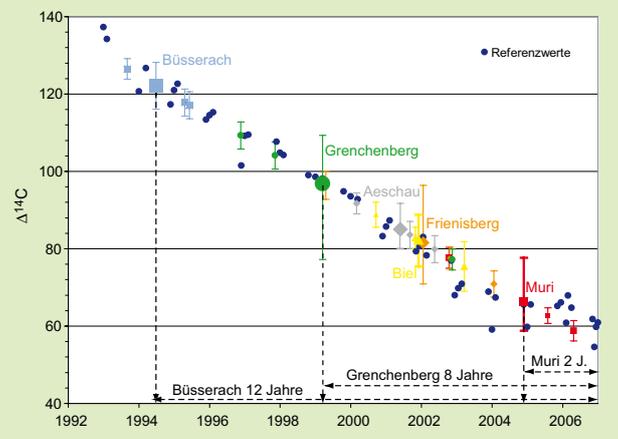


Foto 13: Wurzelprobenentnahme

Abb. 43: Durch Vergleich mit dem ^{14}C -Gehalt von frischem Laub (Referenzwerte) kann das Alter von Feinwurzeln geschätzt werden. Im vorliegenden Fall erfolgte die Probenahme von Buchenwurzeln und Blättern im Jahre 2007. (Analysen ^{14}C -Labor, Physikalisches Institut, Universität Bern).



9 Stickstoffbelastung

9.1 Stickstoffeintrag

Der Stickstoffeintrag übertrifft nach wie vor den von der UNECE festgelegten Critical Load von 10-20 kg N ha⁻¹ a⁻¹ in allen Flächen, um bis zu 30 kg N ha⁻¹ a⁻¹.

9.1.1 Räumliche Verteilung und historische Entwicklung

Die Stickstoffdeposition hat Mitte der achtziger Jahre einen Höhepunkt erreicht und ist seither leicht zurückgegangen (Abb. 46). Allerdings wird der von der UNECE (2003) definierte Critical Load für den Wald von 10-20 kg N ha⁻¹ a⁻¹ gemäss der von Meteo-test erstellten Karte immer noch in weiten Teilen der Schweiz deutlich überschritten (Abb. 47). Die heutige Stickstoffdeposition beträgt in der

Nordwestschweiz und im Jura 20-30 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Die Mittelland- und Voralpenflächen sind einer N-Deposition von 30-40 kg N ha⁻¹ a⁻¹ ausgesetzt, während in die Alpenflächen zwischen 15 und 20 kg N ha⁻¹ a⁻¹ eingetragen werden. Die Regionen mit der höchsten N-Deposition sind die Zentralschweiz und die Ostschweiz mit mehr als 40 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Auch im Südtessin sind die Einträge mit über

40 kg N ha⁻¹ a⁻¹ sehr hoch.

Wird der Critical Load mit der Simple Mass Balance-Methode berechnet (Hettelingh et al. 2008) und die Differenz zur Stickstoffdeposition gebildet, so wird ersichtlich, dass der Critical Load in allen Beobachtungsflächen überschritten wird (Abb. 45).



Foto 14: Die Ausbringung von Gülle mit Druckverteiltern trägt wesentlich zur Stickstoffbelastung bei.

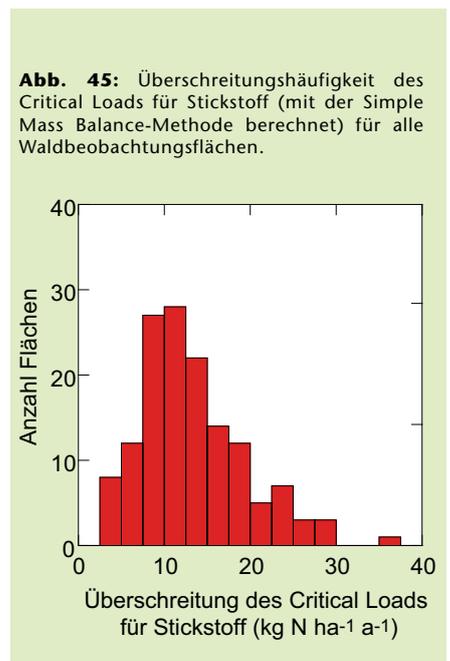


Abb. 46: Die Stickstoffdeposition in der Schweiz hat seit den fünfziger Jahren des letzten Jahrhunderts stark zugenommen und Mitte der achtziger Jahre einen Höhepunkt erreicht. Seit 2000 ist sie stabil. Die Landwirtschaft (grün) trägt zu zwei Dritteln bei, Industrie und Verkehr (rot) zu einem Drittel. Durchschnitt für gesamte Schweizer Waldfläche, skaliert nach EKL (2004).

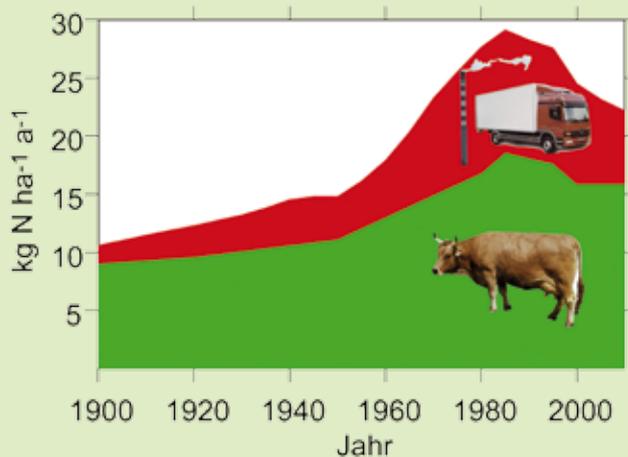
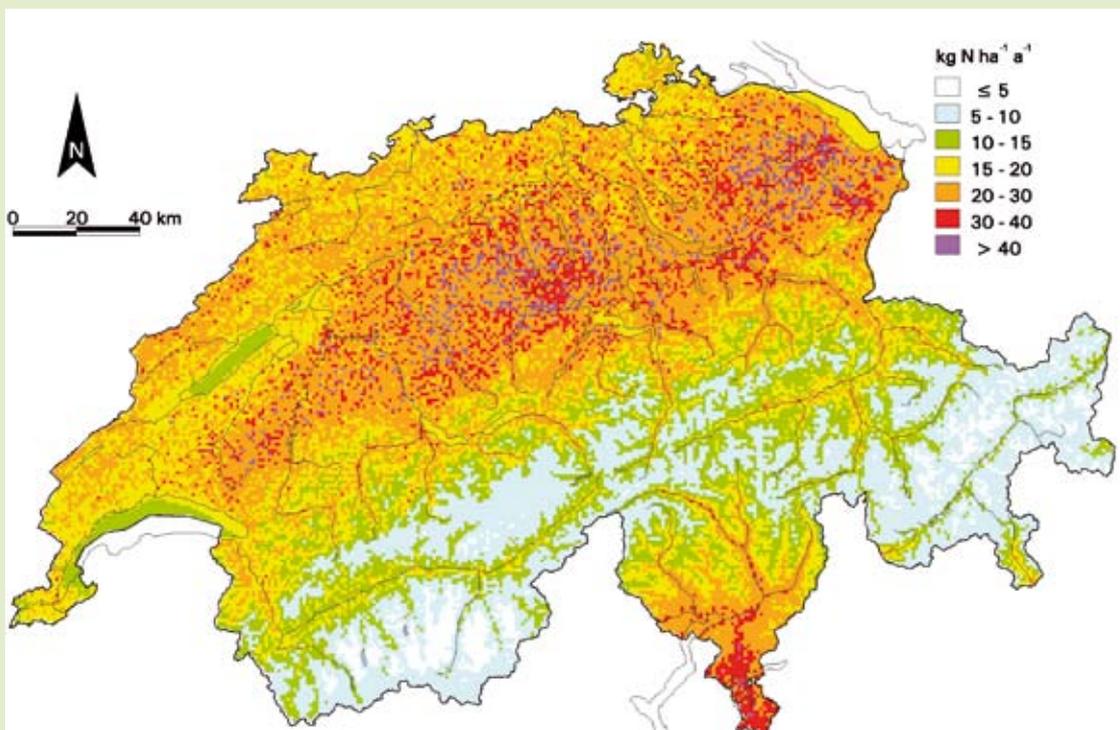


Abb. 47: Modellierter Stickstoff-Deposition (Gesamteintrag der oxidierten und reduzierten N-Komponenten), Bezugsjahr 2000. Dartellung auf 1x1 km Raster (Meteotest).



9.1.2 Ammoniak (NH₃)-Konzentrationen

In fünf Messstationen im Nahbereich von Dauerbeobachtungsflächen wird von der Forschungsstelle für Umweltbeobachtung (FUB) die Konzentration von NH₃ mittels Passivsammlern gemessen (Thöni et al. 2004). Es ist kein eindeutiger zeitlicher Trend zu erkennen (Abb. 48). In der auf 1980 m Höhe gelegenen Fläche Wengernalp (BE) sind die Konzentrationen durchwegs tief. Die Messstation Schönenbuch liegt nahe bei einem Bauernhof, was die hohen Konzentrationen erklärt.

Ammoniak lagert sich rasch ab und wird deshalb auch sehr effizient in Wäldern deponiert, in Nadelwäldern rascher als in Laubwäldern. Aufgrund der in Abb. 49 gezeigten Konzentrationen und der in der Literatur beschriebenen Depositionsgeschwindigkeiten (Rihm et al. 2009) lässt sich die Deposition von gasförmigem Stickstoff abschätzen (Abb. 50). Aufgrund der Modellrechnungen von Meteotest macht diese Form von Stickstoffdeposition (gemittelt über

Dauerbeobachtungsflächen) rund ein Drittel der Gesamt-Stickstoffdeposition aus, in Einzelfällen sogar fast zwei Drittel.

Abb. 48: Die Ammoniakkonzentration in der Luft ist seit 2000 weitgehend stabil.

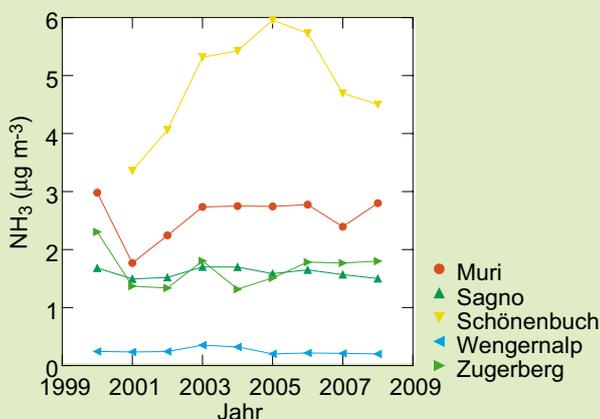
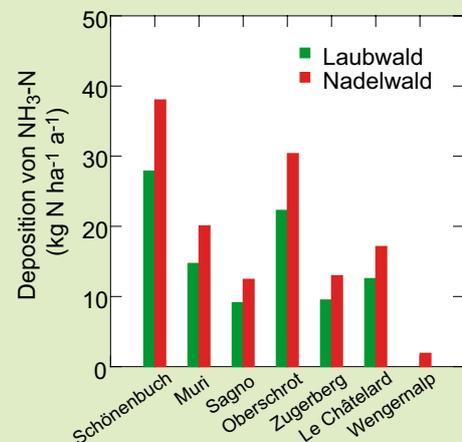


Abb. 49: Deposition von gasförmigem Stickstoff in die Beobachtungsflächen, berechnet aus dem Mittelwert der Ammoniakkonzentrationen in der Luft (Zeitperiode 2000-2008, Oberschrot und Le Châtelard nur 2008). Von links nach rechts nimmt die Meereshöhe zu.



9.2 Stickstoffaustrag

Im Mittel übersteigt die N-Auswaschung in 15 von 37 Flächen die von der UNECE festgelegten Grenzwerte. Seit 2003 sind die Auswaschungsraten infolge geringerer Sickerwassermengen vermindert. In den Stickstoffdüngungsversuchen wird ein Grossteil des applizierten Stickstoffs ausgewaschen.

Waldökosysteme gelten als stickstoff-gesättigt, wenn im Flachland die N-Auswaschung $4 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ (Korniferenwälder) bzw. $5 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ (Laubwälder) oder im Gebirge $1\text{-}2 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ übersteigt (UNECE 1992). Die N-Auswaschung ist von der Nitratkonzentration in der Bodenlösung und von der Sickerwassermenge abhängig. Auf die Modellierung der Sickerwassermenge wird in Kap. 10.2.2 näher eingegangen. Sie ist seit 2003 stark reduziert (Abb. 50), damit haben auch die ausgewaschen N-Mengen abgenommen (Abb. 51). Vor 2003 hatten 11 von 20 Dauerbeobachtungsflächen einen überhöhten Stickstoffaustrag aufgewiesen, nach 2003, bei reduzierten Sickerwassermengen, waren es noch 11 von 37. Über die ganze Zeit gemittelt sind es 15 von 37. Von der in den N-Versuchsflächen ausgebrachten Stickstoffmenge wird ein Grossteil ausgewaschen (Abb. 52).

Abb. 50: Die Sickerwassermenge ist seit 2003 deutlich tiefer als vorher (Mittelwert der Standorte mit Bodenlösung, gerechnet mit dem hydrologischem Modell Wasim-ETH (Schulla und Jasper 2007) für das gleiche Kollektiv von Flächen wie in Abb. 51).

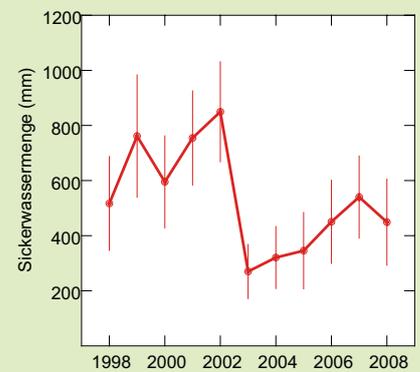


Abb. 51: Die ausgewaschenen Stickstoffmengen sind, parallel zu den verminderten Sickerwassermengen, seit 2003 deutlich tiefer (nur Flächen mit Bodenlösungsmessung ab mindestens 2000). Balken: 95%-Vertrauensbereich.

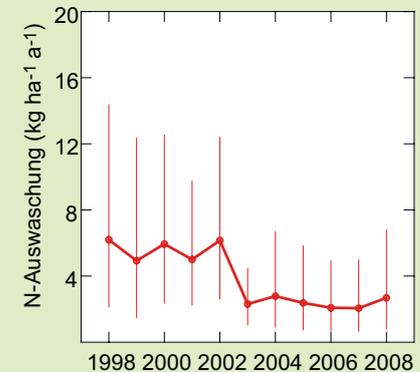
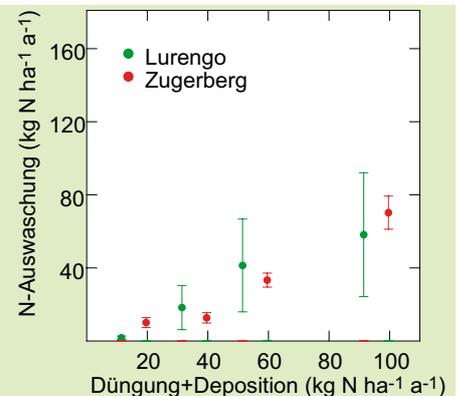


Abb. 52: In den Stickstoff-Düngungsversuchen Lurengo (TI) und Zugerberg (ZG) steigt die N-Auswaschung parallel zum N-Gesamtinput (Düngung und Deposition). Balken: Standardfehler zwischen Jahren.



9.3 N-Auswirkung auf die Bäume

9.3.1 Versuchsflächen

1992 wurden sieben Versuchsflächen angelegt, in denen Aufforstungen mit unterschiedlichen Stickstoffmengen behandelt wurden (jeweils 0, 10, 20, 40, 80 und 160 kg N ha⁻¹a⁻¹, in 12facher Blockwiederholung). Eine Beschreibung der Standorte findet sich in Tabelle 18. Der N-Eintrag wurde für eine offene Fläche, nicht für einen Waldbestand, berechnet.



Foto 15: Versuchsfläche in Hochwald.

Nachfolgend werden vor allem Ergebnisse der beiden Flächen Hochwald (kalkreich, Buchen) und Lurengo (basenarm, Fichten) dargestellt.

Tabelle 18: Standortsbeschreibung N-Versuche.

Jahr Anlage	Standort	Höhe ü.M.	Bodentyp	N-Eintrag kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	pH (CaCl ₂)	min. Basensättigung (%)	Niederschlag (mm)
1992	Möhlin	290	Parabraunerde	14	3.8	12	1045
1992	Hochwald	670	Braunerde-Rendzina	15	6.9	100	1130
1992	Zugerberg	1000	Saure Braunerde	20	4.0	2	1573
1994	Rötiboden	1580	Sand-Eisenhumus-Podsol mit Ortserde	12	3.3	6	1584
1992	Lurengo	1600	Podsol-Braunerde	11	4.1	3	1763
1992	Axalp	1700	Hangschutt-Rendzina	14	6.8	100	1876
1994	Wengernalp	1880	Hanglehm-Podsol-Braunerde	9	3.7	12	1268

Düngestufen: 0, 10, 20, 40, 80, 160 kg N ha⁻¹a⁻¹ (NH₄NO₃ in fester Form, 3 Applikationen)

9.3.2 Nährstoffversorgung

Die N-Düngung verursachte bei allen geprüften Forstgehölzen eine deutliche Abnahme von Phosphor, Kalium und Magnesium in Blättern und Nadeln, was zu erheblichen Nährstoffungleichgewichten führte.

Mit zunehmender N-Düngung steigt die Stickstoffkonzentration im Laub und in den Nadeln leicht an, während Phosphor, Kalium und Magnesium abnehmen (Abb. 53-Abb. 56). Entsprechend weiten sich die N:P, N:

K und N:Mg-Verhältnisse aus (Abb. 57 - Abb. 59), was sich wiederum negativ auf das Wachstum auswirkt. Auf der basenreichen N-Versuchsfläche Hochwald verursachte die N-Düngung akute K-Mangelsymptome

bei den Buchen (Abb. 60, Foto 16). Kalium spielt eine zentrale Rolle in der Regulierung des Wasserhaushalts (Osmoregulation), aber auch bei der Photosynthese, Proteinsynthese und Enzymaktivierung (Marschner 1995).

Abb. 53: Mit zunehmender N-Düngung nehmen die N-Konzentration in Buchenlaub (links, Hochwald, SO) und Fichtennadeln (rechts, Lurengo, TI) zu. Ausgefüllte Punkte: Unterschied zur Kontrolle signifikant mit $p < 0.05$. P-Werte in rechter oberer Ecke: Signifikanz der linearen Beziehung. Balken: 95%-Vertrauensbereich. Mittelwert aller Ernten, unter Berücksichtigung der zeitlichen Wiederholung. Grüne Fläche: Normalbereich nach Stefan et al. (1997).

