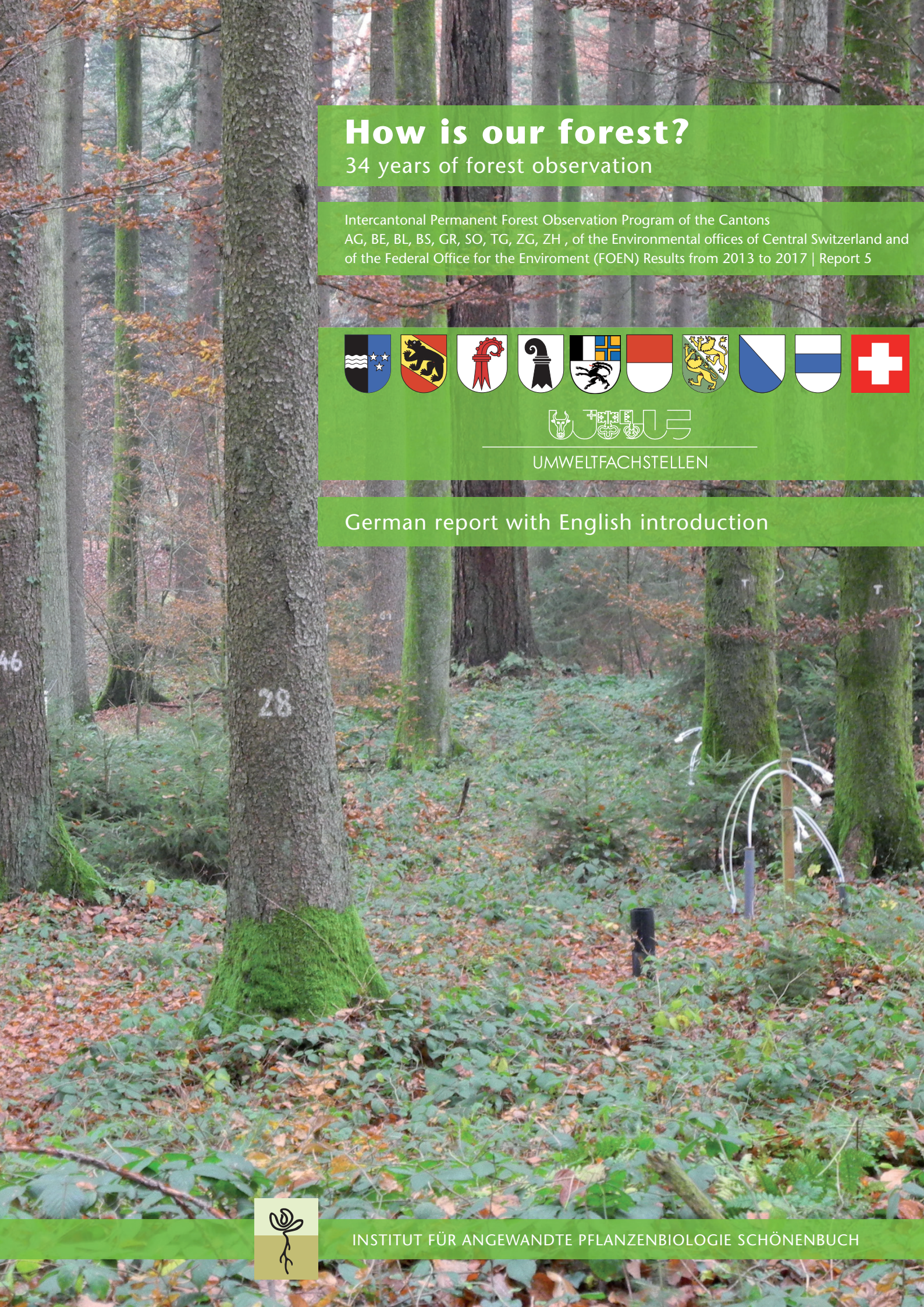


How is our forest?

34 years of forest observation

Intercantonal Permanent Forest Observation Program of the Cantons AG, BE, BL, BS, GR, SO, TG, ZG, ZH , of the Environmental offices of Central Switzerland and of the Federal Office for the Enviroment (FOEN) Results from 2013 to 2017 | Report 5

UMWELTFACHSTELLEN

German report with English introduction

INSTITUT FÜR ANGEWANDTE PFLANZENBIOLOGIE SCHÖNENBUCH

Impressum

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

Auftraggeber

Kanton AG: Marcel Murri, Alain Morier | Kanton BE: Adrian Meier, Walter Beer, Roger Schmidt | Kantone BS/BL: Ueli Meier | Kanton GR: Dr. Ueli Bühler, Marco Vanoni, Reto Hefti | Kanton SO: Jürg Froelicher | Kanton TG: Gerold Schwager, Daniel Böhi | Kanton ZG: Dr. Martin Winkler | Kanton ZH: Erich Good, Dr. Konrad Nötzli | Umweltfachstellen der Zentralscheiz: Dr. Gérald Richner, David Widmer | BAFU Abteilung Wald: Dr. Sabine Augustin | BAFU Abteilung Luftreinhaltung und Chemikalien: Dr. Reto Meier

Auftragnehmer

Institut für Angewandte Pflanzenbiologie

Autoren

Sabine Braun, Sven Hopf, Lucienne de Witte, unter Mitwirkung von: Delphine Antoni, Dieter Bader, Sabine Bulliard, Walter und Heidi Flückiger, Moïse Groelly, Caroline Stritt, Roland Woëffray

Disclaimer

Diese Studie wurde im Auftrag der Kantone AG, BE, BL, BS, GR, SO, TG, ZG, ZH, der Zentralschweizer Kantone und des BAFU verfasst. Für den Inhalt ist allein der Auftragnehmer verantwortlich.

Herausgeber
Institut für
Angewandte Pflanzenbiologie (IAP)
Sandgrubenstrasse 25
CH-4124 Schönenbuch
Telefon +41 61 485 50 70
www.iap.ch

Französischer Titel
Notre forêt, comment se porte-t-elle?
Italienischer Titel
Com'è lo stato di salute dei nostri boschi?
Englischer Titel
How is our forest?
Design | Herstellung
krause-graphics.com | Lörrach

© IAP Schönenbuch | Januar 2018

Wie geht es unserem Wald?

34 Jahre Walddauerbeobachtung

Interkantonales Walddauerbeobachtungsprogramm im Auftrag der Kantone AG, BE, BL, BS, GR, SO, TG, ZG, ZH und der Zentralschweizer Kantone mit Beteiligung des BAFU | Bericht 2013-2017

Programme d'observation permanente intercantonal des forêts des cantons d'AG, BE, BL, BS, GR, SO, TG, ZG, ZH , des offices de l´environnement de la Suisse centrale et de l'OFEV
Résultats de 2013 à 2017 | Rapport 5

Programma intercantonale di monitoraggio permanente dei boschi nei Cantoni di AG, BE, BL, BS, GR, SO, TG, ZG, ZH e degli uffici per l´ambiente della Svizzera Centrale con la partecipazione dell´UFAM.
Risultati dal 2013 al 2017 | Rapporto 5

Intercantonal Permanent Forest Observation Program of the Cantons AG, BE, BL, BS, GR, SO, TG, ZG, ZH , of the environmental offices of Central Switzerland and of the Federal Office for the Enviroment (FOEN)
Results from 2013 to 2017 | Report 5

Schönenbuch, Januar 2018

INSTITUT FÜR ANGEWANDTE PFLANZENBIOLOGIE SCHÖNENBUCH

Inhaltsverzeichnis | Summary (p 6-15 english)

Main results from 34 years of permanent forest monitoring 6
Cilamte change 8
Nitrogen Deposition 10
Soil acidification 11
Nutrient sustainability of whole tree harvesting 12
Ozone 13
1 Einleitung 16
2 Bonitierung des Kronenzustands 17
2.1 Kronenverlichtung 17
2.2 Baummortalität 19
2.2.1 Mortalität von Buchen 19
2.2.2 Mortalität von Fichten 20
2.2.3 Mortalität von Eichen 22
2.2.4 Sturmschäden und Waldbrand 23
2.2.5 Wirkung von Trockenheit und Ernährung auf die Mortalität 24
2.3 Monitoring Eschentriebsterben 25
2.4 Phytopathologische Untersuchungen an Ahorn 27
3 Nährstoffversorgung 28
3.1 Entwicklung 28
3.2 Nährstoffkonzentrationen und Stickstoffdeposition 30
3.3 Nährstoffkonzentrationen und Bodenlösung 32
3.4 Nährstoffkonzentrationen und Ozonbelastung 32
3.5 Ernährungsversuche Alvaneu, Davos, Klosters 33
4 Triebwachstum und Fruchtbehang 34
4.1 Triebwachstum 34
4.2 Fruchtbehang bei Buchen 35
4.3 Verfärbungen 37
4.3.1 Interkostalchlorosen 37
4.3.2 Photobleaching 38
5 Stammzuwachs 40
5.1 Entwicklung und Artenvergleich 40
5.2 Welche Faktoren erklären den Stammzuwachs? 41
5.2.1 Stammzuwachs der Buchen von 1984-2014 42
5.2.2 Stammzuwachs der Fichten von 1992 bis 2014 46
5.2.3 Diskussion des Stammzuwachses 1984-2014 49
5.3 Dendrochronologische Untersuchungen 50
6 Auswirkung erhöhter Stickstoffeinträge 52
6.1 Stickstoffeinträge in der Schweiz 52
6.2 Stickstoffeinträge in Walddauerbeobachtungsflächen 54
6.2.1 Freilandniederschlag und Kronentraufe 54
6.2.2 Eintrag von Ammoniakstickstoff 55
6.2.3 Vergleich Kronentraufe – Einzelkomponenten 55
6.3 Auswirkungen auf den Wald 56
6.3.1 Nadeljahrgänge bei Fichten 57
7 Stickstoffauswaschung und Bodenversauerung 58
7.1 Stickstoffauswaschung 60
7.1.1 Vergleich mit Grenzwerten 60
7.1.2 Entwicklung 61
7.1.3 Mittlere N-Auswaschung in Beziehung zu Standortsfaktoren 61
7.2 Bodenversauerung 63
7.2.1 Entwicklung in den Beobachtungsflächen mit Bodenlösungsmessungen 63
7.2.2 Entwicklung in den Stickstoffversuchsflächen 66
7.3 Auswaschung von Phosphor + organischem Stickstoff 67
7.4 Abschliessende Bemerkungen zu Bodenlösungsmessung 68
7.5 Beziehung zwischen Vegetation und Basensättigung 69
7.5.1 Beziehung zwischen Basensättigung + Zeigerarten 69
7.5.2 Beziehung zwischen Basensättigung + Vegetationseinheit 70
7.6 Regenwürmer und ihre Beziehung zur Bodenchemie und den Feuchteverhältnissen 71
8 Mykorrhizierung von Buchen in einem Stickstoffgradienten 74
8.1 Einleitung 74
8.2 Vorgehen 74
8.3 Ergebnisse 76
8.4 Diskussion 79
9 Nährstoffbilanzen 81
9.1 Nährstoffkonzentrationen in Rinde und Holz 81
9.2 Nährstoffentzug bei Ernte verschiedener Baumfraktionen 83
9.3 Phosphor-Eintrag und Phosphor-Austrag 83
9.4 Berechnung der Durchwurzelungstiefe 84
9.5 Berechnung von Nährstoffbilanzen 86
9.6 Verallgemeinerung der Nährstoffbilanzrechnungen 88
9.6.1 Modellierung Oberhöhenbonität 88
9.6.2 Modellierung der Nährstoffbilanzen 90
9.7 Empfehlungen für gefährdete Standorte 92
9.7.1 Förderung des Jungwuchses 93
9.7.2 Ernteverfahren 93
9.7.3 Baumartenwahl und biologische Aktivität des Bodens 93
9.7.4 Humusbewirtschaftung 95
9.8 Nährstoffrecycling mit der Laubstreu 95
10 Trockenheit 96
10.1 Wasserfluss im Stamm 98
10.2 Tiefe der Wasseraufnahme 99

10.3 Trockenheitsindikatoren 100
10.3.1 Verwendete Trockenheitsindikatoren 101
10.3.2 Vergleich der Indikatoren 104
10.3.3 Gleichungen für die Bewertung des Trockenstresses in Klimaszenarien 106
10.3.4 Projektion in die Zukunft 107
10.4 Kohlenstoff- und Sauerstoffisotope in Jahrringen 108
10.4.1 Probenumfang und Berechnungen 108
10.4.2 Ergebnisse der Isotopenanalysen 110
10.5 Sauerstoffisotope in Xylemwasser 112
11 Ozon 113
11.1 Entwicklung und Wirkung auf Pflanzen 113
11.2 Ozonschäden an den Gipfeltrieben 114
11.3 Länge der Vegetationsperiode zur Evaluation der Ozonbelastung 115
12 Bodenverdichtung 116
12.1 Regenwürmer 116
12.2 Regeneration der Wasserleitfähigkeit 117
13 Literatur 118
14 Anhang 128
14.1 Statistische Auswertung und Tabellen 128
14.1.2 Polynomially distributed lag model zur Berechnung der Tiefe der Nährstoffaufnahme 136
14.1.3 Polynomially distributed lag model für die Beziehung mit Klimaparametern im Jahresverlauf 136
14.2 Glossar 138

Main results from 34 years of permanent forest monitoring

Key messages:

- **Phosphorus nutrition in European beech and Norway spruce has declined by 25% and 15%, respectively, leading to severe deficiency.**
- **Since 1987, stem growth of European beech has declined by 31% while there is no clear trend in Norway spruce.**
- **Nitrogen deposition >25 kg ha^{-1} yr^{-1} inhibits growth of European beech and Norway spruce.**
- **Increased nitrogen deposition exacerbates the effect of drought on stem growth of European beech and the mortality of Norway spruce.**
- **Interactions between increased nitrogen deposition, extreme drought events and warmer winters explain a large part of the growth reductions in European beech.**
- **Increased nitrogen deposition reduces mycorrhization of roots and the diversity of ectomycorrhiza in European beech, while base saturation is significantly shaping the composition of ectomycorrhizal communities.**
- **Since 2000, the fructification of European beech has strongly increased.**
- **Soil acidification has increased during the 34 years of monitoring.**
- **Wind throw risk is clearly higher on soils with low base saturation.**
- **Although ash dieback has spread across the whole country since 2008, we still observe non-infested trees.**
- **Crown transparency in oaks does not respond to drought like in European beech and Norway spruce.**
- **With regard to nutrient balance, whole tree harvesting is not sustainable, especially not under current nitrogen deposition levels.**

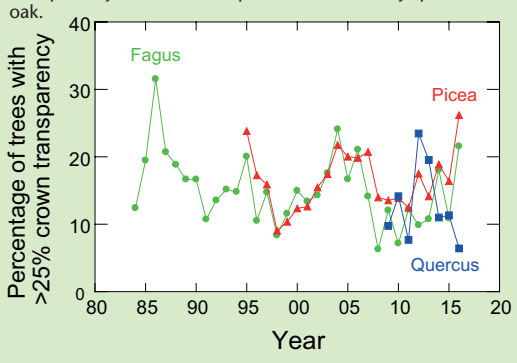


Photo 1: Drought damages in downy oak forests around La Sarraz (VD). Photo taken on July 29th 2015.