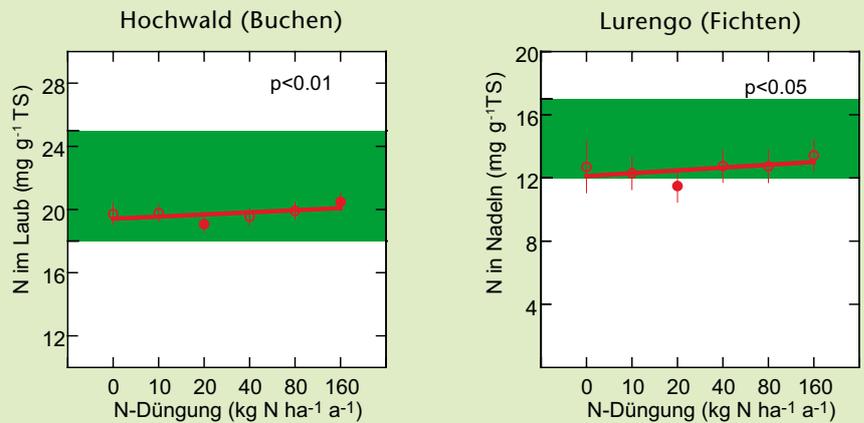


Abb. 54: Mit zunehmender N-Düngung nehmen die P-Konzentration in Buchenlaub (links) und Fichtennadeln (rechts) ab. Zeichenerklärung vgl. Abb. 53.

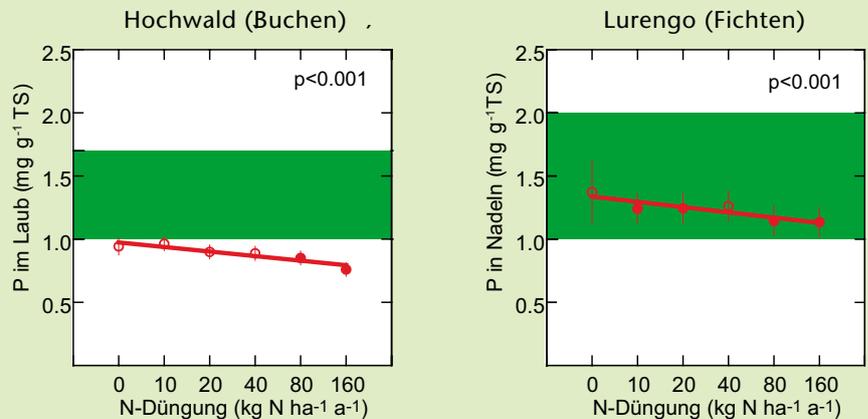


Abb. 55: Auch die Kaliumkonzentrationen nehmen mit zunehmender N-Düngung ab (Zeichenerklärung vgl Abb. 53).

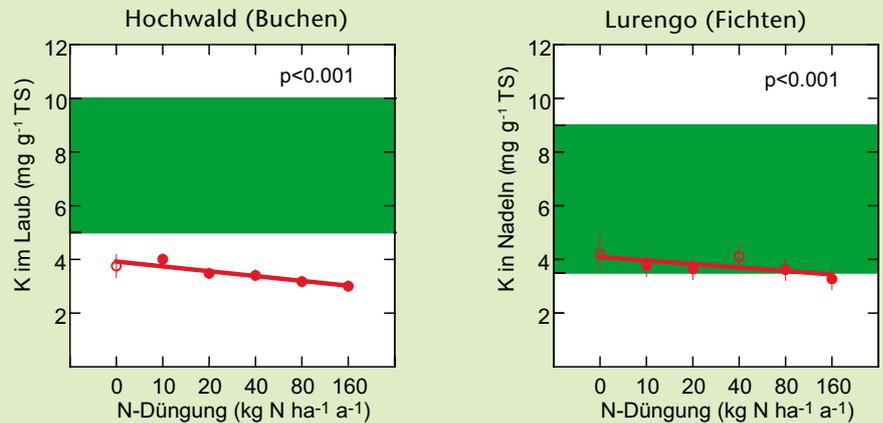


Abb. 56: Die Magnesiumkonzentration in Buchenlaub (links) und Fichtennadeln (rechts) nehmen ebenfalls mit steigender N-Düngung ab (Zeichenerklärung vgl Abb. 53).

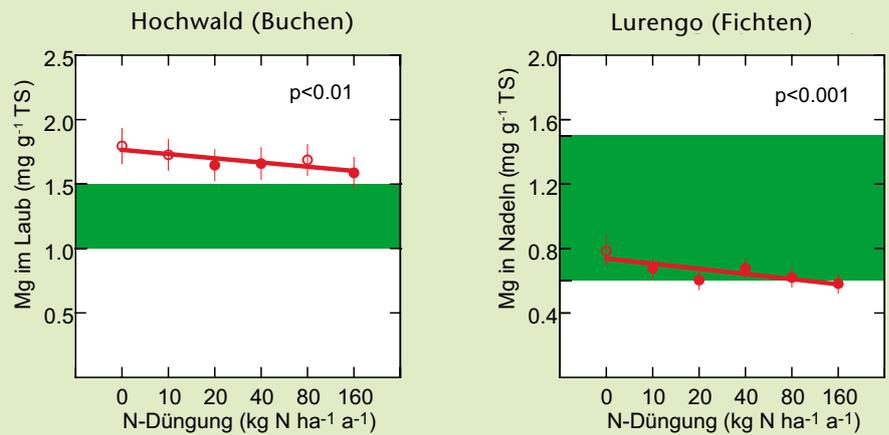


Abb. 57: Das Verhältnis zwischen Stickstoff und Phosphor (N:P-Verhältnis) steigt mit zunehmender N-Düngung sowohl bei den Buchen (links) als auch bei den Fichten (rechts). (Zeichenerklärung vgl Abb. 53). Normbereiche nach Flückiger und Braun (2003).

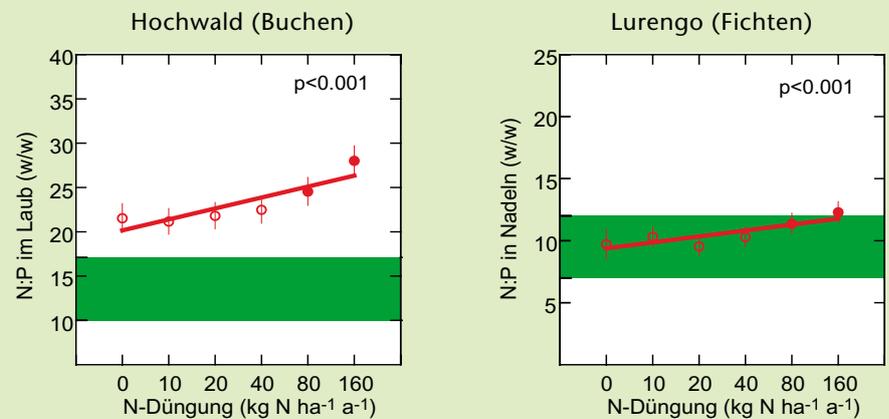


Abb. 58: Das N:K-Verhältnis in Buchenlaub (links) und Fichtennadeln (rechts) nimmt ebenfalls in Beziehung zur N-Düngung zu. Zeichenerklärung vgl Abb. 53. Normbereiche nach Flückiger und Braun (2003).

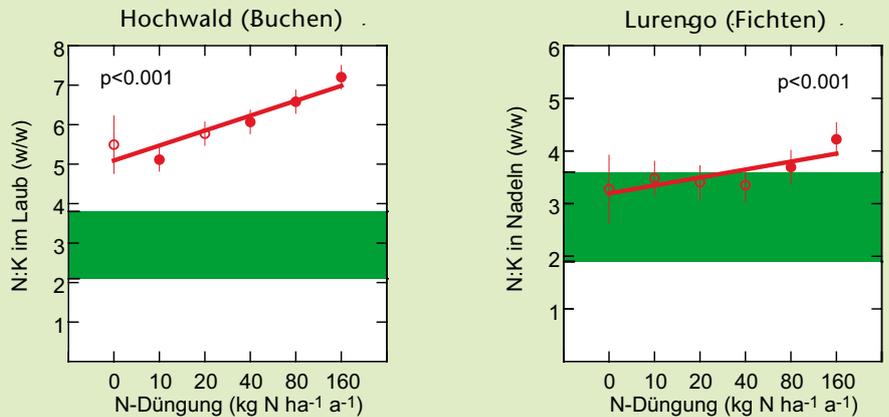


Abb. 59: Das Verhältnis zwischen Stickstoff und Magnesium (N:Mg-Verhältnis) steigt sowohl bei den Buchen (links) als auch bei den Fichten (rechts) mit zunehmender N-Düngung. Zeichenerklärung vgl Abb. 53. Normbereiche nach Flückiger und Braun (2003).

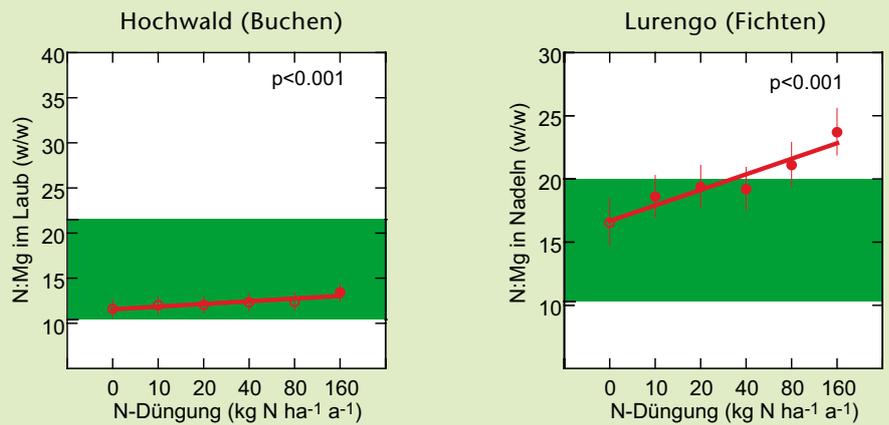
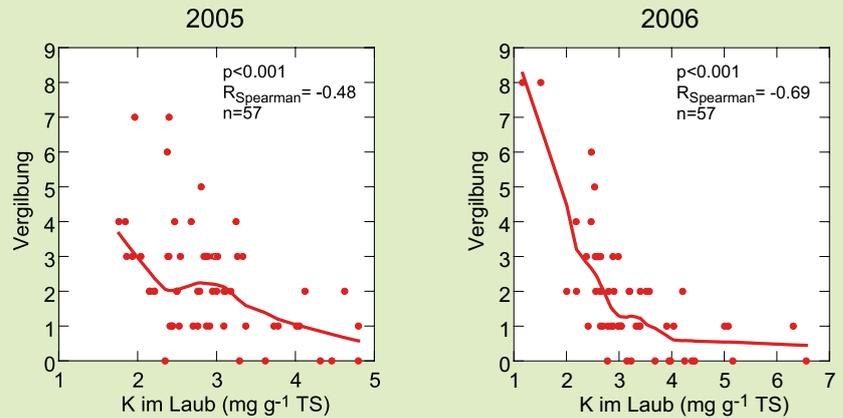


Foto 16: Bei Kaliummangel verfärben sich die Buchenblätter gelb, es bildet sich ein brauner Rand (Bild aus Hochwald).

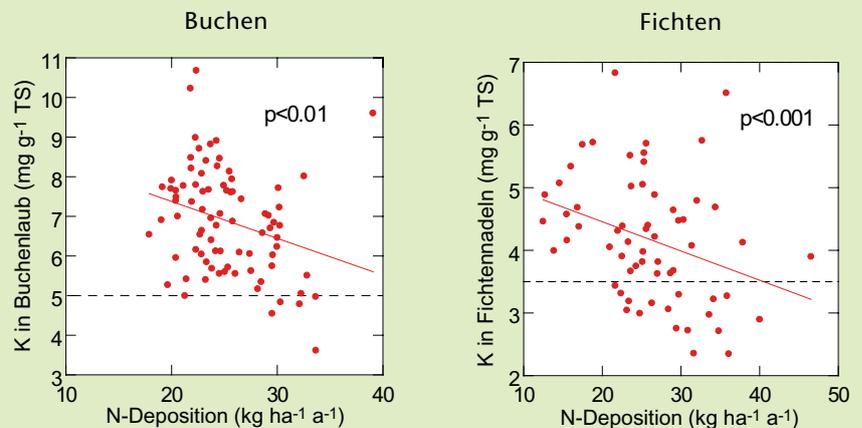
Abb. 60: Bei Kaliumkonzentrationen von $<3 \text{ mg g}^{-1} \text{ TS}$ nimmt die sichtbare Vergilbung stark zu. Bonitierungsstufen von 0 (nicht vergilbt) bis 9 (sehr stark vergilbt).



In den Dauerbeobachtungsflächen bestand zwischen der modellierten Stickstoffdeposition und der Kaliumkonzentration in Buchenlaub und Fichtennadeln im Trockenjahr 2003 eine negative Korrelation, nicht je-

doch in den übrigen Jahren (Abb. 61). Trockenheit hemmt die Kaliumaufnahme durch die Wurzeln infolge abnehmender Kaliumdiffusion im Boden (Barber 1995). Durch Kalimangel wird der Trockenstress bei den Bäumen nochmals erhöht.

Abb. 61: Je höher die modellierte Stickstoffdeposition, umso geringer war im Jahr 2003 die Kaliumkonzentration im Buchenlaub (links) und in den Fichtennadeln (rechts). Gestrichelte Linien: untere Grenze zum Normalversorgungsbereich nach Stefan et al. 1997.



9.3.3 Triebwachstum

Eine erhöhte Stickstoffbelastung hemmt das Triebwachstum als Folge des N-induzierten Mangels an den Nährstoffen Phosphor, Kalium und Magnesium.

Stickstoffversuche in Aufforstungen zeigen, dass anfänglich das Triebwachstum durch Stickstoff gefördert werden kann. Bei anhaltender einseitiger N-Gabe, wie dies auch bei unseren Wäldern der Fall ist, tritt jedoch allmählich eine Wachstumshemmung ein (Abb. 62, Abb. 63). Diese kann, unabhängig von den Standortseigenschaften basisch, sauer, Flachland oder Gebirge, bei Buchen, Fichten, Föhren und mit einer Ausnahme auch bei Lärchen festgestellt werden. Hauptursache dieser Wachstumshemmung dürften die durch den Stickstoff induzierten Mängel an Phosphor, Kalium und Magnesium (Abb. 64) bzw. die dadurch hervorgerufenen Nährstoffungleichgewichte (Abb. 65) sein.

Abb. 62: Das Triebwachstum der Buchen in Hochwald wird anfänglich bei tiefen Gaben gefördert. Während 1997 noch eine signifikante Erhöhung bei 10 kg N ha⁻¹a⁻¹ beobachtet werden kann, verschwindet diese in späteren Jahren. 2001 ist die Reduktion des Triebwachstums bei 80 und 160 kg N ha⁻¹a⁻¹, 2006 gar ab 40 kg N ha⁻¹a⁻¹ signifikant.

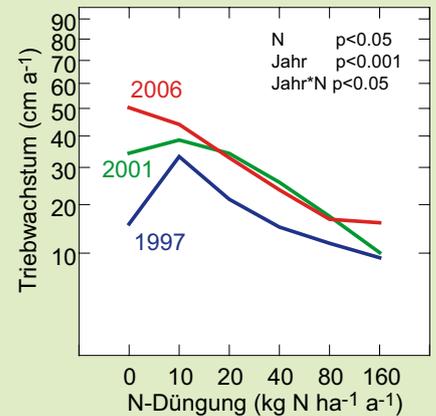


Abb. 63: Über die gesamte Versuchsdauer (15 Jahre) wird das Triebwachstum der Buchen in Hochwald (links) durch die Stickstoffdüngung deutlich verringert. In Lurengo ist kein N-Effekt erkennbar. Wachstum relativ zur Kontrolle (0 kg N ha⁻¹a⁻¹). Ausgefüllte Punkte: Unterschied zur Kontrolle signifikant mit p<0.05. P-Werte in rechter oberer Ecke: Signifikanz der linearen Beziehung. Balken: 95%-Vertrauensbereich. Mittelwert aller Erhebungen, unter Berücksichtigung der zeitlichen Wiederholung.

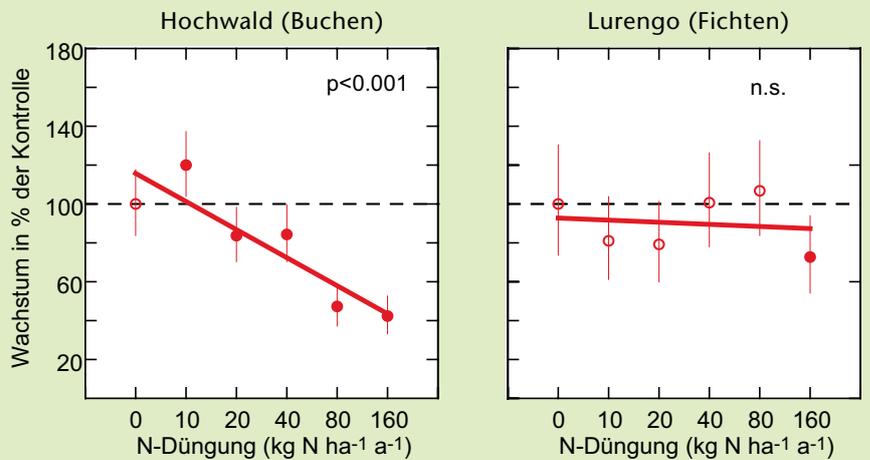


Abb. 64: Stickstoff fördert das Triebwachstum bis zu einem Optimum und hemmt es anschliessend wieder (links), während es mit steigenden Phosphor- (Mitte) und Kaliumkonzentrationen (rechts) zunimmt. Rot: Buchen Hochwald (nach 13-jähriger Behandlung), grün: Fichten Lurengo (nach 14-jähriger Behandlung). Dicke Linien: statistisch gesicherte Beziehung (Streudiagramm mit Einzelwerten).