Permanent forest monitoring is a valuable tool to observe and document gradual changes in forest ecosystems. In the 1980s, at the beginning of the monitoring programme, the focus was on the effects of acid rain and ozone. Later also nitrogen deposition and soil acidification became important issues. The latest developments in Swiss forests suggest an increasing significance of climate change for forest health. The observed trends are therefore the result of combined anthropogenic stress factors. In this first chapter, we briefly present the main results and conclusions from 34 years of permanent forest monitoring and give reference to subsequent chapters where the results are more described in detail (in German only).

During the last four years of the forest monitoring, progressing climate change primarily attracted our attention. During the long **drought** period in summer 2015, trees in several regions turned brown including downy oak forests (*Quercus pubescens* Willd.) in the canton Valais and on the Central plateau, for example in La Sarraz VD (Photo 1). Late frosts, warm winters, intense fructification events, high ozone concentrations and drought play a major role for crown transparency of European beech and Norway spruce, while the crown transparency of oak is not affected by drought (Chap. 10). The development of crown transparency in European beech (*Fa-*

Fig. 1: Time trend of the proportion of trees with a crown transparency >25% for European beech, Norway spruce and oak.



gus sylvatica L.) and Norway spruce (*Picea abies* (L.) H. Karst.) over time shows a rather synchronous pattern while the trend of oaks (*Quercus robur* L., *Quercus petraea* Liebl., *Quercus pubescens* Willd.) is rather opposing (Fig.



Photo 2: European beech with intense fructification.

1, Chap. 2.1). The strong discolouration observed in shoots harvested from the beech crowns during August 2015 is most likely also an effect of heat and drought.

In European beech, fructification has intensified during the last 30 years in both frequency and quantity (Chap. 4.2). In forest literature, masting events are defined when fruit numbers exceed 150 fruits per square meter ground surface. So far, the most intense fructification occurred in 2011, with an average of 430 fruits per square meter. In 2014, we counted 360 fruits per square meter. Another year with a very intense fructification was 2016, when the crowns turned brown because of small leaves and numerous fruits (Photo 2). We will have more quantitative information on the 2016 fructification after the next shoot harvest in 2019 when we will count the annual fruit scars backwards. This trend in fructification has a negative effect on tree growth as it consumes essential resources.

When Norway spruce trees die this is usually linked to an infestation by **bark beetles**. These beetles preferably attack weakened trees like those stressed by heat and drought. During the long drought periods in the summers of 2015 and 2016, bark



Photo 3: Bark beetle infestation in Scheidwald (BE).

beetles found favourable conditions and therefore, in 2017, the degree of infestation reached the second highest value since the beginning of the monitoring programme. Our data also show that the effect of drought stress on infestation is greatly enhanced by high nitrogen deposition or nutrient deficiencies (potassium, magnesium; Chap. 2.2.2). This indicates that a



Photo 4: Infested ash tree

combination of climate stress and pollution has a greater effect on trees. For European beech mortality is increased by drought stress or phosphorus deficiency (Chap. 2.2.1).

Ash dieback is caused by a fungus originating in Asia and was first observed in the 1990s in Lithuania and Poland from where it spread rapidly across Europe (1). In Switzerland the first symptoms were registered in 2008 in the Northwest from where it spread across the whole country within seven years (2, Photo 4). In 2013, the IAP started a monitoring project to investigate the course of the disease and to identify resistant trees. From a total of 204 selected trees, 22% were visually classified to be free of symptoms in 2017 (Chap. 2.3).

Since the 1990s, apart from the gales Vivian in 1990 and Lothar in 1999, storm damages have increased (Chap. 2.2.4). Previous data analyses also showed that trees are uprooted more

frequently on sites with acidic soils. High nitrogen deposition loads also impair the root system and trees are prone to be uprooted more easily as for example in Giswil OW (Photo 5).

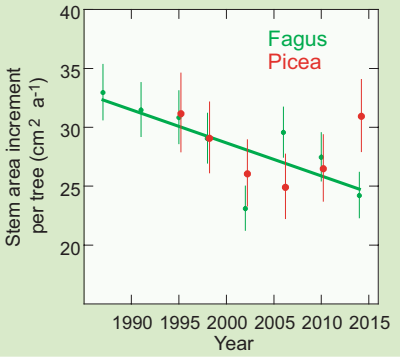
The stem increment has declined clearly for European beech since 1987 (Fig. 2, Chap. 5.1). For Norway spruce, a decline has been observed until 2006 and the increment has increased again thereafter. On sites with both oak and European beech, relative average growth of oak is lower than for beech.

Photo 5: Storm damages in Giswil (OW).



While storm damages, fructification or crown discoloration after long drought periods are clearly visible phenomena, changes in health or nutrient status of trees (Chap. 2.1 and 3, respectively), in stem increment (Chap 5.1) and soil processes (Chap 7.2) can only be established with standardized methods and repeated assessments. Therefore, long term forest monitoring of a large number of trees (Fig. 3) is a perfect instrument to investigate natural forest development, to recognize temporal and spatial changes in forest ecosystems and to disentangle the contribution of the different factors leading to the observed changes.

Fig. 2: Time trends of basal area increments per tree for European beech and Norway spruce.

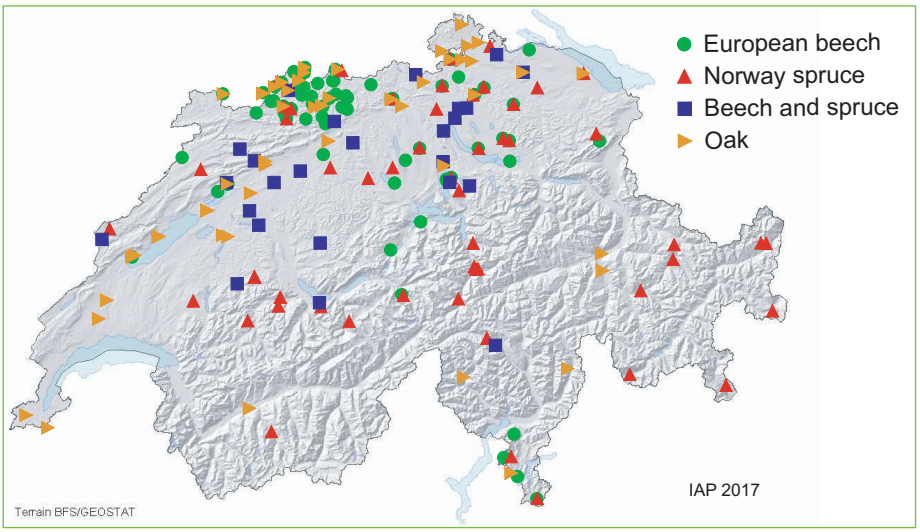


Climate change

The intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) has documented the influence of human activities on the environment (3). In Switzerland, temperatures have already increased by 1.8°C since 1864 (4). There are no trends in precipitation but higher temperatures enhance evapotranspiration and drought stress in forest ecosystems. Moreover, the frequency of long-term drought and heat waves has clearly increased during the last decades.