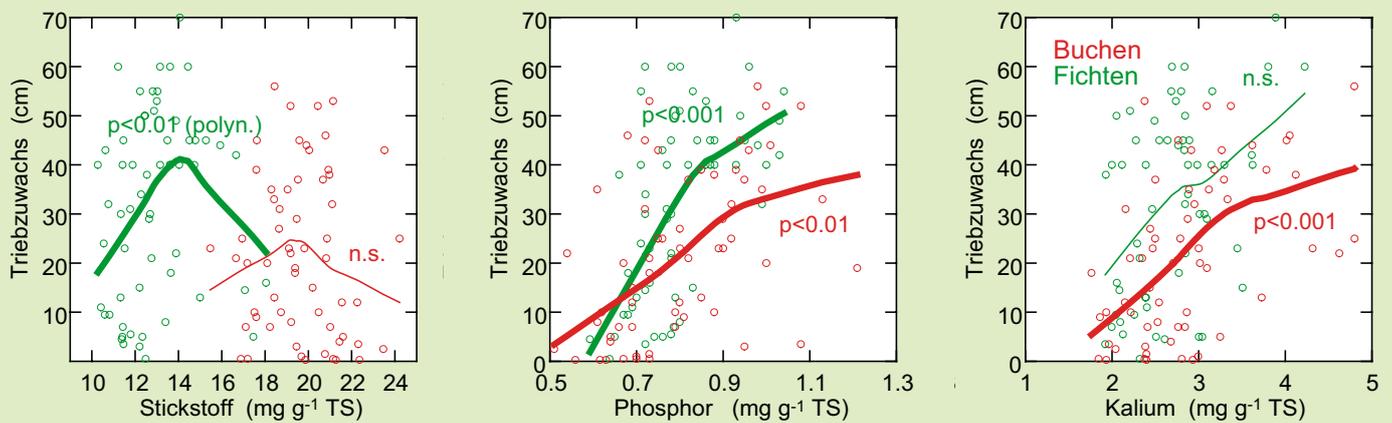
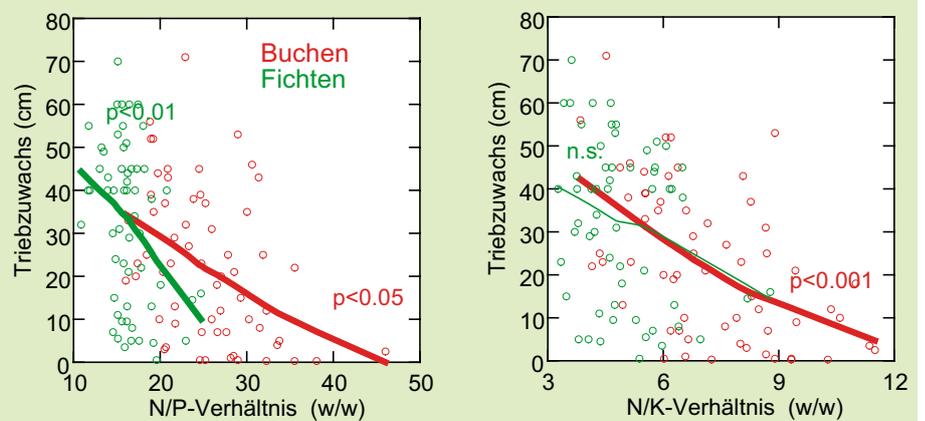


Abb. 65: Mit steigenden Verhältniszahlen zwischen Stickstoff einerseits und Phosphor (links) sowie Kalium (rechts) andererseits nimmt das Triebwachstum ab. Rot: Buchen Hochwald (nach 13-jähriger Behandlung), grün: Fichten Lurengo (nach 15-jähriger Behandlung) (Streudiagramm mit Einzelwerten).



9.3.4 Wasserhaushalt

Mit zunehmender N-Düngung wurde an den Buchen in Hochwald während Trockenperioden eine erhöhte Dürreschädigung des Laubs beobachtet. Diese war umso höher, je tiefer die Kaliumversorgung war. Bei erhöhten N-Gaben war zudem ein niedrigeres pre-dawn Wasserpotential, d.h. eine schlechtere Wasserversorgung der Buchen, festzustellen.

Während der Trockenperioden in den Jahren 2003, 2005 und 2006 zeigten die Buchen in der flachgründigen N-Versuchsfläche Hochwald mit zunehmender N-Düngung erhöhte Dürreschädigungen am Laub (Foto 17). Gleichzeitig bestand eine enge Beziehung zwischen dem Ausmass der Dürreschädigungen und der K-Versorgung: je geringer die K-Versorgung, desto ausgeprägter waren die Dürreschädigungen (Abb. 66). Das pre-dawn-Wasserpotential, ein Mass für die Wasserversorgung, war bei der Buche ab $40 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ signifikant niedriger, d.h. die Wasserversorgung schlechter (Abb. 67). Zum gleichen Schluss kommt auch Nilsen (1995), der bei N-gedüngten Fichten bei Trockenstressversuchen mit zunehmender N-Düngung einen erhöhten Wasserverbrauch und ein entsprechend tieferes pre-dawn Wasserpotential feststellte. Eine Analyse von stabilen Isotopen ($\delta^{13}\text{C}$) lässt ebenfalls darauf schliessen, dass bei den stärker mit Stickstoff gedüngten Bäumen der Wassernutzungskoeffizient, das Verhältnis zwischen assimiliertem Kohlenstoff und dem verbrauchten Wasser, abnimmt (Abb. 68) (Saurer und Siegwolf 2007).



Foto 17: Buchenjungpflanze in der Stickstoffversuchsfläche Hochwald mit Trockenschädigungen.

Abb. 66: Bei Kaliumkonzentrationen $\leq 3 \text{ mg g}^{-1} \text{ TS}$ nehmen die sichtbaren Trockenschädigungen deutlich zu (Buchen Hochwald nach 11- bzw. 14jähriger Behandlung).

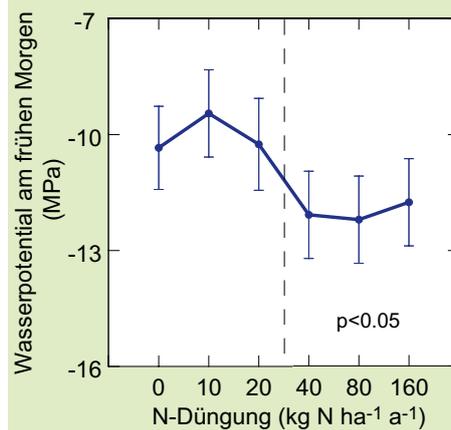
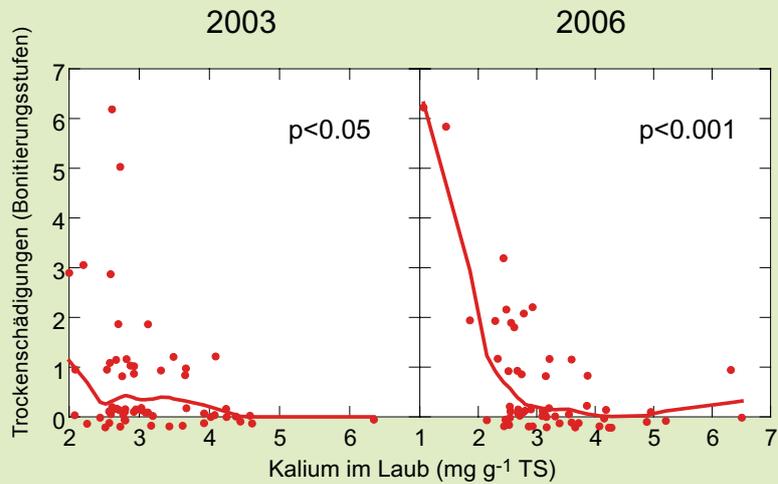
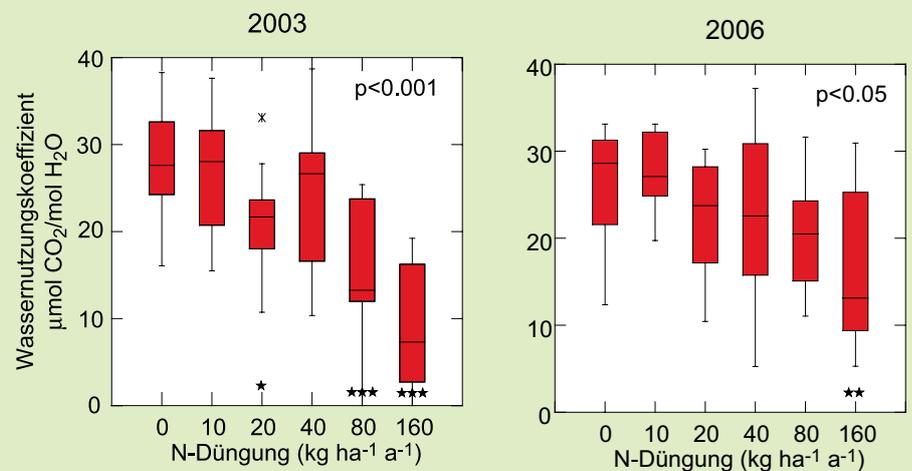


Abb. 67: Das Wasserpotential am frühen Morgen („pre-dawn-Wasserpotential“) in der Stickstoffversuchsfläche Hochwald ist bei Düngungsstufen $\geq 40 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ vermindert.

Abb. 68: Mit zunehmender Stickstoffdüngung verschlechtert sich die Wassernutzung bei den Buchen im N-Versuch Hochwald (Wassernutzungskoeffizient aus der Analyse von $\delta^{13}\text{C}$ hergeleitet, für die Jahre 2003 (links) und 2006 (rechts)). Die Abnahme mit zunehmender N-Düngung ist signifikant mit $p < 0.001$ bzw. $p < 0.05$, signifikante Unterschied zur Kontrolle sind angegeben mit * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$. Isotopenanalyse Rolf Siegwolf, Paul-Scherrer-Institut.



9.3.5 Wurzeln, Mykorrhizen

9.3.5.1 Wurzeln

Durch Stickstoff wird die Länge der Feinstwurzeln relativ zur gesamten Wurzellänge vermindert. Bei erhöhten N-Gaben lässt sich ein verminderter Stärkegehalt im Frühjahr und damit eine verminderte Energiereserve feststellen. Auch die Myzeldichte von Mykorrhizapilzen wurde durch die N-Belastung vermindert.

Bei erhöhter Stickstoffdeposition wird das Wachstum von Fein- und Feinstwurzeln reduziert. Dies konnte sowohl im N-Versuch bei Buchenpflanzungen als auch bei jungen Buchen entlang eines N-Gradienten in den Dauerbeobachtungsflächen festgestellt werden (Abb. 69), wo der Längenanteil von Feinstwurzeln (≤ 0.25 mm \varnothing) mit zunehmender modellierter N-Deposition abnahm (Braun et al. 2005). Dies steht im Einklang mit Untersuchungen von Matzner und Murach (1995) an jungen Fichten, bei denen die Feinwurzelbiomasse bereits ab einer N-Konzentration von mehr als 2 mg N l⁻¹ Bodenlösung deutlich gehemmt wurde. Eine solche N-Konzentration wird im europäischen Mittel etwa bei einer N-Fracht in der Kronentraufe von 25 kg N h⁻¹a⁻¹ erreicht (De Vries et al. 2001). Es ist somit wahrscheinlich, dass in Schweizer Wäldern, wo die N-Deposition an vielen Orten mehr als 25 kg N ha⁻¹a⁻¹ beträgt, die Feinwurzelbildung weiträumig reduziert wird.

In der Versuchsfläche Möhlin war die Stärkekonzentration in den Feinstwurzeln von Jungbuchen mit zunehmender N-Düngung vermindert (Abb. 70). Bei einer Düngung von 20-160 kg N ha⁻¹a⁻¹ wiesen die Wur-

zeln einen mittleren Stärkegehalt von nur 60 mg g⁻¹ TS auf und waren damit deutlich unterversorgt. Diese Abnahme der Stärkekonzentration stimmt mit dem Befund von Wallenda et al. (1996) überein: der Einbau von NH₄⁺ und NO₃⁻ bindet bei einer erhöhten N-Versorgung mehr Kohlenhydrate in den Sprossorganen, was wiederum auf Kosten der Wurzeln geht. Die Aufnahme von NH₄⁺ und NO₃⁻ ist

mit Energieaufwand verbunden, welcher eine erhöhte Atmung der Feinwurzeln (Pregitzer et al. 1998) und der Mykorrhizapilze (Ek 1997) nach sich zieht. Die strukturellen Veränderungen im Feinwurzelsystem sowie dessen Regenerationspotential sind möglicherweise mitverantwortlich für die Unterschiede im Wasserhaushalt während Trockenzeiten (vgl. Kap. 9.3.4).

Abb. 69: Mit zunehmender N-Deposition nimmt der Längenanteil an Feinstwurzeln ($\varnothing < 0.25$ mm) bei jungen Buchen in Waldbeobachtungsflächen ab (Braun et al. 2005).

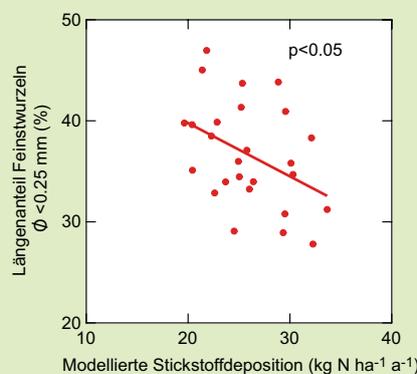
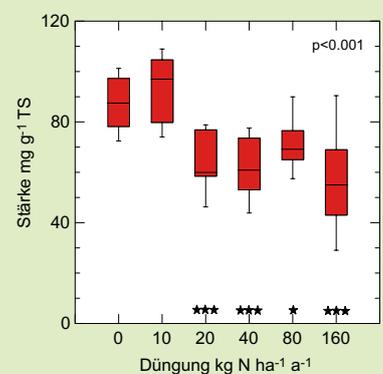


Abb. 70: Mit zunehmender Stickstoffdüngung sinkt die Stärkekonzentration in Feinstwurzeln ($> 1-2.5$ mm \varnothing) von Buchen aus der N-Versuchsfläche Möhlin (AG). Unterschied zur Kontrolle signifikant mit * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$. Die Abnahme mit zunehmender N-Düngung ist signifikant mit $p < 0.001$.



9.3.5.2 Mykorrhizen

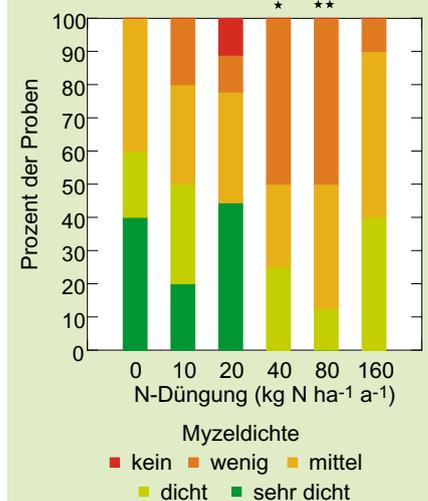


Foto 18: Beispiel eines Mykorrhizapilzes.

Mykorrhizapilze werden im allgemeinen durch hohe N-Belastung reduziert. Nach Wallenda und Kottke (1998) sollen vor allem „Spezialisten“, die hauptsächlich mit unseren Waldbäumen vergesellschaftet sind, gegenüber N empfindlich sein, während die „Generalisten“ dies weniger sind. Eine Düngung von 30 kg N ha⁻¹a⁻¹ über 12 Jahre bei einer atmosphärischen N-Deposition von 5-8 kg N ha⁻¹a⁻¹ bewirkte eine signifikante Einbusse der Pilzbiomasse von Endomykorrhizen (van Diepen et al. 2007). Diese N-Belastung ist vergleichbar mit weiten Teilen des Schweizer Waldes. In der N-Versuchs-

fläche Hochwald wurde mit zunehmender N-Düngung bei jungen Buchen eine abnehmende Dichte von Mykorrhizamyzel in der Erde beobachtet (Abb. 71). Mykorrhizapilze sind massgeblich für die Aufnahme von Nährstoffen wie Phosphor, Kalium und Magnesium verantwortlich (Hatch 1937; Berthelin et al. 1991; Jentschke et al. 2000). Aber auch bei der Wasserversorgung der Bäume sind sie mitbeteiligt (Walker et al. 1989; Boyle und Hellenbrand 1991). Zudem üben sie einen Schutzeffekt gegenüber toxischen Metallionen wie Aluminium und Cadmium (Egerton-Warburton et al. 1993; Jentschke et al. 1999) sowie Wurzelpathogenen aus (Marx 1969; Perrin 1990). Eine verminderte Mykorrhizierung kann deshalb eine schlechtere Nährstoff- und Wasserversorgung sowie eine erhöhte Anfälligkeit gegenüber Wurzelpathogenen bedeuten. Dies könnte auch eine mögliche Erklärung für die verschlechterte Nährstoffversorgung (Kap. 4.1) der Buchen und Fichten in den Dauerbeobachtungsflächen sein.

Abb. 71: Mit zunehmender Stickstoffdüngung nimmt die Dichte des Mykorrhizamyzels im Boden in der N-Versuchsfläche Hochwald ab. Sie wurde in in-growth bags bestimmt, die nach 13-jähriger Behandlung vergraben und zwei Jahre lang exponiert wurden. Signifikante Unterschiede zu den Kontrollen sind angegeben mit *p<0.05, **p<0.01.

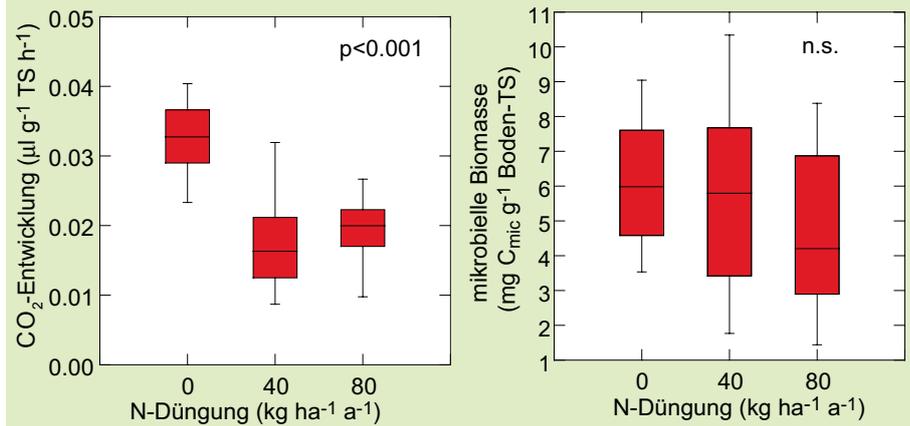


9.3.6 Mikrobielle Bodenatmung

Durch Stickstoff nimmt die mikrobielle Bodenatmung und damit potentiell der Abbau von organischer Substanz ab.

Stickstoff beeinflusst auch die Bodenmikrobiologie. Erste Untersuchungen von Bodenproben der N-Versuchsfläche Zugerberg zeigten, dass mit zunehmender N-Düngung die Bodenatmung deutlich abnahm (Abb. 72). Dies galt tendenziell auch für die mikrobielle Biomasse. Die Versuche werden durch die Arbeit von Wallenstein et al. (2006) bestätigt. Als Mass für die Aktivität der Bodenmikrofauna spiegelt die niedrigere Atmung einen geringeren Abbau von organischer Substanz wider.