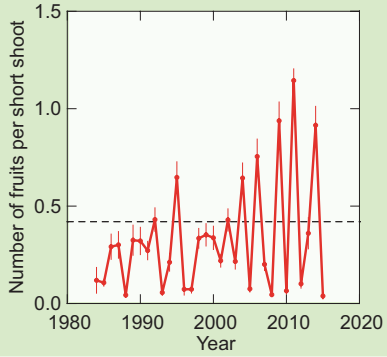
The permanent forest observation plots cover a quite large temperature and humidity gradient and are therefore ideally suited to analyse climate effects on forests. According to our evaluation, increased temperatures alone have a minor effect on forest trees, except for warmer winter temperatures (increased average temperatures from December to March) which are negatively related with stem increment in Norway spruce. This effect is aggravated by high nitrogen loads. For European beech, warmer winter temperatures restrain stem increments only in plots with a nitrogen deposition or with an inadequate magnesium supply (Chap. 5.2). Increasing temper-

Fig. 3: Permanent forest observation plots of the IAP.



ature (5) and vapour pressure deficit also play a role for beech fructification which has increased both in intensity and frequency during the last decades (Chap. 4.2). Because higher fructification has a negative influence on stem increments and is positively correlated with crown transparency, beech trees cannot profit from increased temperatures and their vitality may even be reduced.

Fig. 4: Time trend of fructification in European beech. The dashed line shows the threshold for a mast fruiting event (150 fruits/m²). Vertical bars indicate 95% confidence intervals.



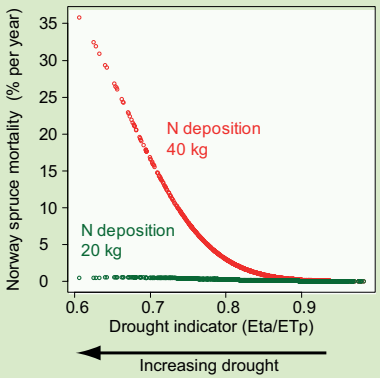
The effect of drought on stem increment is relevant for forestry, but the underlying processes not well understood (6). Analyses based on our permanent measurements show that the drought effect on stem increment is best explained by site water balance which is the cumulated difference between the sum of precipitation and soil water storage capacity on the one hand and the potential evapotranspiration on the other hand.

For European beech, stem increment is clearly more sensitive against drought in plots with high nitrogen deposition or inadequate potassium supply. These interactions between climate change and nitrogen pollution probably explain the observed growth reductions in European beech.

Acute drought stress causes a negative pressure within the xylem leading to air bubbles. This effect impairs the water conductance of plants and is called embolism or cavitation. Drought tolerance of various tree species depends on whether this process occurs already under ambient conditions or whether there is a safety range (7, 8). A tree dies when a certain proportion of the xylem has lost its function (9). By closing its stomata, a tree can counteract such a drought stress. Our analyses of carbon and oxygen isotopes in stem discs suggest that this process is more efficient in European beech than in Norway spruce (Chap. 10.4). Another option to avoid drought stress is the uptake of water from deeper soil layers. This has been investigated with carbon and oxygen isotope analyses in rainwater, soil, branches and leaves (Chap. 10.5). Our collaboration with the Paul Scherrer institute (PSI) suggests that Norway spruce take up water rather from the upper soil layers, while the water uptake of European beech and oak occurs in deeper soil layers. Additionally, we were able to demonstrate the significance of deep soil layers during extreme drought for oak forests in Möhlin AG. During the long drought period in summer 2015, the stem water tension was clearly enhanced. Although soil water sensors down to 60cm depth did not detect any plant available water, there was still water flux within the xylem. When these deeper soil layers do not exist, even downy oak forests may develop significant drought damages as in La Sarraz VD (Photo 1).

According to our results, mortality of adult trees in temperate regions is not directly affected by hydraulic failure of the xylem during drought stress. More probably, trees with a reduced vitality due to drought stress are more easily attacked by secondary parasites like bark beetles, honey fungus or beech bark disease. Our conclusion is based on the fact that most dying trees show reduced vitality for several years preceding death. In all three tree species drought has to be averaged over several years to predict mortality (Chap. 2.2). The best indicator for drought-induced mortality was the ratio between actual and potential evapotranspiration (Chap.10.3). This ratio is calculated based on hydrological models and indicates how much evapotranspiration is limited by drought. The effect of drought on the mortality rate of Norway spruce is enhanced by

Fig. 5: Interactions between drought and nitrogen deposition on mortality in Norway spruce. Predictions from a multivariate regression setting all other parameters at their mean.



high nitrogen deposition and nutrient imbalances (Fig. 5; Chap. 2.2).

As a consequence of climate change, bud burst of European beech has shifted forward to earlier dates in spring (Chap. 11.2). Also due to drought, foliage discoloration starts earlier. Accordingly, the vegetation period has prolonged by 10 days between 1980 and 2015.

Nitrogen deposition

Agriculture, traffic and industry are emitting large amounts of reactive nitrogen compounds which are deposited into ecosystems as rain (wet deposition), aerosols or gas (dry deposition). Because of their high surface roughness, forests are an efficient sink for these compounds. Depositions in Switzerland can rise to more than 50 kg nitrogen per hectare and year (kg N ha^{-1} a^{-1}). The sensitivity of forest ecosystems to increased nitrogen depositions has already been recognised in the 1980s (10, 11). The UNECE convention on long-range transboundary air pollution (CLRTAP) has established Critical Loads for nitrogen for various ecosystems (12). For temperate deciduous forests the Critical Loads were set to 10-20 kg N ha^{-1} a^{-1} and for coniferous forests to 5-15 kg N ha^{-1} a^{-1}. These Critical Loads are exceeded in 95% of the Swiss forests (13).

Due to air quality control measures, nitrogen deposition has slightly decreased in recent years. But throughfall measurements do not necessarily reflect this trend. For example in Muri AG, deposition remained stable, and in Brislach BL it even increased. In Sagno TI, deposition was reduced between 2003 and 2006, but increased again between 2006 and 2015. In spite of the decrease, nitrogen pollution stays too high.

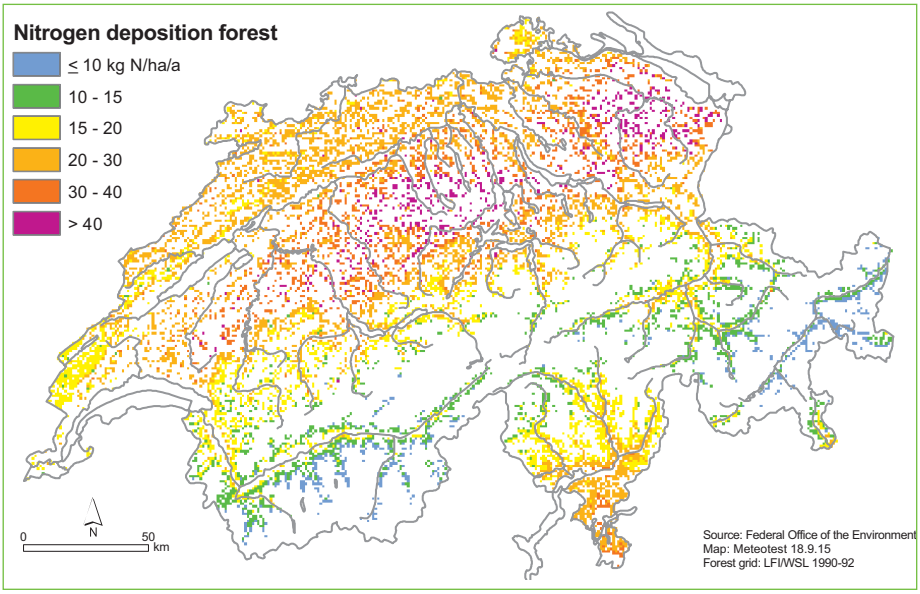


Fig. 6: Map of modelled nitrogen deposition into forests in 2010 (BAFU/Meteotest).

Nitrogen is an essential nutrient for plants enhancing growth. Since the 1980s, an increased forest growth in Europe has been reported (14) which has been attributed to nitrogen deposition. A growth increase is, however, only possible when all other essential elements like phosphorus, potassium and magnesium are sufficient. The growth increase by nitrogen is therefore limited and dependent on nutrient reserves in the forest soil and nutrient uptake capacity. This is mirrored in our monitoring data: Nitrogen deposition below 25 kg N ha^{-1} a^{-1} slightly stimulates growth (Abb. 7, Chap. 5.1). At higher deposition loads, Norway spruce shows a slight and European beech a massive growth reduction (Chap. 5.2). Changes in nutrient levels in trees and interactions between the nitrogen pollution and climate change play a major role for this effect. High nitrogen loads and the associated nutrient imbalances are amplifying the drought effects and inducing a negative relation between winter temperature and stem increment of European beech (Chap. 5.2). These interactions are most probably responsible for the growth reductions in European beech we are observing.

Photo 6: Manure spreading with a pressure vessel increases nitrogen pollution.



Another effect of increased nitrogen deposition is an unbalanced nutrition of trees. The decline of foliar phosphorus which has been observed in all three tree species is suggested to be a consequence of excess nitrogen. In European beech this is also the case for foliar potassium and magnesium (Chap. 3). Today, foliar concentrations of phosphorus in both Norway spruce and European beech as well as of potassium and magnesium in European beech are at extremely deficient levels (Chap. 3; Fig. 8). Concentration ratios of nitrogen to phosphorus in European beech and Norway spruce are far above thresholds for harmonious nutrition and are related to nitrogen deposition.

Fig. 7: Relationship between stem increment of European beech and Norway spruce and nitrogen deposition. For this figure, all other predictors except nitrogen deposition were averaged (15).

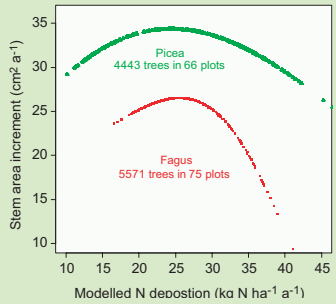


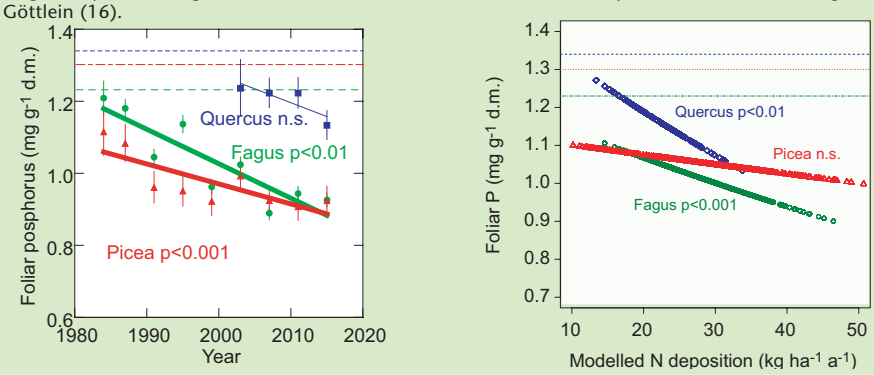
Photo 7: Stem increment measurement with a caliper.



Our data also suggest that the uptake of phosphorus and potassium in beech from the soil is impaired at high nitrogen deposition loads. Nutrition of oak in general is closer to optimum levels.

The nutrient imbalances in trees may give rise to a reduced resistance towards parasites and drought stress. In Norway spruce, mortality under drought stress is enhanced when either nitrogen deposition is high or there is an imbalance in foliar potassium and magnesium (Chap. 2.2.2). For European beech, mortality is increased by phosphorus deficiency (Chap. 2.2.1).

Fig. 8: Development of phosphorus concentrations in foliage of European beech, Norway spruce and oak (left) and the relationship between foliar phosphorus concentrations and modelled nitrogen deposition (right). Dashed lines indicate thresholds for adequate nutrition according to Göttlein (16).



Nitrogen not being absorbed from the soil by vegetation and microbes is leached as nitrate. This process is an indicator of excess nitrogen. Thresholds for nitrate leaching defined in the framework of the CLRTAP (17) are differentiated within Switzerland with respect to elevation. These thresholds are surpassed in about half of our forest plots equipped with lysimeters for soil solution analysis (Fig. 9), although there has been a slight decrease in nitrate leaching since 2005.

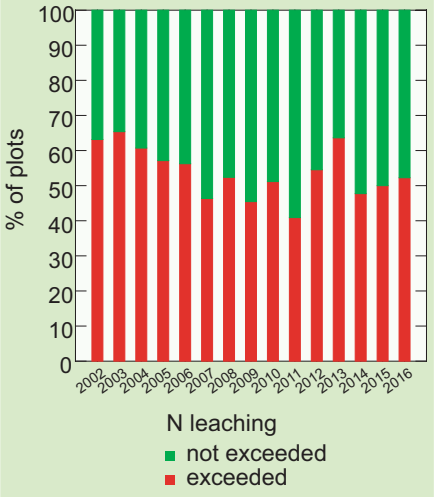
Nitrogen pollution is causing changes in forest ground vegetation and soil microbes. Nitrogen sensitive, usually endangered plant species disappear, while nitrophilic species like nettles or elder become more frequent. Blackberry cover increases exponentially when nitrogen deposition is above 20-25 kg N ha^{-1} a^{-1} (Fig. 10). Mycorrhizal diversity on roots of European beech is reduced on plots with high nitrogen deposition (18; Chap. 10, Fig. 11). Root colonization of ectomycorrhiza is reduced. Interestingly, ectomycorrhizal species that play an important role for phosphorus uptake of trees get rarer on plots with increased nitrogen deposition.

Soil acidification

As a consequence of air quality control measures, deposition of sulphur compounds, also known as acid rain, have strongly declined. Nitrogen deposition is, however, still high enough to cause significant acidification. In soil, ammonium is transformed to nitrate, releasing acidity. Nitrate not taken up by plants or microorganisms is leached, carrying along positive ions. These include the base cations calcium, potassium, magnesium and sodium, at

low pH levels also manganese and aluminium (Fig. 12). As a result, the base saturation of the soil cation exchangers decreases. Moreover, the ratio between cations and aluminium in soil solution, the so-called BC/Al-ratio, drops. Altogether, this process is called soil acidification.