Abb. 72: Mit zunehmender N-Düngung nimmt die Bodenatmung (links) ab, die mikrobielle Biomasse (rechts) tendenziell ebenfalls. Bodenproben aus dem N-Versuch Zugerberg.



9.3.7 Bodenversauerung

Durch Stickstoffeinträge wird der Bodenversauerungsprozess erheblich beschleunigt.



Foto 19: Stickstoffversuchsfläche Zugerberg mit Bodenwassersammlern.

Je nach mineralogischer Zusammensetzung des Bodens bewirkt Stickstoff eine erhebliche Beschleunigung der

Bodenversauerung (vgl. Kap. 6). So verursachte die Stickstoffdüngung in Form von NH_4NO_3 auf dem basen-

armen Standort der N-Versuchsfläche Zugerberg eine starke Abnahme des Verhältnisses von basischen Kationen (Ca, K, Mg) zu Aluminium (Al), abgekürzt BC/Al-Verhältnis, in der Bodenlösung bei gleichzeitigem Anstieg von Aluminium (Abb. 73) sowie eine deutliche Zunahme der Nitratauswaschung (Abb. 52). Ein BC/Al-Verhältnis von weniger als 1 gilt als kritisch für Wachstum und Gesundheit von Pflanzen (Sverdrup und Warfvinge 1993). In der Bodenlösung der Dauerbeobachtungsflächen besteht generell eine positive Korrelation zwischen Al und NO_3^- (Abb. 74), wobei eine Al-Konzentration von mehr als 0.2 mg l^{-1} als kritisch gilt (Posch et al. 2003).

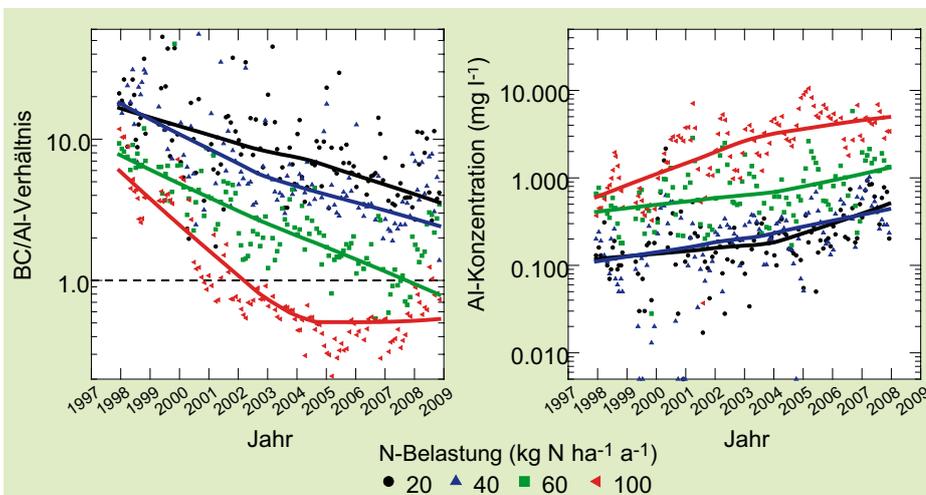
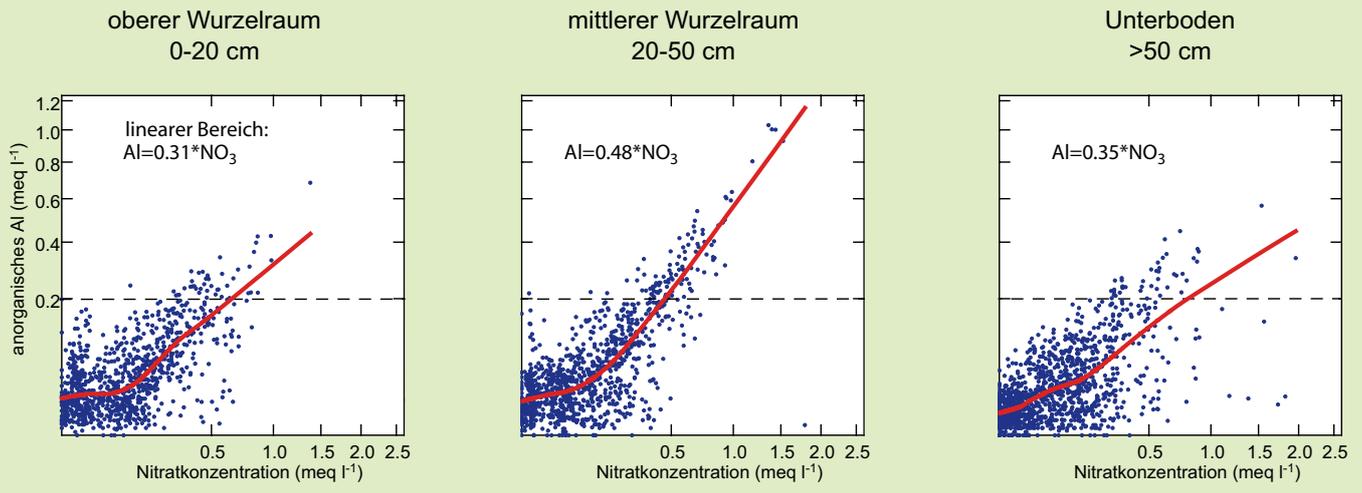


Abb. 73: Je höher die N-Belastung ist, umso rascher sinkt das Verhältnis zwischen basischen Kationen und Aluminium (links) und steigt die Aluminiumkonzentration (rechts). Bodenlösung der N-Versuchsfläche Zugerberg in 50 cm Tiefe. N-Deposition $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ entspricht der Kontrolle (atmosphärische N-Deposition am Standort).

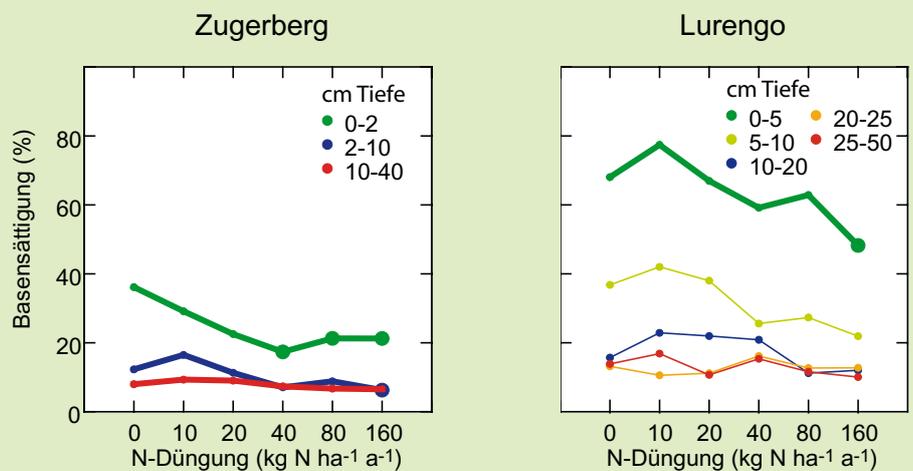
Abb. 74: Hohe Konzentrationen von Nitrat in der Bodenlösung werden von hohen Aluminiumkonzentrationen begleitet (Punkte: einzelne Bodenlösungsproben). Gestrichelte Linie: kritische Aluminiumkonzentration nach UNECE (1996).



Auf den sauren N-Versuchsflächen Zugerberg (ZG) und Lurengo (TI) wurde die Basensättigung in verschiedenen Tiefen nach 13 Jahren N-Düngung bestimmt. Ab einer Düngung von 40 kg N ha⁻¹a⁻¹ nahm in der Fläche Zugerberg die Basensättigung bis in eine Tiefe von 10 cm signifikant ab (Abb. 75). In tieferen Bodenschichten

betrug die Basensättigung im Mittel noch 10% und liegt somit deutlich im kritischen Bereich von unter 15%. In der N-Versuchsfläche Lurengo ist die Basensättigung im obersten Horizont erst bei 160 kg N ha⁻¹a⁻¹ signifikant vermindert. In den tiefer gelegenen Horizonten lassen sich lediglich Trends beobachten.

Abb. 75: Nach 13 Jahren N-Behandlung hat in der Versuchsfläche Zugerberg die Basensättigung in allen drei beprobten Bodenschichten abgenommen, in Lurengo nur im obersten Horizont. Dicke Linien: signifikante Abnahme mit zunehmender N-Düngung, dicke Punkte: signifikanter Unterschied zur Kontrolle (p<.05).



9.3.8 Parasitenbefall

Erhöhte Stickstoffbelastung bzw. eine Kaliumunterversorgung erhöhen die Anfälligkeit der Bäume gegenüber saugenden Insekten und Krankheiten.

Der Fichtennadelrostpilz *Chrysomyxa rhododendri* wurde in der Versuchsfläche Lurengo (TI) durch die Stickstoffdüngung gefördert (Abb. 76), wobei möglicherweise die durch Stickstoff verursachte Magnesiumunterversorgung eine Rolle spielte (Abb. 77). Auch

die Lärchen im N-Versuch Axalp (BE) wiesen einen erhöhten Befall durch den Nadelpilz *Meria laricis* mit zunehmender N-Düngung auf (Abb. 78, Foto 21). Dieser Pilz ist insofern bemerkenswert, als 2008 an den Lärchen im Alpenraum ein sehr starker Befall beob-

achtet wurde. Bei der Buche wurde wiederholt mit zunehmender N-Düngung ein erhöhter Befall des Laubes mit *Phomopsis* sp. gefunden (Abb. 79), wobei auch eine signifikante negative Korrelation mit der K-Konzentration im Laub festgestellt werden konnte (Abb. 80, Abb. 81).



Foto 20: Fruchtkörper des Fichtennadelrostes *Chrysomyxa rhododendri*

Abb. 76: Bei hohen N-Gaben ($>40 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$) nimmt der Befall von jungen Fichten in der N-Versuchsfläche Lurengo mit dem Fichtennadelrost *Chrysomyxa* zu. Balken=Standardfehler aus ANOVA. Kodierung 0: Befallsstufen 0 und 1 (sehr schwach), Kodierung 1: Befallsstufen >1 . p-Wert rechts oben: Unterschiede zwischen Düngungsstufen (ANOVA).

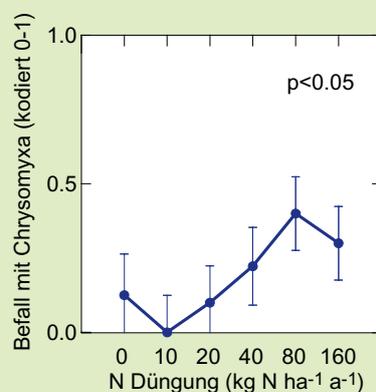
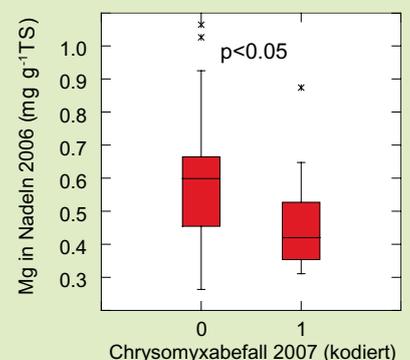


Abb. 77: Mit dem Fichtennadelrost befallene Fichten in der Versuchsfläche Lurengo haben eine geringere Mg-Konzentration in den (einjährigen) Nadeln.



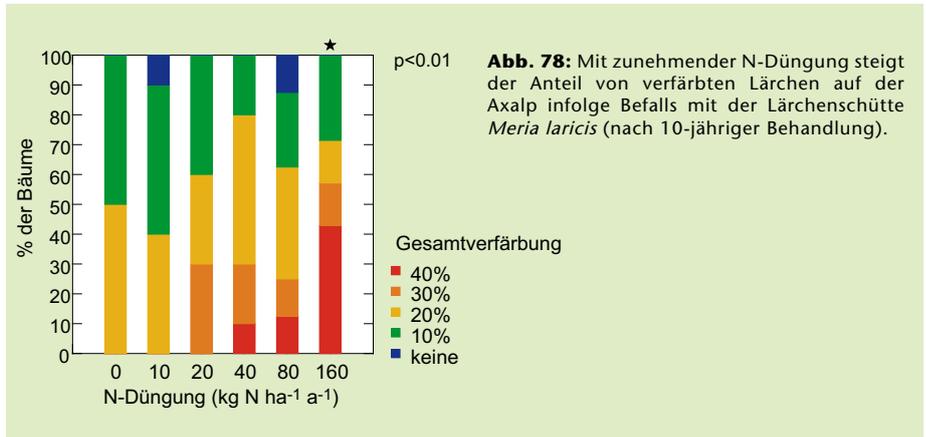
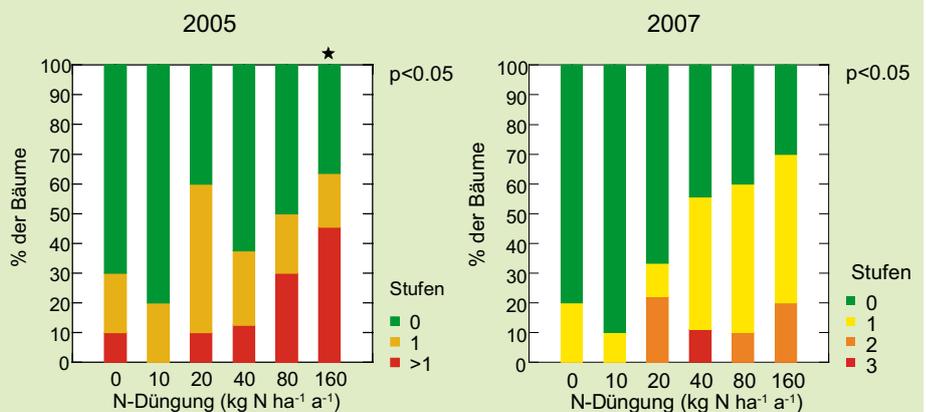


Abb. 79: Mit zunehmender N-Düngung steigt der Anteil von jungen Buchen mit Punktnekrosen am Laub. Diese Punktnekrosen werden durch *Phomopsis* sp. verursacht. Aufnahme in der N-Versuchsfläche Hochwald nach 13 (links) bzw. 15 Jahren Behandlung (rechts). Beide Beziehungen sind mit $p < 0.05$ signifikant. Unterschied zur Kontrolle signifikant mit $*p < 0.05$.



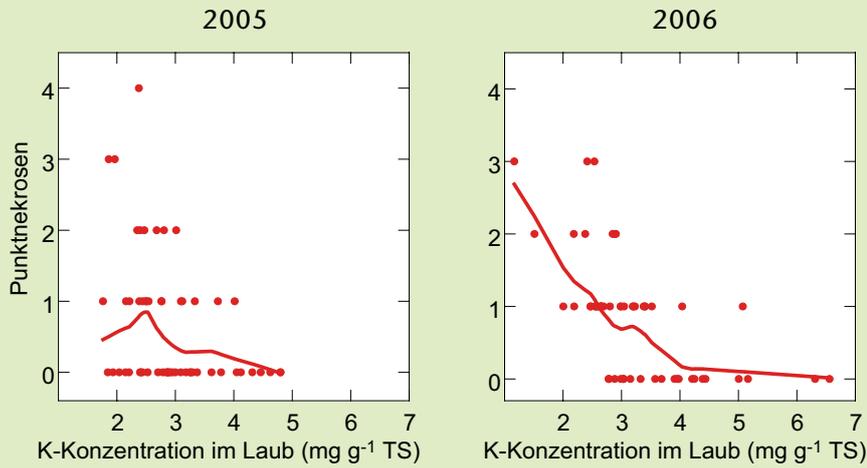


Abb. 80: Die durch *Phomopsis* sp. verursachten Punktnekrosen treten deutlich häufiger auf, wenn die Kaliumkonzentration im Laub tief ist. N-Versuchsfläche Hochwald, nach 13 bzw. 14 Jahren Behandlung. 2005: $p < 0.01$ 2006: $p < 0.001$.

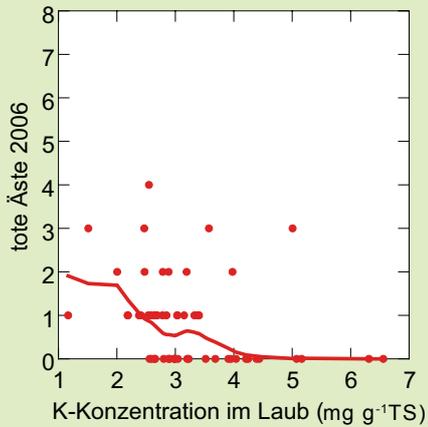


Abb. 81: Mit abnehmender K-Konzentration im Laub nimmt auch der Totastanteil bei den jungen Buchen in Hochwald zu. Auch dieser geht auf einen Befall mit *Phomopsis* sp. zurück ($p < 0.001$).

10 Klimaveränderung

Primär werden unsere Waldbäume durch die Klimaveränderung seitens des Wasserhaushaltes stark beeinflusst werden. Einerseits sagen die Modelle eine ungleichmäßigere Niederschlagsverteilung mit Starkregenereignissen und verstärkter Sommertrockenheit voraus. Andererseits bedeuten höhere Temperaturen aber

auch eine höhere Verdunstung. Diese Entwicklung muss zudem noch zusammen mit dem Stickstoffeinfluss auf den Wasserhaushalt gesehen werden, welcher den Trockenstress noch zusätzlich verstärken kann (vgl. Kap. 9.3.4). Interaktionen zwischen Trockenheit und Bodenversauerung sind ebenfalls denkbar, aber bisher nicht

untersucht. Immerhin ist in basenarmen Böden die Durchwurzelungstiefe vermindert (Puhe 1994, Braun et al. 2005), damit steht den Bäumen ein geringerer Wasservorrat zur Verfügung.

10.1 Stammflussmessungen

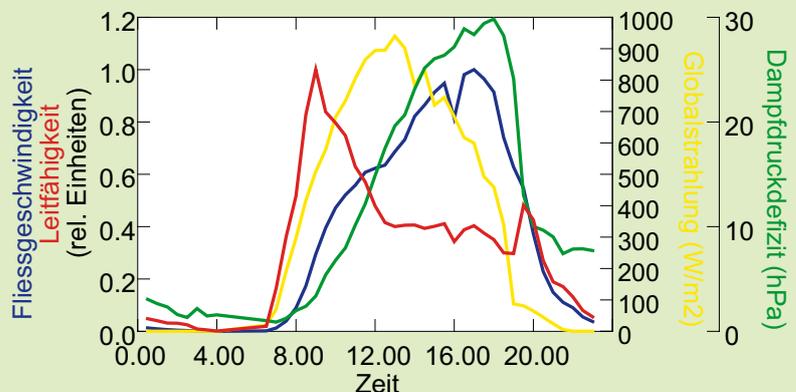
Der Wasserfluss im Stamm kann mit Thermosondenpaaren gemessen werden. Eine der Sonden ist beheizt. Je rascher das Wasser im Stamm aufsteigt, umso stärker wird die beheizte Sonde abgekühlt (Granier 1985). Solche Sonden wurden in Buchen- und Fichtenstämmen eingesetzt. Mit den Messungen werden folgende Ziele verfolgt:

- Beschreibung und Quantifizierung der Reaktion der Bäume auf Umwelteinflüsse (Witterung, Bodentrockenheit, jahreszeitliche Variation).
- Berechnung der Ozonaufnahme (Ozonflux).
- Untersuchung des Wasserhaushalts in Abhängigkeit der Stickstoffbelastung.

Foto 22: Einsetzen von Stammflusssonden in einen Buchenstamm.



Abb. 82: Beispiel eines Tagesverlaufs der Stammflussgeschwindigkeit bei einer Buche in Muri (AG) zusammen mit meteorologischen Parametern. Die Gesamtverdunstung (Fließgeschwindigkeit) folgt vor allem der Strahlung und dem Dampfdruckdefizit, während der Öffnungszustand der Spaltöffnungen (Leitfähigkeit) bereits schon im Laufe des Vormittags reduziert wird.

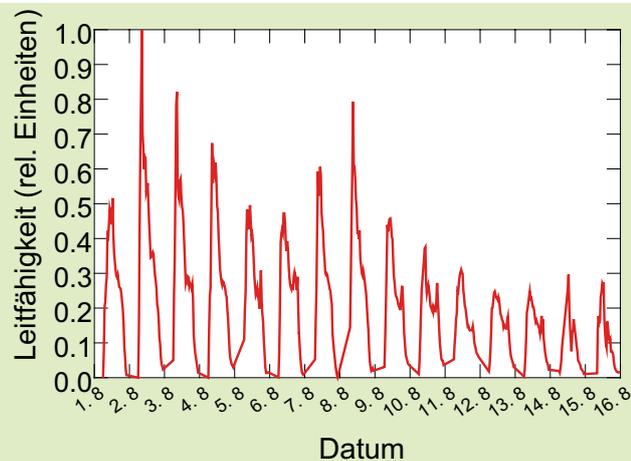


Der Wasserfluss ist umso grösser, je höher die Verdunstungskraft der Atmosphäre ist, d.h. bei hoher Sonneneinstrahlung, hoher Temperatur und hohem Dampfdruckdefizit (Abb. 82). Dies sagt noch nicht unbedingt etwas aus über den Öffnungszustand der Spaltöffnungen. Dieser kann je-

doch aus den Stammfluss- und den meteorologischen Daten berechnet werden (Köstner et al. 1992). Wie ebenfalls aus Abb. 82 ersichtlich ist, erreicht die stomatare Leitfähigkeit ihren höchsten Wert schon während des Vormittags. Ist die Luft trocken (hohes Dampfdruckdefizit), so wer-

den die Spaltöffnungen geschlossen. Eine ähnliche Reaktion erfolgt, wenn der Boden austrocknet. Dies konnte im Laufe des Sommers 2003 an den Buchen in Muri (AG) beobachtet werden (Abb. 83).

Abb. 83: Während der Trockenperiode im Sommer 2003 nimmt die Leitfähigkeit (Öffnungszustand der Spaltöffnungen) kontinuierlich ab (Buche in Muri).

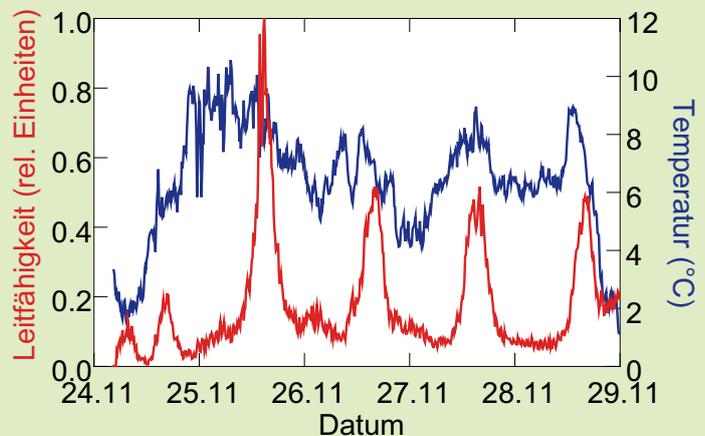


Bei den Fichten interessierte unter anderem die Frage, inwieweit die Bäume im Winter aktiv sind. Wie aus Abb.

84 ersichtlich ist, öffnen die Bäume auch während einer Wärmeperiode im Winter ihre Spaltöffnungen. Dies

sogar an der Waldgrenze mit üblicherweise sehr harten Wintern.

Abb. 84: Auch im Winter öffnen die Fichten ihre Spaltöffnungen während einer Wärmeperiode (rot: Tagesverläufe der Leitfähigkeit auf der Wengernalp, blau: Lufttemperatur).



10.2 Bodenwasser

10.2.1 Messwerte

Von 2003 bis 2006, z.T. auch 2008, war die Wasserverfügbarkeit während der Sommermonate vor allem in der Nordwestschweiz vermindert. Im Jahr 2007 war der Boden den ganzen Sommer über genügend mit Feuchtigkeit versorgt.

Mit Hilfe von Thetasonden, Equitensio-
metern und Gipsblöcken werden in
11 Beobachtungsflächen Messungen
des Bodenwasserhaushaltes durchge-
führt. Die Thetasonden messen den
volumetrischen Wassergehalt des Bo-
dens, die Equitensiometer und Gips-
blöcke die für die Pflanzenverfügba-
rkeit entscheidende Wasserspannung.
Für die in den nachstehenden Abbil-
dungen dargestellten Flächen könn-
en aufgrund von genügend langen
Parallelmessungen von Bodenwasser-
spannung und Bodenwassergehalt
Grenzwerte für eine Einschränkung
der Transpiration festgelegt werden,
was eine bessere Interpretation der
Messwerte erlaubt. Die kontinuier-
lichen Messungen lassen markante
Unterschiede der Wasserverfügba-
rkeit zwischen Regionen und Jahren
erkennen.

In den beiden Nordwestschweizer
Flächen Brislach (BL) und Riehen (BS)
war die Wasserverfügbarkeit in den
Jahren 2003 bis einschliesslich 2006
sowie 2008 für längere Zeiträume
während der Vegetationsperiode ver-
mindert. Das Jahr 2007 dagegen war
feucht (Abb. 85, Abb. 86). In den
Mittellandflächen Aeschi (SO) und
Frienisberg (BE) war die Wasserver-
fügbarkeit wesentlich besser (Abb.
87, Abb. 88). So war im Gegensatz
zur Nordwestschweiz in 2004 die
Wasserverfügbarkeit über deutlich
längere Zeiträume ausreichend hoch,
auch 2007 und 2008 (Tab. 19).

Abb. 85: Bodenwassergehalt in der Beobachtungsfläche Brislach. Gestrichelte Linie bei 50 cm Tiefe: Wassergehalt bei -0.05 MPa, der Grenze zu eingeschränkter Pflanzenverfügbarkeit.

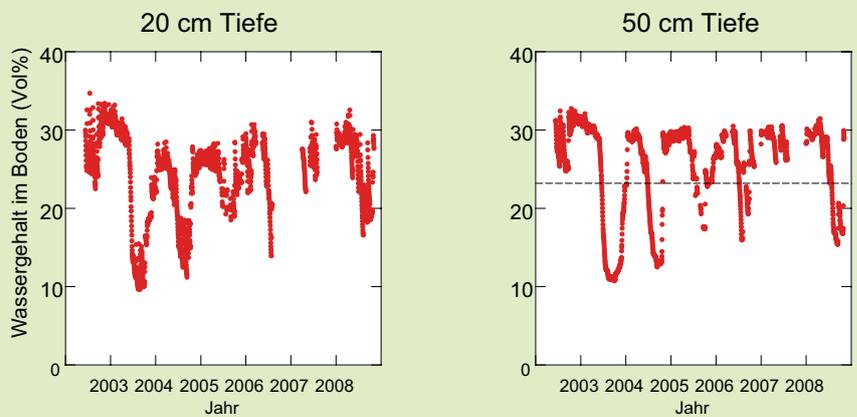


Abb. 86: Bodenwassergehalt in der Beobachtungsfläche Riehen. Gestrichelte Linie bei 40 cm Tiefe: Wassergehalt bei -0.05 MPa, Grenze zu eingeschränkter Pflanzenverfügbarkeit.

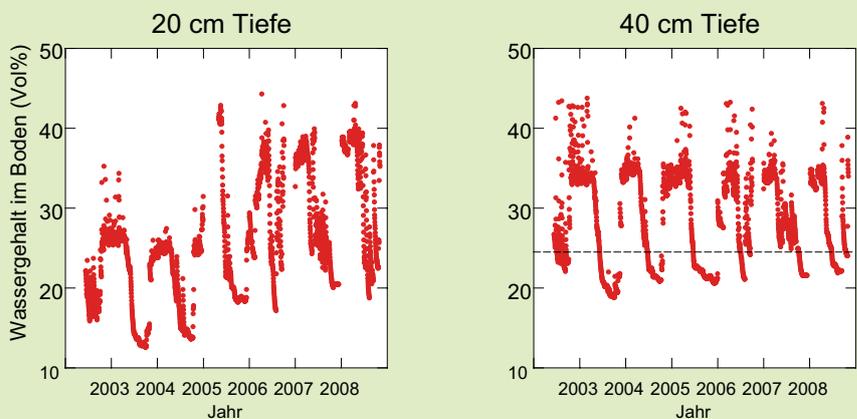


Abb. 87: Bodenwassergehalt in der Beobachtungsfläche Aeschi. Gestrichelte Linie bei 40 cm Tiefe: Wassergehalt bei -0.05 MPa, der Grenze zu eingeschränkter Pflanzenverfügbarkeit. Die hohen Spitzenwerte in 40 cm Tiefe entsprechen Perioden mit gehinderter Versickerung.

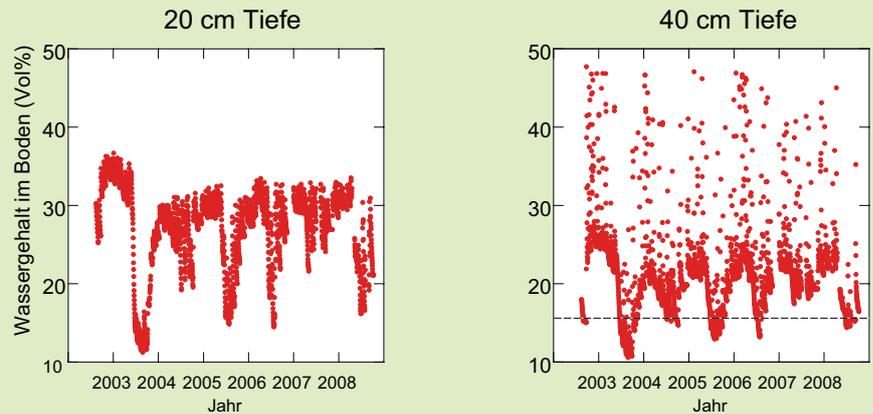
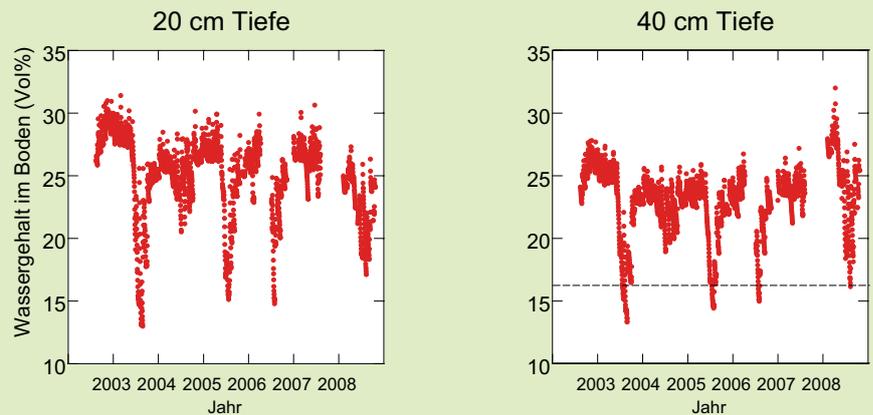


Abb. 88: Bodenwassergehalt in der Beobachtungsfläche Frienisberg. Gestrichelte Linie bei 40 cm Tiefe: Wassergehalt bei -0.05 MPa, der Grenze zu eingeschränkter Pflanzenverfügbarkeit.



Tab. 19: Prozent der Zeit während der Vegetationsperiode, während der aufgrund der Messungen der Bodenwasserspannung eine Einschränkung der Wasseraufnahme angenommen werden muss (Messung in 40-50 cm Tiefe).

Fläche	Textur	Tiefe (cm)	Höhe ü.M.	Prozent der Zeit mit Bodenwasserpotential <-0.05 MPa zwischen Mai und September									Mittelwert	Std. Abw.
				2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008				
Brislach	lehmgiger Sand	50	725	1.8	69.9	74.8	38.5	42.9	1.6	43.5	39.0	±29.0		
Riehen	Ton	40	435	73.2	79.3	77.6	64.8	30.1	9.6	44.1	54.1	±26.8		
Aeschi	schluffiger Lehm	40	510	25.5	58.5	4.6	24.2	9.5	0.0	16.0	19.7	±19.5		
Frienisberg	Schluff	40	470	0.0	19.3	0.0	10.3	12.8	0.0	0.3	6.1	±8.0		

10.2.2 Modellierung des Bodenwassers

Für die Berechnung von Auswaschungsfrachten sowie für die Quantifizierung des Trockenstresses ist die Anwendung von Bodenwassermodellen angezeigt. Es wurde das Modell Wasim-ETH (Schulla und Jasper 2007) verwendet. Dieses erlaubt die Berücksichtigung von mehreren Schichten von Boden und Vegetation und wurde in einem Wassereinzugsgebiet der Thur hydrologisch validiert (Schulla 1997). Die vom Modell berechneten Sickerwassermengen wurden mit den Mengen verglichen, die von Meteotest für die Beobachtungsflächen aufgrund des hydrologischen Atlases der Schweiz (Landeshydrologie 1992)

geschätzt wurden (Abb. 89). Die modellierten Bodenwassergehalte wurden zudem verglichen mit den in Kap. 10.2.1 vorgestellten Messwerten. Wie aus Abb. 90 ersichtlich ist, ist die Übereinstimmung recht gut. Das Modell ist demnach ein taugliches Mittel, um auch rückwirkend den

Trockenstress für den Wald zu quantifizieren. Wie aus Abb. 91 und Abb. 92 hervorgeht, waren die Jahre 2004 und 2005 annähernd gleich trocken wie 2003, sowohl was die Sickerwassermenge als auch die Zahl der Tage mit einem verfügbaren Bodenwassergehalt von <80% anbelangt.

Abb. 90: Vergleich zwischen gemessenen und modellierten Bodenwassergehalten für die Beobachtungsfläche Frienberg (20 cm Tiefe).

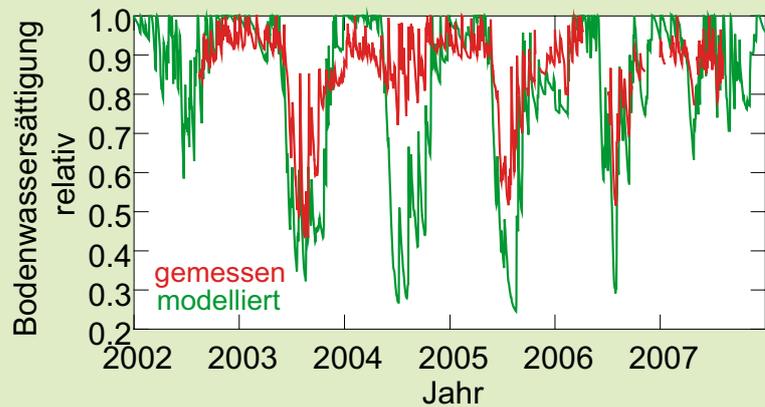


Abb. 89: Vergleich der von Wasim modellierten Sickerwassermengen (Mittelwert 1981-2008) mit den aufgrund des hydrologischen Atlases für die Beobachtungsflächen geschätzten Werten (34 Beobachtungsflächen mit Bodenlösung).

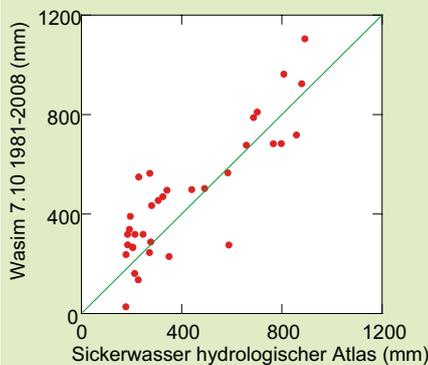


Abb. 91: Niederschlags-, Verdunstungs- und Sickerwassermengen für die Jahre 1981-2008 (Mittelwert aus 34 Lysimeterflächen).

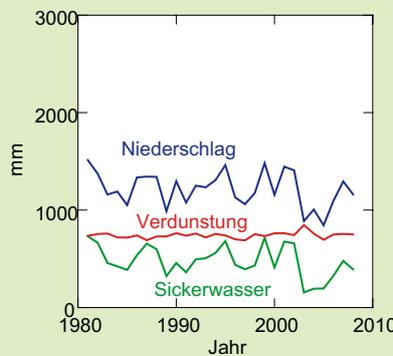
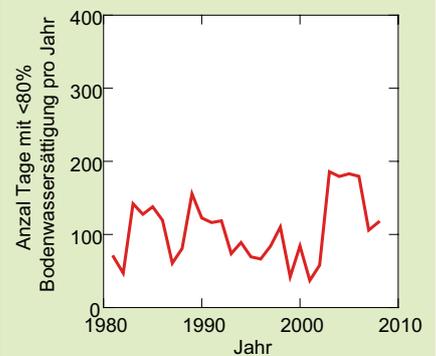


Abb. 92: Anzahl Tage pro Jahr mit einer Bodenwassersättigung von <80%. Gleiches Kollektiv wie in Abb. 91.



11 Ozon

Die Ozonbelastung ist immer noch hoch genug, um Wachstumsreduktionen bei Waldbäumen zu verursachen.



Foto 23: Ozonschädigung an Buchenblatt.