Fig. 9: Exceedance rate of the limits for nitrogen leaching.



To monitor soil acidification, soil solution is collected with suction cups called lysimeters. Our measurements show that soil acidification is progressing (Fig. 13), although we see a slowdown in a couple of plots probably caused by a decrease in nitrogen deposition.

Consequences of nitrogen deposition and soil acidification in forests such as vegetation changes or changes in soil microbiota, reductions of rooting or nutrient imbalances in trees are developing gradually and are not easily detectable. Visible symptoms like discolorations by Mg deficiency have, however, increased in European beech. With our data we were also able to show that the risk for uprooting is increased strongly on acidified soils (19). Detecting the change and disentangling the effects is only possible with monitoring and evaluations.



Photo 8: Blackberry scrub (Frienisberg BE).

Fig. 10: Cover of blackberry in bright patches of the observation plots in relation to modelled nitrogen deposition.

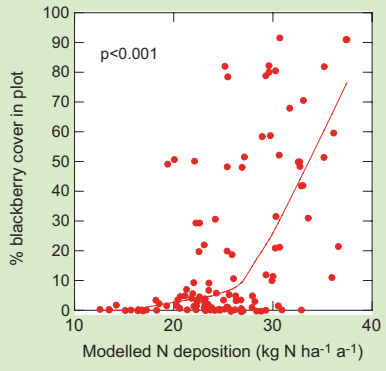


Photo 9: Several ectomycorrhizal species, i.e. *Cenococcum geophilum* and *Laccaria amethystina* on a European beech root from Zugerberg-Vordergeissboden (ZG).

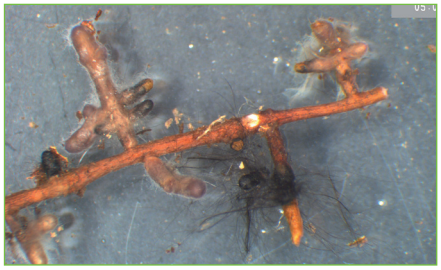
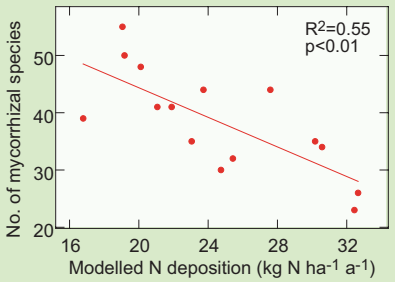


Fig. 11: Number of ectomycorrhizal fungal species on European beech roots in 15 plots along a nitrogen deposition gradient (18).



The actual state of soil acidification can be estimated based on ground vegetation and geological maps (Chap. 7.5). This enables a risk assessment for forested areas. Such base saturation maps for the upper soil layer were developed for the cantons AG, BL, BS, FR, SO, TG and ZH at a scale of 1:5'000.

Nutrient sustainability of whole tree harvesting

Whole tree harvesting for wood energy increases biomass gain by one third, while the heating value of crowns is lower and, moreover, nutrient removal is multiplied in comparison to the use of stem wood only. This is especially the case for phosphorus. Base cation and phosphorus supply in forest soils occurs through mineral weathering or by atmospheric deposition (dust from agricultural land, volcanic dust, Sahara dust etc.). These sources are not sufficient to cover phosphorus removal by whole tree harvesting. For potassium and calcium, atmospheric dust covers removal in half of the studied forests (Ch. 9). If nutrient leaching driven by nitrogen deposition is considered, balances for calcium and magnesium are mostly negative. This shows that the nitrogen deposition found in

large parts of the Swiss plateau renders sustainable forestry difficult and whole tree harvesting is not sustainable as long as there is no nutrient return (Chap. 9).

Ozone

Ozone is a strong oxidising agent and its effects on plants are well known (20). It causes characteristic visible injury on the foliage (21, Chap. 11.2). Ozone related growth reductions are, however, more relevant for forestry.

Fig. 12: Schematic presentation of soil acidification and nitrate leaching.

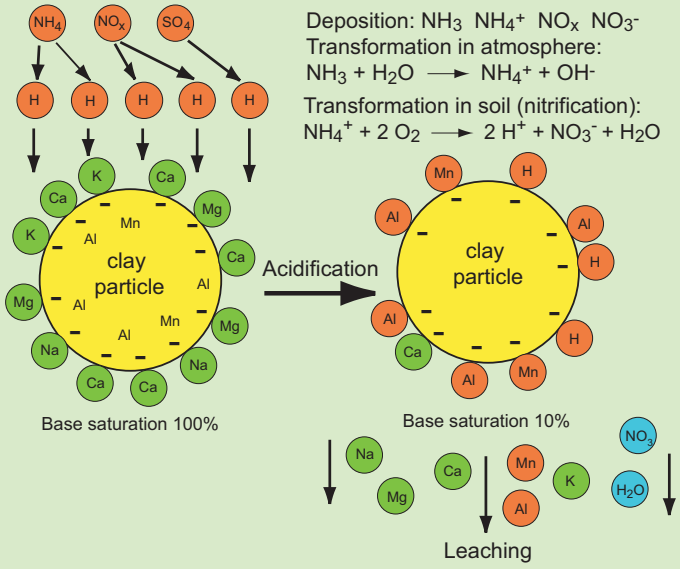
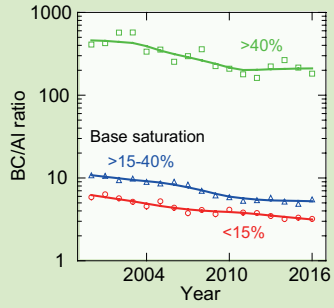


Fig. 13: Development of the BC/Al ratio, an indicator for soil acidification in the soil solution from plots with various degrees of acidification. Data from the upper soil (0-30cm), base saturation <15%: strongly acidified; >15-40%: acidified; >40% base rich.



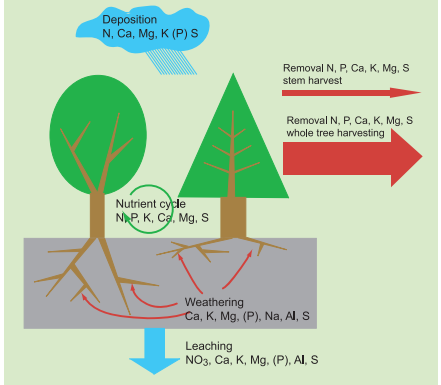
Based on data from various fumigation experiments, a working group under the CLRTAP has specified Critical Levels for various plant groups expressed as phytotoxic ozone dose per projected leaf area and year (22). For European beech and Norway spruce, these critical levels are 5.2 and 9.2 mmol m^{-2} a^{-1}, respectively. These values are surpassed at all IAP ozone-monitoring sites across all years. Ozone effects can be observed in stem increment of adult tress. Based on ozone flux mapping, a total growth reduction of 11% in Swiss forests has been estimated (23).



Photo 10: Processing of tree crowns to wood chips (Möhlin AG).

Since the 1980s, air quality control measures have reduced the precursors of ozone, i.e. nitrogen oxide and volatile organic compounds from traffic and industry. This has slightly reduced peak concentrations of ozone. However, the average ozone concentration (median) has remained stable or has slightly increased, while the base levels have augmented (24). Relevant for trees is not the atmospheric ozone concentration but the ozone flux through the stomata. Since 2000, ozone flux has decreased at four of six IAP-monitoring sites for Norway spruce, and for European beech at one of five stations.