Ozon ist ein stark pflanzenschädlicher Luftschadstoff. Für den zur Zeit gültigen Grenzwert der UNECE für Wald (Critical Level) werden alle Ozonstundenmittelwerte über 40 ppb während der Tageslichtstunden zum sog. AOT40 aufsummiert (Fuhrer und Achermann 1999, Karlsson et al. 2004). Diese Summe soll 5 ppm h pro Vegetationsperiode nicht überschreiten (UNECE 2004). Obgleich die in Schönenbuch (BL) gemessenen Werte seit 1985 stark abgenommen haben, wird die Jahressumme von 5 ppm h immer noch überschritten (Abb. 93). Gleiches gilt auch für die übrigen mit Ozonmessungen im Nahbereich von Dauerbeobachtungsflächen (Abb. 94). Allerdings basiert dieser Grenz-

wert auf Experimenten mit Keimlingen und Jungpflanzen, während über die Ozonwirkung auf ausgewachsene Bäume wenig bekannt ist (Fredericksen et al. 1996, Kolb und Matyssek 2001). Kontrollierte Experimente mit ausgewachsenen Waldbäumen sind technisch extrem aufwändig und wurden deshalb nur an wenigen Orten durchgeführt (Karnosky et al. 2005; Nunn et al. 2002). Als Ergänzung bieten sich epidemiologische Auswertungen an, beispielsweise von Stammzuwachs (Braun et al. 1999) oder Triebwachstum (Braun et al. 2007). Die Triebwachstumsdaten der Buchen aus den Dauerbeobachtungsflächen wurden zusammen mit dem Fruchtbehang sowie mit meteorologischen Daten und modellierter Bodentrockenheit ausgewertet (Tab. 20). Es wurde tatsächlich eine negative Beziehung mit Ozon gefunden. Diese entspricht einer Wachstumsreduktion um 7.4% bei einer Zunahme des AOT40 um 10 ppm h AOT40 und liegt damit sehr nahe bei der für die Keimlinge beobachteten Wachstumsreduktion (-7.3% pro 10 ppm h). Dieses Ergebnis deutet an, dass die Epidemiologie ein wertvolles Instrument zur Herleitung von Grenzwerten ist. Es zeigt auch den Wert eines grossen, gut untersuchten Datensets.

Allerdings ist nur Ozon schädlich, das durch die Spaltöffnungen in die Blätter eindringen kann. Diese Aufnahme ist deshalb nicht nur abhängig von der externen Ozonkonzentrationen, sondern auch vom Öffnungszustand der Spaltöffnungen. Diesen zu beschreiben, ist eines der Ziele der Stammflussmessungen (vgl. Kap. 10.1). Die zukünftigen Belastungsgrenzen der UNECE werden auf diesem Ozonflux basieren (UNECE 2004). In Abb. 95 ist der Vergleich zwischen der alten und der neuen Berechnungsart dargestellt. Gemäss dieser Berechnung war die Ozonaufnahme im Jahr 2003 nicht besonders hoch. Und auch die Belastung im Tessin fällt geringer aus, als man von den hohen Ozonkonzentrationen erwarten müsste.

Abb. 93: Entwicklung der Ozonbelastung in Schönenbuch als AOT40 (UNECE 2004). Gestrichelte Linie: Grenzwert.

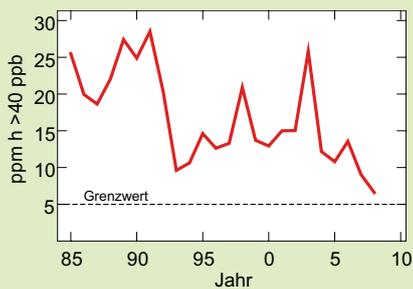


Abb. 94: Ozonbelastung in fünf ländlichen Messstationen im Nahbereich von IAP-Waldbeobachtungsflächen zwischen 1997 und 2007.

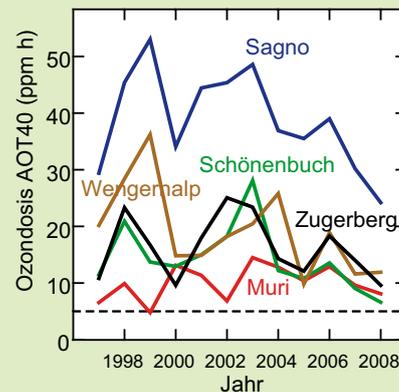
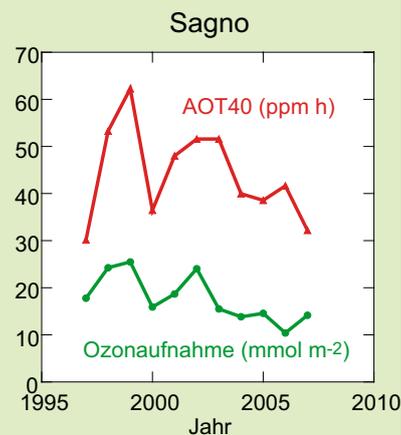
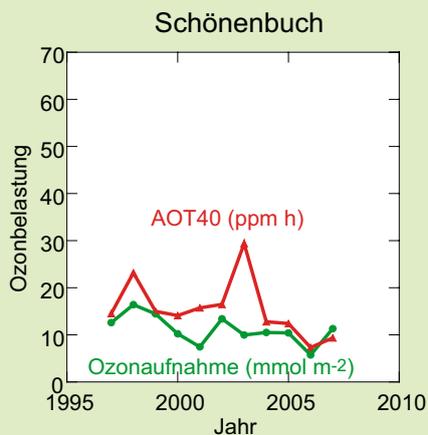


Abb. 95: Ozonbelastung aufgrund des AOT40 (alte Definition der UNECE, Critical Level 5 ppm h) und aufgrund der Aufnahme durch die Spaltöffnungen (Flux). Parametrisierung mit Stammflussdaten.



Tab. 20: Am besten erklärt der Fruchtbehang (im Vorjahr und zwei Jahre zuvor) die Variationen des Triebwachstums bei der Buche. Die Sonnenscheindauer des Vorjahrs ist positiv, Trockenheit und Ozon negativ korreliert. Die Koeffizienten sind für eine direkte Vergleichbarkeit standardisiert.

	Koeffizient	p-Wert
Ozon AOT40 Vorjahr	-0.00864	0.0121
Anzahl Tage mit Bodenwasser <50% Vorjahr	-0.00983	0.0131
Fruchtbehang Vorjahr	-0.03227	<.0001
Fruchtbehang zwei Jahre zuvor	-0.02092	<.0001
Sonnenscheindauer Vorjahr	0.01727	0.0015

12 Phytopathologische Untersuchungen

12.1 Fallstudie an Fichten im Raum Wangen/Volketswil (ZH)

Fichten im Glatttal (ZH) und am Jurasüdhang bei Grenchen (SO) zeigten akute Kaliummangelvergilbungen, z.T. kombiniert mit einem erhöhten Befall mit Schildläusen und Borkenkäfern. Kaliumdüngung andererseits erhöhte die Harzkanaldichte und damit das Abwehrpotential gegenüber Borkenkäfern.



Foto 24:
Fichten im Raum Volketswil.

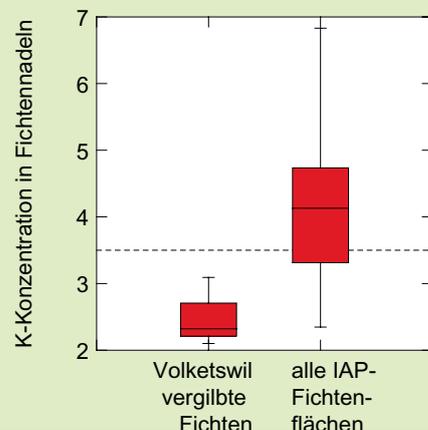
Bei Fichten im Glatttal (Wangen/Volketswil) wurde im Sommer 2005 ein ausserordentlich hoher Befall mit der Grossen Fichtenquirilschildlaus (*Physokermes piceae*) beobachtet (Foto 24, Foto 25). In der Folge wurden viele Bäume von Borkenkäfern befallen. Nach Auskunft von Dr. H.P. Stutz (Amt für Landschaft und Natur des Kantons Zürich) mussten Fichtenbestände auf rund 120 ha gefällt werden. Stichprobenuntersuchungen an befallenen Fichten ergaben einen akuten Kaliummangel (Abb. 96). Dieser K-Mangel

ist sicher zum Teil standortsbedingt, andererseits kann er durch die hohe N-Deposition zusätzlich verstärkt worden sein (Abb. 55, Abb. 61). In der Folge kann sich die Parasitenanfälligkeit erhöhen (Marschner 1995; Prabhu et al. 2007). Insbesondere saugende Insekten und Milben werden durch K-Mangel gefördert (Brüning und Uebel 1968; Chaboussou 1973; Perrenoud 1976).



Foto 25:
Fichtenquirilschildlaus (*Physokermes piceae*).

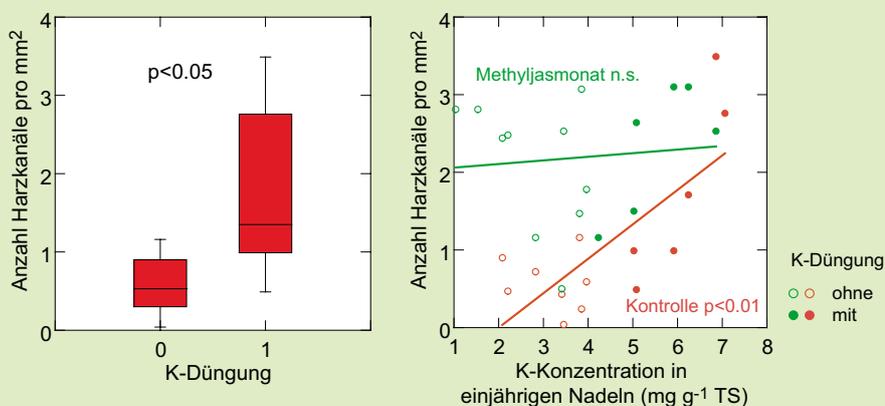
Abb. 96: K-Konzentration in Fichtennadeln aus dem Raum Wangen/Volketswil im Vergleich zu allen IAP-Waldbeobachtungsflächen (rechts). Gestrichelte Linie: untere Grenze des Normalversorgungsbereichs nach Stefan et al. (1997). Der Unterschied ist signifikant mit $p < 0.001$.



In den Jahren 2006 bis 2008 wurden acht Bäume mit Kalium gedüngt ($80 \text{ kg K ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Um die Resistenz gegenüber Borkenkäfern zu prüfen, wurden Teile der Rinde mit einer Methyljasmonatlösung behandelt. Dieses in der Abwehr beteiligte Hormon simuliert einen Borkenkäferbefall und führt zur Bildung von traumatischen Harzkanälen (Franceschi et al. 2002). Mit Methyljasmonat behandelte Bäume waren resistenter gegenüber dem mit den Borkenkäfern assoziierten

Bläuepilz *Ceratocystis polonica* (Zeneli et al. 2006), der für die Mortalität nach Borkenkäferbefall massgeblich verantwortlich ist (Horntvedt et al. 1983). Die K-Düngung resultierte zusätzlich zur Methyljasmonatbehandlung in einer signifikanten Zunahme der Anzahl traumatischen Harzkanäle im Holz, nicht aber des Flächenanteils. Dennoch dürfte eine potentiell bessere Abwehr gegenüber Borkenkäfern daraus resultieren (Abb. 97).

Abb. 97: Harzkanäle im Splintholz der Fichten im Kaliumdüngungsversuch Wangen. Links in Beziehung zur K-Düngung (ohne Methyljasmonatbehandlung), rechts Streudiagramm zwischen K-Konzentration in einjährigen Nadeln und Harzkanälen.



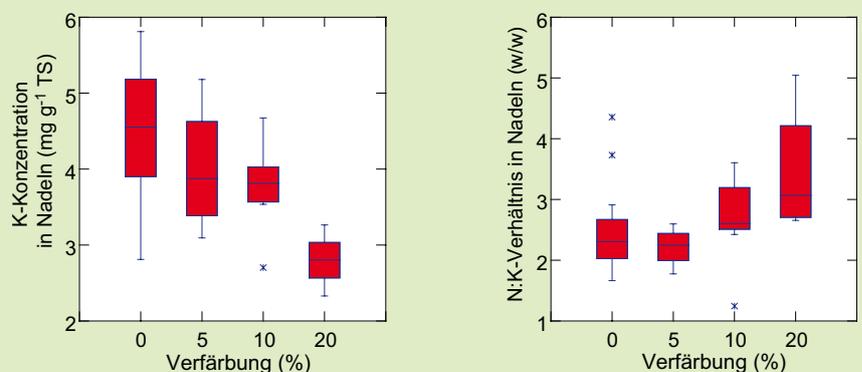
12.2 Fallstudie an Fichten am Grenchenberg (SO)

Am Jurasüdhang oberhalb von Grenchen (SO) wurde 2006 ebenfalls ein überdurchschnittlich starker Abgang von Fichten beobachtet. Die Bäume waren teilweise stark vergilbt, wobei vitale Bäume teilweise neben verlichteten, vergilbten Bäumen standen. Auch hier ergaben Nadelanalysen einen Zusammenhang zwischen Verfärbung und Kaliumkonzentration (Abb. 98). Vergleichende Wurzeluntersuchungen am Grenchenberg (SO) und in Magglingen (BE) (ähnliche Bodenverhältnisse, Exposition und Baumalter) mit der Impedanzmethode nach Aubrecht et al. (2006) deuten auf ein vermindertes Wurzelwerk der Grenchenbergfichten hin.



Foto 26: Nadelvergilbung an den Fichten am Grenchenberg.

Abb. 98: Beziehung zwischen der Verfärbung mit der Kaliumkonzentration (links, $p < 0.01$) sowie dem Verhältnis zwischen Stickstoff und Kalium (rechts, $p < 0.01$).



12.3 Pilzisolierungen an verschiedenen Baumarten

Im Winter 2006/07 wurden aussergewöhnlich hohe Schädigungen an verschiedenen Baumarten in den Langen Erlen bei Basel (BS) insbesondere beim Stangen- und schwachen Baumholz beobachtet. Da neue oder bekannte gefährliche Parasiten als Schadursachen nicht ausgeschlossen werden konnten, wurde eine ausführliche Beprobung an 22 Bäumen durchge-

führt. Die Untersuchungen ergaben keine einheitliche Schadursache. Oft wurden Schwächeparasiten isoliert, was auf eine vorgängige Schwächung der Bäume, z.B. durch die trockenen Jahre 2003 und 2005, hinweist. So tritt *Cryptosporiopsis grisea* vor allem nach Trockenstress parasitisch auf. Einige der gefundenen Pathogene sind allerdings als gefährlich einzustufen,

nämlich *Fusarium oxysporum*, *Botryosphaeria dothidea* und vor allem *Botryosphaeria obtusa* (Tab. 21). Das Auftreten der beiden letzteren Pilze ist in Mitteleuropa eher neu (Steinfath 2006). *Fusarium solani* und *F. oxysporum* wurden auch im Kanton Zug in einem jungen, stark geschädigten Bergahornbestand isoliert.

Tab. 21: In den Langen Erlen isolierte Pathogene

Baumart	vermutliche Haupterreger	Symptom
<i>Acer platanoides</i>	<i>Steganosporium pyriforme</i>	Absterben von Ahornarten
	<i>Fusarium oxysporum</i>	Welke und Absterben von Bäumen
<i>Quercus robur</i>	<i>Fusarium solani</i>	Rücksterben von Zweigen
<i>Fraxinus excelsior</i>	<i>Fusarium lateritium</i>	Rücksterben von Zweigen
	<i>Phomopsis</i> sp.	befällt Stamm
<i>Carpinus betulus</i>	<i>Cryptosporiopsis fasciculata</i> (<i>Pezicula carpinea</i>)	spezifisches Pathogen für Hagebuche, Absterben von Zweigen
	<i>Cryptosporiopsis grisea</i> (<i>Pezicula cinnamomea</i>)	saprophytisch → parasitisch, Zweigsterben und Stammkrebs (Eiche)
	<i>Botryosphaeria dothidea</i>	Absterben von Ästen
<i>Tilia cordata</i>	<i>Cryptosporiopsis grisea</i>	Absterben von Ästen
<i>Juglans nigra</i>	<i>Botryosphaeria obtusa</i>	befällt Äste und Stamm, führt schnell zum Absterben des Baumes
	<i>Cryptosporiopsis grisea</i>	Absterben von Ästen

Ein stark geschädigter Kirschbaumbestand im Allschwiler Wald (BL) war einerseits mit dem Wurzelschwamm *Heterobasidion annosum* („Rotfä-

le“) befallen. Andererseits wurde aus den abgestorbenen Ästen der Kirschbäume der phytopathogene Pilz *Gibberella baccata* (Anam. *Fusarium la-*

teritium) isoliert. Dieser Befall führte zu einem erheblichen Zurücksterben der Krone bei mehr als der Hälfte der Bestandesbäume.

Im Gemeindewald von Rünenberg und Allschwil (beides BL) konnte im Frühjahr 2009 in einer Jungwuchsfläche von Eschen ein Triebsterben festgestellt werden, das wahrscheinlich durch den pathogenen Pilz *Chalara fraxinea* verursacht wurde (noch in Abklärung) (Foto 27) (Engesser et al. 2009).

Foto 27: Das Absterben dieser Triebspitzen von Eschen aus Rünenberg wird vermutlich durch den Pilz *Chalara fraxinea* verursacht, einem aggressiven Krankheitserreger.



13 Schlussfolgerung

Die 25-jährige Walddauerbeobachtung zeigt deutlich, dass im Wald schleichende Prozesse ablaufen, die sich auf das Ökosystem nachhaltig auswirken können. Die Ernährung der Bäume mit Phosphor, Magnesium und Kalium hat stark abgenommen. Insbesondere im Hinblick auf künftige Klimaveränderungen dürfte der Kaliumversorgung, welche die Regulation des Wasserhaushalts direkt beeinflusst, eine zentrale Stellung zukommen. Phosphor spielt eine bedeutende Rolle bei Wachstumsprozessen. Dies legt nahe, dass die Abnahme der Phosphorkonzentrationen beim beobachteten Wachstumsrückgang entscheidend beteiligt ist. Sicher sind auch Witterungsfaktoren wie die Trockenjahre 2003 und 2005 ein wichtiger Faktor. Diese Witterungsextreme allein erklären die Vorgänge im Wald jedoch nicht.

Die Ursache für den sich verschlechternden Nährstoffstatus dürfte vornehmlich in der zu hohen Stickstoffdeposition zu suchen sein. Durch die hohe Stickstoffbelastung wird nicht nur die Nährstoffverfügbarkeit im Boden verschlechtert, sondern auch die Versorgung der Bäume durch Mykorrhizapilze und das Feinwurzelsystem. Der Wasser- und Nährstoffhaushalt und damit auch die Trockenresistenz werden so negativ beeinflusst, während sich gleichzeitig die Anfälligkeit für Parasiten erhöht. Durch die Stickstoffbelastung werden zudem die Bodenversauerungsprozesse beschleunigt. Dies wiederum wirkt sich ungünstig auf die Tiefenverwurzelung aus, mit der Folge einer erhöhten Empfindlichkeit auf Trockenheit und einer erhöhten Windwurfanfälligkeit, wie dies Untersuchungen nach dem Sturm Lothar ergaben.

Die vorliegenden Ergebnisse zeigen dringenden Handlungsbedarf. Als primäres Ziel muss die Stickstoffbelastung reduziert werden. Als Empfehlung an die Forstpraxis kann ferner die Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit insbesondere auf basenarmen Waldstandorten durch die Förderung des Nährstoffrecyclings, sowohl durch die Wahl der Betriebsart wie Dauerwald als auch durch die Baumartenwahl, unterstützt werden. Baumarten mit rasch abbauender Streu wie Ahorn, Eschen und Linden fördern das Nährstoffrecycling, und Baumartenmischungen mit unterschiedlicher Durchwurzelungstiefe erschliessen einen grösseren Bodenraum. Bei der Entnahme von Biomasse ist der Tatsache Beachtung zu schenken, dass sich der grösste Nährstoffanteil in Ästen und Laub befindet und dieser im Wald zurückgelassen werden sollte. Aber im Verhältnis zum Handlungsbedarf auf lufthygienischer Seite ist die Wirkung der genannten Massnahmen zur Erhöhung der Nachhaltigkeit begrenzt.

14 Verdankung

Für die Unterstützung, das rege Interesse sowie aktive Mithilfe danken wir ganz herzlich Beat Achermann, Sabine Augustin, Max Fischer, Adrian Lukas Meier, Marcel Murri, Sylvia Nussbaum, Gerold Schwager, Jean-Marc Singy, Dr. Hans-Peter Stutz und Dr. Richard Volz. Ebenfalls danken möchten wir Frau Dr. Liliane Petrini für die Pilzbestimmung, Daniel Kurz, Beat Rihm und Dr. Salim Belyazid für die Modellierungen, Thomas Burger und Richard Stocker für die pflanzensoziologischen Aufnahmen, Dr. Christian Schindler für die statistische Beratung, Dr. Urs Eggenberger für die Röntgenaufnahmen der Mangananreicherung, Dr. Rolf Siegwolf und René Fischer für die Isotopenanalysen, Giuseppe Tettamanti und Beat Bossert für die Möglichkeit, eine Meteo- und Ozonmessstation aufzustellen sowie Mariana Alem Zabalaga, Harald Askilrud, Ungut-Od Danjiilaa, Caroline Göhler, Meredith Gray, Karolina Köppl, Ines Pleier und weiteren Praktikanten und Praktikantinnen für die Mithilfe bei Feld- und Laborarbeit. Insbesondere gilt unser Dank aber auch allen Kantonsobförstern der beteiligten Kantone: Jürg Froelicher, Paul Gruber, Dr. Heinz Kasper, Ueli Meier, Alain Morier, Walter Schwab, Hansruedi Walter und Dr. Martin Winkler. Aber auch allen Kreis- und Revierförstern und den Waldeigentümern, deren Unterstützung und Interesse wir stets in grosszügiger Weise erfahren durften, sei an dieser Stelle ganz herzlich gedankt.

15 Glossar

Abiotisch:

unbelebt (hier gebraucht im Gegensatz zu biotisch, d.h. im Zusammenhang mit lebenden Organismen stehend).

Acidität:

Säureaktivität (s. auch pH-Wert)

Anionen:

negativ geladene Ionen (z.B. NO_3^-).

Anthropogen:

durch den Menschen verursacht.

AOT40:

(engl.) accumulated exposure over a threshold of 40 ppb. Kritische Dosis für Ozon. (siehe Dosis).

Assimilattransport:

Transport der in den Blättern gebildeten Kohlenhydrate (Assimilate) in andere Pflanzenteile.

Ausreichende Versorgung:

Versorgungsgrenze, oberhalb derer eine zusätzliche Düngung in der Regel keine positive Wirkung mehr hat.

Austauschkapazität: die Fähigkeit, eine bestimmte Menge geladener Teilchen (Ionen) zu binden und im Austausch gegen andere Ionen wieder freizugeben. Im Boden betrifft dieser Prozess fast ausschliesslich positiv geladene Ionen (Kationen). Eine hohe Austauschkapazität bedeutet ein gutes Speicherungsvermögen des Bodens für Nährstoffe.

Basensättigung:

prozentualer Anteil der basischen Kationen Kalzium, Magnesium, Kalium und Natrium an der Austauschkapazität des Bodens. Die übrigen Stellen sind vor allem durch Aluminium belegt. Eine niedrige Basensättigung ist charakteristisch für saure Böden.

Basische Kationen:

Positiv geladenen Ionen (Kalium, Kalzium, Magnesium, Natrium) die im Boden neutral wirken.

BC/Al-Verhältnis:

Verhältnis der basischen Kationen (BC, Kalzium, Magnesium, Kalium) zu Aluminium (Al) auf der Basis der Äquivalentgewichte. Erreicht das Verhältnis in der

Bodenlösung den Wert von 1, besteht das Risiko von Wurzelschädigungen.

Bestandesgrundfläche:

Die Summe der Querschnittfläche aller Bäume bezogen auf die Bodenfläche (üblicherweise eine Hektare).

Bodenacidität:

saure Reaktion des Bodens; Fähigkeit, bei Reaktion mit der Bodenlösung Protonen (Säureionen) freizusetzen. Die Bodenacidität wird als pH-Wert in einer Suspension von Wasser oder einer verdünnten Salzlösung (CaCl_2) gemessen.

Bodenversauerung:

Zunahme der Bodenacidität. Basische Kationen werden ausgewaschen und Aluminium durch die Verwitterung freigesetzt. Aluminium-Ionen wirken schon in geringen Mengen toxisch (giftig) auf die Feinwurzeln der Bäume und die Bodenorganismen.

Critical Level:

Maximale Schadstoffkonzentration, bei deren Überschreitung schädliche Wirkungen auf Pflanzen und Ökosysteme nach heutigem Wissenstand auftreten können.

Critical Load:

Quantitative Schätzung des maximalen Schadstoffeintrages, bei dem langfristig keine schädlichen Auswirkungen auf definierte, empfindliche Elemente der Umwelt zu erwarten sind.

Deckungsgrad:

Flächenbezogener Anteil einer Pflanzenart in einem Bestand. Der Deckungsgrad wird in Klassen geschätzt.

Deposition:

Stoffeintrag aus der Luft (nass, gasförmig, als Feinstaub oder in Form von Nebel) auf Oberflächen (Waldbestand, Boden)

Dosis:

Produkt aus Konzentration und Einwirkungsdauer eines Schadstoffes. Für Ozon wird vor der Berechnung ein Schwellenwert von 40 ppb abgezogen. Die Dosis wird berechnet, indem alle Stundenmittelwerte während der Tageslichtstunden,

die 40 ppb überschreiten überschreiten, aufsummiert werden. Die Dosis von 5 ppm-Stunden (Einheit ppm h) sollte im Verlauf der Vegetationsperiode (6 Monate) nicht überschritten werden.

Emission:

Ausstoss von Schadstoffen

Epidemiologie:

statistische Auswertung eines Datensatzes aus einer grossen Population im Hinblick auf bestimmte Belastungsfaktoren, unter gleichzeitiger Berücksichtigung anderer einflussreicher Faktoren.

Eutrophierung:

Nährstoffanreicherung (meist Stickstoff oder – in Gewässern – Phosphor).

Fracht:

Produkt aus Konzentration und Menge. Gibt die Menge eines Stoffes an, die pro Flächeneinheit ein- bzw. ausgebracht wird.

Fruktifikation:

Bildung von Früchten.

Fungistatisch:

pilzhemmend

Grundflächenzuwachs:

Zuwachs der Stammquerschnittfläche eines Baumes in 1.3 m Höhe (d.h. des auf die Querschnittfläche umgerechneten Durchmesserzuwachses), entweder individuell oder auf eine eine Hektar Waldfläche bezogen.

Immission:

Auf Menschen, Tiere, Pflanzen, Boden und Wasser einwirkende Luftverunreinigungen (Konzentrationen)

Indikator:

Einzelne Grösse oder Organismus (Bioindikator), dessen Reaktion auf bestimmte Schadstoffe und Belastungen bekannt und nachweisbar ist.

in growth bags:

Mit Sand oder Erde gefüllte Gasesäcke, die im Boden vergraben werden. Die Maschengrösse der Gaze bestimmt, ob Wurzeln oder nur Pilzfäden einwachsen können.

- Ion:**
geladene chemische Verbindung (negativ geladen: Anion, positiv geladen: Kation)
- Ionenaustausch:**
Austausch von geladenen Teilchen, die an Feststoffen (hier des Bodens) gebunden sind, durch andere geladene Teilchen (Ionen).
- Kambium:**
Zellbildende Schicht zwischen Rinde und Holz.
- Kationen:**
positiv geladene Ionen (z.B. Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , NH_4^+).
- Kritische Menge:**
Deutscher Begriff für Critical Load.
- Kronentraufe:**
Regenwasser, das nach der Passage durch Baumkronen aufgefangen wird. Es enthält neben den Bestandteilen des Regens selbst auch Substanzen, die auf den Bäumen trocken abgelagert oder aus den Baumkronen ausgewaschen wurden.
- Kronenverlichtung:**
Kennzeichnet die Belaubungsdichte, bzw. den Verlust an Belaubung. Die Kronenverlichtung wird in 5 % Klassen geschätzt. Bäume mit einer Kronenverlichtung grösser 25 % gelten per definitionem als geschädigt.
- Lysimeter:**
Gerät zum Sammeln von Bodenlösung. Hier: Keramikrohr, das im Boden vergraben und unter Vakuum gesetzt wird.
- Mykorrhiza:**
„Pilzwurzel“; Bezeichnung für die Lebensgemeinschaft (Symbiose) zwischen bodenbewohnenden Pilzen und Pflanzen. Pilze überziehen mit ihrem ausgedehnten Pilzgeflecht (Myzel) die Wurzeln und sorgen so für eine reichlich Wasser- und Nährstoffaufnahme, im Gegenzug beziehen sie dafür Assimilate (Zucker) von den Bäumen.
- Nitrophil:**
stickstoffliebend.
- Nitrifikation:**
Umwandlung von Ammonium (NH_4^+) zu Nitrat (NO_3^-) durch Mikroorganismen im Boden. Dabei werden Säureionen freigesetzt.
- pH-Wert:**
Mass für die Konzentration an Säure (Protonen) in Wasser. Je tiefer der pH-Wert, desto höher ist die Konzentration. Die Skala ist logarithmisch, d.h. bei Abnahme des pH-Wertes um 1 Einheit steigt die Protonenkonzentration um das 10-fache. Lösungen mit einem $\text{pH} < 7$ werden als sauer, solche mit einem $\text{pH} > 7$ als basisch oder alkalisch bezeichnet.
- Phenole, phenolische Verbindungen:**
Substanzgruppe mit ähnlicher chemischer Struktur (aromatische Hydroxyverbindungen), weit verbreitet als Bestandteile vieler Pflanzenfarb- und -gerbstoffe, Riech- und Geschmacksstoffe, Steroide, Alkaloide und Antibiotika (u.a.).
- ppb: parts per billion:**
ein Teil auf eine Milliarde Teile, Konzentrationsangabe.
- ppm: parts per million:**
ein Teil auf eine Million Teile, Konzentrationsangabe.
- pre dawn Wasserpotential:**
Wasserpotential von Pflanzenorganen, die kurz vor Sonnenaufgang geerntet wurden. Vgl. Wasserpotential. Das Pre-Dawn-Wasserpotential gibt hauptsächlich Auskunft über die im Boden verfügbare Wassermenge.
- Pufferreaktion:**
Fähigkeit des Bodens, die Säurekonzentration durch Bindung zugeführter Säureionen konstant zu halten. Je nachdem, welche chemischen Reaktionen dabei beteiligt sind, unterscheidet man verschiedene Pufferbereiche (Carbonat-, Silikat- und Aluminiumpufferbereich).
- Signifikanz:**
In der Statistik verwendeter Ausdruck, der besagt, dass die Wahrscheinlichkeit, dass der beobachtete Effekt (Unterschied, Verlauf) auf einer zufälligen Streuung beruht, sehr gering ist. Zur Berechnung dieser Wahrscheinlichkeit werden verschiedene statistische Tests eingesetzt.
- simple mass balance:**
Bilanzierung der Ein- und Austräge von Stickstoff oder Säureäquivalenten mit Hilfe einfacher, linearer Gleichungen
- slow release Dünger:**
Dünger, der seine Bestandteile nicht abrupt sondern verzögert an den Boden abgibt.
- Spaltöffnung:**
Regulierbare Öffnungen auf der Blattoberfläche (meist Unterseite), über die die Pflanzen CO_2 , O_2 und Wasserdampf mit der Umgebungsluft austauschen.
- Toxizität:**
Giftigkeit einer Substanz
- UN/ECE (United Nations Economic Commission of Europe):**
Europäische Wirtschaftskommission der UNO
- Verjüngung:**
Baumnachwuchs
- Vertrauensbereich:**
Bereich, innerhalb der die Werte mit einer definierten Wahrscheinlichkeit liegen. Oft wird der 95%-Vertrauensbereich angegeben. Punkte ausserhalb dieses Vertrauensbereiches sind dann signifikant verschieden.
- Vitalität:**
Gesundheit, gutes Wachstum, Stabilität, Widerstandskraft gegenüber Stressfaktoren (wörtlich „Lebenskraft“).
- Vollbaumernte:**
Vollständige Nutzung der Biomasse einschliesslich der Äste und Blattbiomasse
- Vollmast:**
Ausserordentlich hohe Fruchtbildung
- Wasserpotential:**
Saugspannung, unter der das Wasser innerhalb einer Pflanze steht. Diese Spannung wird in negativen Druckeinheiten angegeben. Je stärker negativ diese Zahl ist, umso mehr steht die Pflanze unter Trockenstress.

16 Literatur

- Aubrecht, L., Stanek, Z. und Koller, J. (2006). Electrical measurement of the absorption surfaces of tree roots by the earth impedance method: 1. Theory. *Tree Physiology* 26, 1105-1112.
- 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.
- BAG (2008). Jahresbericht Umweltradioaktivität und Strahlendosen. www.bag.admin.ch/themen/strahlung
- Barber, S. A. (1995). *Soil Nutrient Bioavailability*. John Wiley & Sons, New York.
- Bassin, S. (2007). Effects of combined ozone and nitrogen deposition on a species-rich subalpine pasture. 129 pp.
- Bergmann, W. (1993). *Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen*. Gustav Fischer Verlag, Jena, 835 pp.
- Berthelin, J., Leyval, C., Laheurte, F. und DeGiudici, P. (1991). Involvement of roots and rhizosphere microflora in the chemical weathering of soil minerals. In: *Plant root growth, an ecological perspective*, ed. Atkinson, D., pp. 187-200. Blackwell Scientific Publications.
- Boyle, C. D. und Hellenbrand, K. E. (1991). Assessment of the effect of mycorrhizal fungi on drought tolerance of conifer seedlings. *Canadian Journal of Botany* 69, 1764-1771.
- Braun, S., Belyazid, S. und Flückiger, W. (2009). Biomassennutzung und Nährstoffentzug - Aspekte einer nachhaltigen Waldnutzung. *Zürcher Wald* 41, 15-18.
- 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., 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., 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., 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.
- Brüning, D. und Uebel, E. (1968). *Düngung und Populationsdichte von Napschildläusen*. *Allgemeine Forstzeitschrift* 23, 536-537.
- Burger, T. und Stocker, R. (2002). *Die Waldstandorte des Kantons Aargau*. Finanzdepartement des Kantons Aargau, Abteilung Wald, Wohlen.
- Chaboussou, F. (1973). Le rôle du potassium et de l'équilibre cationique dans la résistance de la plante aux parasites et aux maladies. *Au Service de l'Agriculture (SCPA) No 2, Document technique* 16, 1-26.
- Cheng, B. T. und Quелlette, G. I. (1971). Manganese availability in soil. *Soils and Fertilizers* 34, 589.
- Cooke, D. T. (1982). Differential susceptibility of apple cultivars to manganese toxicity. In: *Proc. 9th Intern. Coll. Plant Nutrition*, ed. Scaife, A..
- Curry, J. P. (1998). Factors affecting earthworm abundance in soils. ed. Edwards, C. A., St. Lucie Press, Boca Raton.
- De Vries, W., Reinds, G. J., van der Salm, C., Draaijers, G. P. J., Bleeker, A., Erisman, J. W., Aué, J., Gundersen, P., Kristensen, H. L., van Dobben, H. F., de Zwart, D., Derome, J., Voogd, J. C. H. und Vel, E. M. (2001). *Intensive Monitoring of Forest Ecosystems in Europe*. EC-UN/ECE, Brussels, Geneva, 177 pp.
- Dobbertin, M. und Solberg, S. (2007). *The Condition of Forests in Europe. 2007 Executive Report (ICP Forests)* 33 pp., Hamburg, Brussels, EC LRTAP.
- Duquesnay, A., Dupouey, J. L., Clement, A., Ulrich, E. und Le Tacon, F. (2000). Spatial and temporal variability of foliar mineral concentration in Beech (*Fagus sylvatica*) stands in northeastern France. *Tree Physiology* 20, 13-22.
- Duvigneaud, P., Denaeys, 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.
- Edwards, C. A. und Bohlen, P. J. (1996). *Biology and ecology of Earthworms*. Chapman & Hall, Egerton-Warburton, L. M., Kuo, J., Griffin, B. J. und Lamont, B. B. (1993). The effect of aluminium on the distribution of calcium, magnesium and phosphorus in mycorrhizal and non-mycorrhizal seedlings of *Eucalyptus rudis*: a cryo-microanalytical study. *Plant and Soil* 155/156, 481-484.
- Eissenstat, D. M. und Yanai, R. D. (1997). The ecology of root lifespan. *Advances in Ecological Research* 27, 1-60.
- Ek, H. (1997). The influence of nitrogen fertilization on the carbon economy of *Paxillus involutus* in ectomycorrhizal association with *Betula pendula*. *New Phytologist* 135, 133-142.