Fig. 14: Nutrient cycle in forest ecosystems with in- and outputs.



Crown transparency of European beech is increased under high ozone levels (Chap. 2.1). Ozone affects also tree nutrition by reducing foliar nitrogen and phosphorus concentration both in European beech and Norway spruce (Chap.3.4). In general, ozone inhibits carbon transportation via phloem to the roots and thereby negatively affects growth of roots and mycorrhizal symbionts (18; Chap. 10.4).

Photo 11: Bronze discoloration in European beech induced by ozone (Muttenz BL)



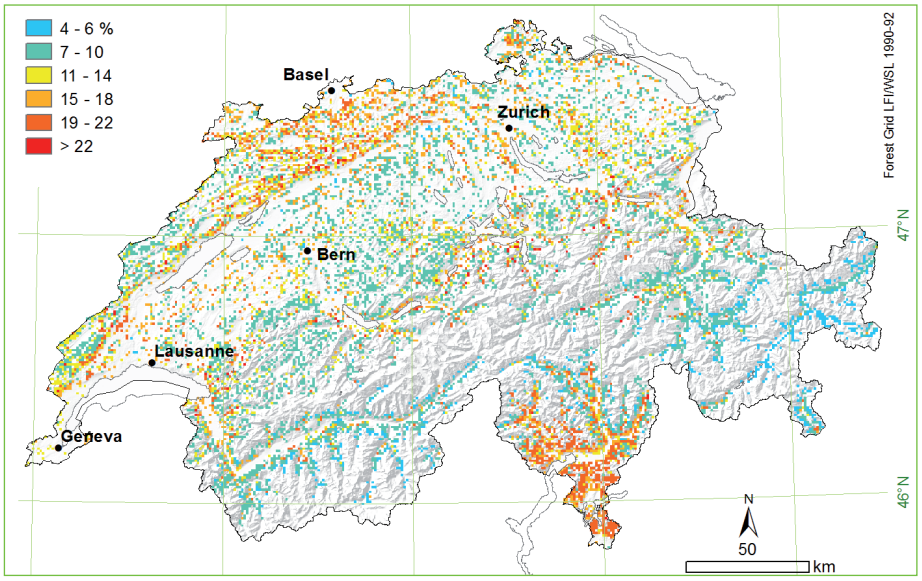
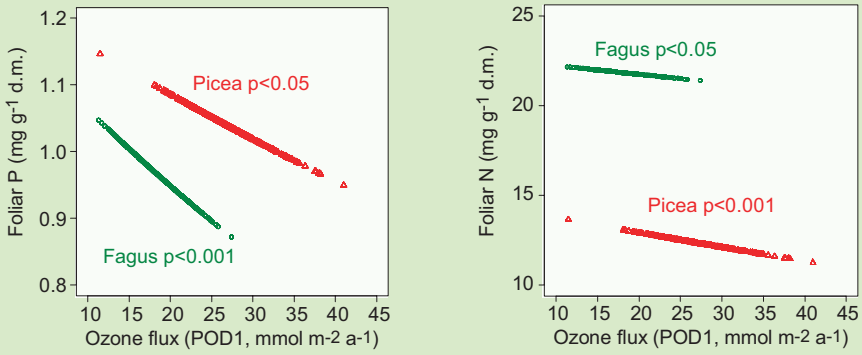


Fig. 15: Estimated growth reductions for trees caused by ozone (23).

Fig. 16: Relationship between the ozone level in the year preceding the leaf harvest and foliar nitrogen (left) and phosphorus concentration (right) in European beech and Norway spruce.



References

1. Kowalski, T. und Holdenrieder, O. (2008). Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 3, 45-50.
2. Engesser, R. et al. (2009). Wald und Holz 90, 24-27.
3. IPCC (2013). Climate Change 2013. The Physical Science Basis. Contribution of the Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 pp.
4. Remund, J. et al. (2016). In: Wald im Klimawandel, eds. Pluess, A. R., Augustin, S. and Brang, P., pp. 23-37. Haupt, Bern, Stuttgart, Wien.
5. Drobyshev, I. et al. (2010). Forest Ecology and Management 259, 2160-2171.
6. Arend, M. et al. (2016). In: Wald im Klimawandel, eds. Pluess, A. R., Augustin, S. and Brang, P., pp. 77-91. Haupt, Bern, Stuttgart, Wien.
7. Choat, B. et al. (2012). Nature 491, 752-755.
8. Engelbrecht, B. M. J. (2012). Nature 491, 675-677.
9. Brodribb, T. J. und Cochard, H. (2009). Plant Physiology 149, 575-584.
10. Nihlgård, B. (1985). Ambio 14, 1-8.
11. Aber, J. D. et al. (1989). BioScience 39, 378-386.
12. Bobbink, R. und Hettelingh, J.-P. (2011). RIVM report 680359002, Coordination Centre for Effects, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM).
13. Rihm, B. und Achermann, B. (2016). Critical Loads of nitrogen and their exceedances, 78 pp., Berne, Federal Office for the Environment (FOEN).
14. Spiecker, H. et al. (1996). Growth Trends in European Forests. Springer-Verlag, New York, 372 pp.
15. Braun, S., Schindler, C. und Rihm, B. (2017). Science of the Total Environment 599-600, 637-646.
16. Göttlein, A., Baier, R. und Mellert, K. H. (2011). Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 182, 173-186.
17. CLRTAP (2016). Mapping Critical Loads for Ecosytems. Chapter V of Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends. Update 13/01/2017. UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution,
18. de Witte, L. C. et al. (2017). Science of the Total Environment 605-606, 1083-1096.
19. Braun, S. et al. (2003). Water Air and Soil Pollution 142, 327-340.
20. UNECE (2017). Mapping Critical Levels for Vegetation, 66 pp., Bangor, UK, Center for Ecology & Hydrology (CEH).
21. Skelly, J. et al. (1987). Diagnosing Injury to Eastern Forest Trees. A manual for identifying damage caused by air pollution, pathogens, insects and abiotic stresses. Pennsylvania State University, University Park, 122 pp.
22. Mills, G. et al. (2011). Atmospheric Environment 45, 5064-5068.
23. Braun, S., Schindler, C. und Rihm, B. (2014). Environmental Pollution 192, 129-138.
24. FOEN (2016). Messresultate des Nationalen Beobachtungsnetzes für Luftfremdstoffe (NABEL), Bundesamt für Umwelt.