- EKL (2004). Stickstoffhaltige Luftschadstoffe in der Schweiz. Statusbericht der Eidg. Kommission für Lufthygiene. BUWAL, Bern.
- Ellenberg, H. und Klötzli, F. (1972). Waldgesellschaften und Waldstandorte der Schweiz. Mitteilungen der Eidgenössischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen 48, 589-930.
- Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. und Paulissen, D. (1991). Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Erich Goltze, Göttingen.
- Engesser, R., Queloz, V., Meier, F., Kowalski, T. und Holdenrieder, O. (2009) Das Triebsterben der Esche in der Schweiz. Wald und Holz 90, 24-27.
- Flückiger, W. und Braun, S. (1995). Revitalization of an alpine protective forest by fertilization. Plant and Soil 168-169 481-488.
- Flückiger, W. und Braun, S. (2003). Critical limits for nutrient concentrations and ratios for forest trees - a comment. Environmental Documentation 164, 280 pp., Berne, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape SAEFL.
- Flückiger, W. und Braun, S. (2004). Wie geht es unserem Wald? Ergebnisse aus Dauerbeobachtungsflächen von 1984 bis 2004, Bericht 2. Institut für Angewandte Pflanzenbiologie, Schönenbuch, 67 pp.
- Franceschi, V. R., Krekling, T. und Christiansen, E. (2002). Application of methyl jasmonate on *Picea abies* (Pinaceae) stems induces defense-related responses in phloem and xylem. American Journal of Botany 89, 578-586.
- Fredericksen, T. S., Skelly, J. M., Steiner, K. C., Kolb, T. E. und Kouterick, K. B. (1996). Size-mediated foliar response to ozone in black cherry trees. Environmental Pollution 91, 53-63.
- 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 pp., Berne, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (SAEFL).
- Fujimoto, C. K. und Sherman, G. D. (1945). The effect of drying, heating and wetting on the level of exchangeable manganese toxicity in Hawaiian soils. Soil Science of America Proceedings 10, 197-112.
- Granier, A. (1985). Une nouvelle méthode pour la mesure du flux de sève brute dans la tronc des arbres. Annales des Sciences forestières 42, 193-200.
- Grasmanis, V. O. und Leeper, G. W. (1966). Toxic manganese in near neutral soils. Plant and Soil 25, 41-48.
- Güsewell, S. (2004). N:P ratios in terrestrial plants: variation and functional significance. New Phytologist 164, 243-266.
- Hatch, A. B. (1937). The physiological basis of mycotrophy in the genus *Pinus*. Black Rock Forest Bulletin 6, 1-168.
- Hettelingh, J.-P., Posch, M. und Slootweg, J. (2008). CCE Status Report. Report No. 500090003 Bilthoven, CCE.
- Hiltbrunner, E. (2008). How responsive are alpine plants and communities to increased nitrogen deposition. Berne. CCE Workshop on Modelling and Mapping, 21-23 April 2008.
- Hippeli, P. und Branse, C. A. (1992). Veränderungen der Nährelementkonzentrationen in den Nadeln mittelalter Kiefernbestände auf pleistozänen Sandstandorten Brandenburgs in den Jahren 1964 bis 1988. Forstwissenschaftliches Centralblatt 111, 44-60.
- Horiguchi, T. (1984). Mechanism of manganese toxicity and tolerance of plants. Journal of Plant Nutrition 11, 235-246.
- Horntvedt, R., Christiansen, E., Solheim, H. und Wang, S. (1983). Artificial inoculation with *Ips typographus*-associated blue-stain fungi can kill healthy Norway spruce trees. Meddelelser fra det Norske Skogforsøksvesen 38, 1-20.
- Houdijk, A. und Roelofs, J. G. M. (1993). The effects of atmospheric nitrogen deposition and soil chemistry on the nutritional status of *Pseudotsuga menziesii*, *Pinus nigra* and *Pinus sylvestris*. Environmental Pollution 80, 79-84.
- 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., Brandes, B., Kuhn, A. J., Schröder, W. H., Becker, J. S. und Godbold, D. L. (2000). The mycorrhiza fungus *Paxillus involutus* transports magnesium to Norway spruce seedlings. Evidence from stable isotope labeling. Plant and Soil 220, 243-246.
- Jentschke, G., Winter, S. und Godbold, D. L. (1999). Ectomycorrhizas and cadmium toxicity in Norway spruce seedlings. Tree Physiology 19, 23-30.
- Jump, A. S., Hunt, J. M. und Penuelas, J. (2006). Rapid climate change-related growth decline at the southern range edge of *Fagus*

- sylvatica. *Global Change Biology* 12, 2163-2174.
- Karlsson, P. E., Uddling, J., Braun, S., Broadmeadow, M., Elvira, S., Gimeno, B., Le Thiec, D., Oksanen, E. J., Vandermeiren, K., Wilkinson, M. und Emberson, L. D. (2004). Dose-response relationships for ozone impact on the biomass accumulation of young trees of different European species based on AOT40 and cumulative leaf uptake of ozone. *Atmospheric Environment* 38, 2283-2294.
- Karnosky, D. F., Pregitzer, K. S., Zak, D. R., Kubiske, M. E., Hendrey, G. R., Weinstein, D., Nosal, M. und Percy, K. (2005). Scaling ozone response of forest trees to the ecosystem level in a changing climate. *Plant, Cell and Environment* 28, 965-981.
- Kolb, T. E. und Matyssek, R. (2001). Limitations and perspectives about scaling ozone impacts in trees. *Environmental Pollution* 115, 373-393.
- Köstner, B. M. M., Schulze, E. D., Kelliher, F. M., Hollinger, D. Y., Byers, J. N., Hunt, J. E., McSeveny, T. M., Meserth, R. und Weir, P. L. (1992). Transpiration and canopy conductance in a pristine broad-leaved forest of *Nothofagus*: an analysis of xylem sap flow and eddy correlation measurements. *Oecologia* 91, 350-359.
- Kraft, M., Schreiner, M., Reif, A. und Aldinger, E. (2000). Veränderung von Bodenvegetation und Humusaufgabe im Nordschwarzwald. *Allgemeine Forstzeitschrift* 55, 222-224.
- 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. Landesforstanstalt Eberswalde, Eberswalde, 72 pp.
- Kreutzer, K. (1979). Ökologische Fragen zur Vollbaumernte. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 98, 298-308.
- Kuhn, N., Amiet, R. und Hufschmid, N. (1987). Veränderungen in der Waldvegetation der Schweiz infolge Nährstoffanreicherungen aus der Atmosphäre. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 158, 77-84.
- Lameire, S., Hermy, M. und Honnay, O. (2000). Two decades of change in the ground vegetation of a mixed deciduous forest in an agricultural landscape. *Journal of Vegetation Science* 11, 695-704.
- Landeshydrologie (1992). *Hydrologischer Atlas der Schweiz*. Bundesamt für Wasser und Geologie, Bern.
- Larcher, W. (1973). *Oekologie der Pflanzen*. UTB, Stuttgart, 320 pp.
- LeBot, J., Gross, M. J., Carvalho, M. J. G. P. R., Von Bentsiden, M. L. und Kirkby, E. A. (1990). The significance of the magnesium to manganese ratio in plant tissues for growth and alleviation of manganese toxicity in tomato (*Lycopersicon esculentum*) plants. *Plant and Soil* 124, 205.
- Levin, I. (2004). The tropospheric $^{14}\text{CO}_2$ level in mid-latitudes of the northern hemisphere (1959-2003). *Radiocarbon* 46, 1261-1272.
- Mainiero, R. (2007). Root functions as influenced by different water supply. *Dissertation Universität Ulm*.
- Makeschin, F. (1994). Experimentelle Untersuchungen zur Besiedelung anthropogen devastierter, saurer Waldböden mit leistungsfähigen Lumbriciden. *Akademischer Verlag, München*, 197 pp.
- Makeschin, F. (1997). Earthworm (Lumbricidae: Oligochaeta): Important promoters of soil development and soil fertility. In: *Fauna in Soil Ecosystems*, ed. Benkizer, G., pp. 173-223. Marcel Dekker, New York.
- Marschner, H. (1995). *Mineral Nutrition of Higher Plants*. Academic Press, London, 889 pp.
- Marx, D. H. (1969). The influence of ectotrophic mycorrhizal fungi on the resistance of pine roots to pathogenic infections. I Antagonism of mycorrhizal fungi to root pathogenic fungi and soil bacteria. *Phytopathology* 59, 153-163.
- Matzner, E. und Murach, D. (1995). Soil changes induced by air pollutant deposition and their implication for forests in Central Europe. *Water, Air and Soil Pollution* 85, 63-76.
- Meining, S., v.Wilpert, K., Schäffer, J. und Schröter, H. (2008). *Waldzustandsbericht der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg*. Freiburg.
- Mohren, G. M. J., van den Burg, J. und Burger, F. W. (1986). Phosphorus deficiency induced by nitrogen input in Douglas fir in the Netherlands. *Plant and Soil* 95, 191-200.
- Nable, R. O., Houtz, R. L. und Cheniae, G. M. (1988). Early inhibition of photosynthesis during development of manganese toxicity in tobacco. *Plant Physiology* 86, 1136-1142.
- Nilsen, P. (1995). Effect of nitrogen on drought strain and nutrient uptake in Norway spruce *Picea abies* (L.) Karst. trees. *Plant and Soil* 172, 73-85.
- Nunn, A. J., Reiter, I. M., Häberle, K. H., Werner, H., Langebartels, C., Sandermann, H., Heerdt, C., Fabian, P. und Matyssek, R. (2002). „Free-air“ ozone canopy fumigation in an old-growth mixed forest: concept and observations in beech. *Phyton* 42, 105-119.

- Paar, U., Dammann, I., Gawehn, P., Wendland, J. und Eichhorn, J. (2008). Waldzustandsbericht 2008. Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz, Göttingen.
- Perrenoud, J. (1976). Contribution to the discussion: the effect of K on insect and mite development. In: Fertilizer Use and Plant Health. Proc. 12th Colloq. Int. Potash Institute, pp. 317. Worblaufen, Bern.
- Perrin, R. (1990). Interactions between mycorrhizae and diseases caused by soil-borne fungi. *Soil Use Management* 6, 189-195.
- Piovesan, G., Bondi, F., Di Filippo, A., Alessandrini, A. und Maugeri, M. (2008). Drought-driven growth reduction in old beech (*Fagus sylvatica* L.) forests of the central Apennines, Italy. *Global Change Biology* 14, 1-17.
- Posch, M., Hettelingh, J.-P., Slootweg, J. und Downing, R. J. (2003). Modelling and Mapping of Critical Thresholds in Europe: CCE Status Report 2003. Working Group on Effects of the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, 132 pp.
- Prabhu, A. S., Fageria, N. K., Huber, D. M. und Rodrigues, F. A. (2007). Potassium and plant disease. In: Mineral Nutrition and Plant Disease, eds. Datnoff, L. E., Elmer, W. H. und Huber, D. M., pp. 57-78. APD Press, St. Paul, Minnesota.
- Pregitzer, K. S., Laskowski, M. J., Burton, A. J., Lessard, C. und Zak, D. R. (1998). Variation in sugar maple root respiration with root diameter and soil depth. *Tree Physiology* 18, 665-670.
- Prietz, J., Rehfuess, K. E., Stetter, U. und Pretzsch, H. (2008). Changes of soil chemistry, stand nutrition, and stand growth at two Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) sites in Central Europe during 40 years after fertilization, liming, and lupine introduction. *European Journal of Forest Research* 127, 43-61.
- Puhe, J. (1994). Die Wurzelentwicklung der Fichte (*Picea abies* (L.) Karst.) bei unterschiedlichen chemischen Bodenbedingungen. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme Reihe A* 108, 128 pp., Göttingen.
- Riek, W. und Wolff, B. (1998). Verbreitung von Nährstoffmangel bei Waldbäumen in Deutschland. *AFZ/Der Wald* 53, 507-510.
- Rihm, B., Urech, M. und Peter, K. (2009). Mapping ammonia emissions and concentrations for Switzerland - effects on lichen vegetation. In: Atmospheric Ammonia, eds. Sutton, M., Reis, S. und Baker, S., pp. 87-92. Springer, Heidelberg.
- Roloff, A. (1984). Morphologie der Verzweigung von *Fagus sylvatica* L. (Rotbuche) als Grundlage zur Beurteilung von Triebanomalien und Kronenschäden. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme Universität Göttingen A* 3, 1-25.
- Saurer, M. und Siegwolf, R. T. W. (2007). Human impacts on tree-ring growth reconstructed from stable isotopes. In: Stable Isotopes as Indicators of Ecological Change, eds. Dawson, T. E. und Siegwolf, R. T. W., pp. 49-62.
- Schöne, D. (1992). Standorts- und immissionsbedingte Ernährungsstörungen bei Douglasie im Mosel-Eifelraum. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 163, 53-59.
- Schulla, J. (1997). Hydrologische Modellierung von Flussgebieten zur Abschätzung der Folgen von Klimaänderungen. *Geographisches Institut ETH, Zürich*, 154 pp.
- Schulla, J. und Jasper, K. (2007). Model description Wasim-ETH. <http://homepage.hispeed.ch/wasim/> November 2007, Zürich, 181 pp.
- Siman, A., Craddock, F. W. und Hudson, A. W. (1974). The development of manganese toxicity in pasture legumes. *Plant and Soil* 41, 129-140.
- 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 pp.
- Steinfath, M. (2006). Triebsterben an Koniferen. *AFZ/Der Wald* 61, 1094-95.
- Sverdrup, H., Belyazid, S., Kurz, D. und Braun, S. (2008). Proposed method for estimating critical loads for nitrogen based on biodiversity using a fully integrated dynamic model, with testing in Switzerland and Sweden. In: Background document for the 18th CCE workshop on the assessment of nitrogen effects under the ICP for Modelling and Mapping, UN-ECE/LRTAP, Berne, Switzerland on the 21-25 April 2008, ed. Sverdrup, H., pp. 3-37. FOEN, Berne.
- Sverdrup, H. und Warfvinge, P. (1993). The effect of soil acidification on the growth of trees, grass and herbs as expressed by the (Ca+Mg+K)/Al ratio. *Lund University, Department of Chemical Engineering II., Reports in ecology and environmental engineering*. 2:1993, 1-108.
- Sverdrup, H., Warfvinge, P., Blake, L. und Goulding, K. (1995). Modeling recent and historic soil data from the Rothamsted Experimental Station, England using SAFE. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 53, 161-177.
- 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.

- Thöni, L., Brang, P., Braun, S., Seidler, E. und Rihm, B. (2004). Ammonia monitoring in Switzerland with passive samplers: patterns, determinants and comparison with modelled concentrations. *Environmental Monitoring and Assessment* 98, 93-107.
- Ulrich, B. (1991). An ecosystem approach to soil acidification. In: *Soil Acidification*, eds. Ulrich, B. und Sumner, M. E., pp. 28-79. Springer, Berlin.
- Ulrich, B. (1994). Ökosystemare Grundlagen - Stoffhaushalt von Wald-ökosystemen und Gewässerqualität. In: *Gefahr für Ökosysteme und Wasserqualität*, eds. Matschallat, J., Heinrichs, H., Schneider, J. und Ulrich, B., pp. 1-19. Springer, Berlin.
- UNECE (1992). Critical Loads for Nitrogen. UN-ECE-Workshop report Lökeberg, Sweden, 6.-10. April 1992. Grennfelt, P. und Thörnelöf, E. 1992:41 . Nord.
- UNECE (1996). Manual on methodologies for mapping critical loads/levels and geographical areas where they are exceeded, revised version June 1996. *Convention on Long-range Transboundary Air Pollution* 142 pp., Berlin, Umweltbundesamt.
- UNECE (2003a). Empirical Critical Loads for Nitrogen. Expert Workshop Berne, 11-13 November 2002, Proceedings. *Environmental Documentation* 164, 327 pp., Berne, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape SAEFL.
- UNECE (2003b). Forest Condition in Europe. Results of the 2002 Large-Scale Survey, Technical Report. *Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests*, Brussels, Geneva.
- UNECE (2004). Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends. 202 pp.
- UNECE (2006). The Condition of Forests in Europe. 2006 Executive Report. Federal Research Centre for Forests and Forest Products (BFH), Hamburg, 33 pp.
- UNECE (2007). The Condition of Forests in Europe. 2007 Executive Report. Federal Research Centre for Forests and Forest Products (BFH), Hamburg and Brussels, 33 pp.
- van Diepen, L. T. A., Lilleskov, E. A., Pregitzer, K. S. und Miller, R. M. (2007). Decline of arbuscular mycorrhizal fungi in northern hardwood forests exposed to chronic nitrogen deposition. *New Phytologist* 176, 175-183.
- van Praag, H. J., Sougnez-Remy, S., Weissen, F. und Carletti, G. (1988). Root turnover in a beech and a spruce stand in Belgian Ardennes. *Plant and Soil* 105, 87-103.
- Walker, R. F., West, D. C., McLaughlin, S. B. und Amundsen, C. C. (1989). Growth, xylem pressure potential, and nutrient absorption of loblolly pine on a reclaimed surface mine as affected by an induced *Pisolithus tinctorius* infection. *Forest Science* 35, 569-581.
- Wallenda, T. und Kottke, I. (1998). Nitrogen deposition and ectomycorrhizas. *New Phytologist* 139, 169-187.
- Wallenda, T., Schaeffer, C., Einig, W., Wingler, A., Hampp, R., Seith, B., George, E. und Marschner, H. (1996). Effects of varied soil nitrogen supply on Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.). II. Carbon metabolism in needles and mycorrhizal roots. *Plant and Soil* 186, 361-369.
- Wallenstein, M. D., McNulty, S., Fernandez, I. J., Boggs, J. und Schlesinger, W. H. (2006). Nitrogen fertilization decreases forest soil fungal and bacterial biomass in three long-term experiments. *Forest Ecology and Management* 222, 459-468.
- Wissemeier, A. H. und Hurst, W. S. (1992). Effect of light intensity on manganese toxicity symptoms and callose formation in cowpea (*Vigna unguiculata* Ch. Walp). *Plant and Soil* 143, 299-309.
- Withington, J. M., Reich, P. B., Oleksyn, J. und Eissenstat, D. M. (2006). Root structure and lifespan are largely independent of leaf structure and lifespan in a common garden comparison of eleven tree species. *Ecological Monographs* X-4.
- Zeneli, G., Krokene, P., Christiansen, E., Krekling, T. und Gershenzon, J. (2006). Methyl jasmonate treatment of mature Norway spruce (*Picea abies*) trees increases the accumulation of terpenoid resin components and protects against infection by *Ceratocystis polonica*, a bark beetle-associated fungus. *Tree Physiology* 26, 977-988.





Institut für Angewandte Pflanzenbiologie (IAP)

Sandgrubenstrasse 25 | CH-4124 Schönenbuch | Telefon +41 61 481 32 24 | Telefax +41 61 481 34 36 | www.iap.ch