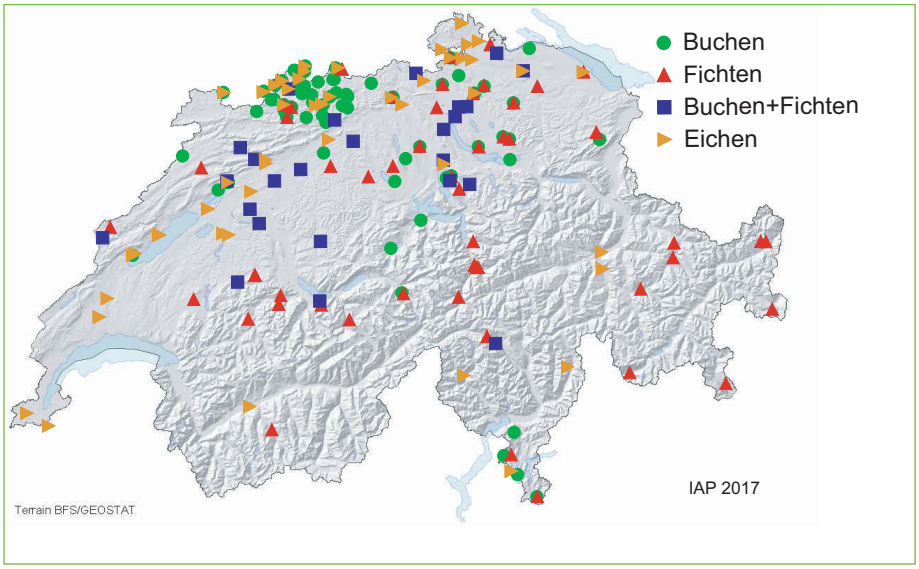
1 Einleitung

Die Walddauerbeobachtung ist ein wertvolles Instrument zur Erkennung und zur Dokumentation schleichender Veränderungen in den Wäldern. Während in den 1980er Jahren, zu Beginn des Walddauerbeobachtungsprogramms, der Fokus auf dem sauren Regen und auf dem Ozon lag, erlangten später auch die Auswirkungen erhöhter Stickstoffeinträge Aufmerksamkeit. Im Zusammenhang mit dem Klimawandel gilt nun auch ein Augenmerk auf klimatische Einflüsse und ihre Interaktionen mit klassischen anthropogenen Belastungen. Unterdessen liegt eine über 30jährige Zeitreihe vor, die z.T. markante Veränderungen der Ernährung, des Zuwachses und der Bodenchemie zeigt. Diese lange Zeitreihe und die Beobachtung auf einer Vielzahl von unterschiedlichen Standorten erlauben epidemiologische Auswertungen, die das Verständnis für Prozesse in den Waldökosystemen erweitern und vertiefen. Die Walddauerbeobachtung wird ergänzt durch experimentelle Untersuchungen, die eine Interpretationshilfe für die beobachteten Prozesse liefern. Die Kombination dieser beiden Ansätze, Epidemiologie und Experiment, erlaubt es, kritische Belastungsgrenzen für das Ökosystem Wald zu ermitteln. Die Ergebnisse fliessen in die entsprechenden Arbeitsgruppen unter der UNECE Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung ein (UNECE 2011, UNECE 2017). Durch Vergleich mit internationalen Publikationen sind die Ergebnisse auch breit abgestützt.

Die ersten 51 Walddauerbeobachtungsflächen wurden 1984/85 vom IAP im Auftrag der Kantone AG, BE, BL, BS, SO, ZH und ZG eingerichtet. Das Flächennetz wurde laufend erweitert; 2006 kam der Kanton TG dazu, 2015 der Kanton GR und ein Zusammenschluss der Zentralschweizer Umweltfachstellen (LU, OW, NW, UR und SZ). Dabei wurden auch gezielt Problemstandorte oder Standorte mit extremen ökologischen Bedingungen einbezogen, da eine epidemiologische Auswertung ein breites Spektrum der auszuwertenden Parameter voraussetzt. 2009 wurden Eichen in die Untersuchungen aufgenommen. Das heutige Netz umfasst 189 Flächen (Abb. 17). 2017 wurden 6398 Buchen, 5268 Fichten, und 1862 Eichen bonitiert.

Eine detaillierte Methodenbeschreibung würde den Rahmen dieses Berichtes sprengen. Angaben zu Sammelmethoden und über den Datenumfang sind im jeweiligen Abschnitt des Berichts enthalten. Für Methoden der chemischen Analyse sei auf Publikationen in Fachzeitschriften verwiesen (Braun et al. 2003, Braun et al. 2017a). Die verwendeten statistischen Methoden sind im Anhang (Kap. 14) sowie in Braun et al. (2017b) näher beschrieben.

Abb. 17: Dauerbeobachtungsflächen im Jahr 2017.



2 Bonitierung des Kronenzustands

2.1 Kronenverlichtung

Die Kronenverlichtung stellt eine nützliche Richtgrösse dar, die es erlaubt, den Waldzustand über einen längeren Zeitraum mit einer verhältnismässig einfachen und schnellen Methode abzuschätzen. Sie wird in 5%-Stufen eingeschätzt und nach einer international einheitlichen Skala bewertet (Tab. 1). Gemäss dem ICP Forests – einem Arbeitsprogramm unter der UNECE-Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung – gelten Bäume mit einer Kronenverlichtung von mehr als 25% als gestresst (ICP Forests 2003). In den nachfolgenden Abbildungen ist deshalb dieser Anteil dargestellt. Eine Verlichtung >60% wird selten beobachtet, und die Verlichtungsstufe 4 (abgestorben) wird in Kap. 2.2 gesondert behandelt.

Tab. 1: Verlichtungsstufen gemäss ICP Forests 2003.

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

Die Kronenverlichtung ist ein unspezifischer Parameter, der durch verschiedene Faktoren beeinflusst werden kann. Trotzdem kann sie wichtige Hinweise auf laufende Prozesse und auf den Gesundheitszustand von Einzelbäumen geben. Bei der Beurteilung der Entwicklung muss berücksichtigt werden, dass abgestorbene Bäume aus dem Datenset entfernt werden. Eine bekannte Ursache für erhöhte Kronenverlichtung ist Trockenheit (Seidling 2007). Aber auch Ozon kann zu stärker verlichteten Kronen führen, wie dies von verschiedenen Autoren berichtet wurde (Klap et al. 2000b, Bussotti und Ferretti 2009). Das ist ein Hinweis darauf, dass Ozon die Vitalität der Bäume beeinträchtigt. Für die Auswertung wurde deshalb die Kronenverlichtung zu verschiedenen erklärenden Faktoren wie Witterungseinflüssen, Ozon und Fruchtbehang in Beziehung gesetzt.

Bei den Buchen ist die Kronenverlichtung mit der Trockenheit und dem Ozonflux des Vorjahrs (Abb. 19) und dem Fruchtbehang des laufenden Jahres korreliert (Tab. 17). Mit diesen Parametern kann die jährliche Variation der Kronenverlichtung gut erklärt werden (Abb. 18). So ist die hohe Kronenverlichtung im Jahr 2016 auf den hohen Fruchtbehang und die Hitzeperiode im Vorjahr (2015) zurückzuführen, während für 2014 vor allem der hohe Fruchtbehang entscheidend war.

Bei den Fichten ist vor allem die Trockenheit der Vorjahre ein signifikanter Prädiktor der Kronenverlichtung. Die Beziehung ist über die letzten vier Jahre signifikant (Tab. 18), was wohl durch die längere Lebensdauer der Nadeln erklärt werden kann. Ältere Bäume sind stärker verlichtet. Diese Beziehung ist vermutlich der Grund für die oft in höheren Lagen beobachtete erhöhte Kronenverlichtung. Warme Winter sind ebenfalls mit einer erhöhten Kronenverlichtung von Fichten

Foto 12: Verlichtete Kronen von Buchen, Eichen und Fichten.







Abb. 18: Anteil Buchen mit >25% Kronenverlichtung (rote Linie) im Vergleich zu der aus Trockenheit, Ozon und Fruchtbehang (Tab. 17) berechneten Verlichtung (blaue Linie). Ozondaten sind nur für die Zeitperiode 1992-2014 verfügbar, deshalb ist die Linie mit den erklärten Werten kürzer.

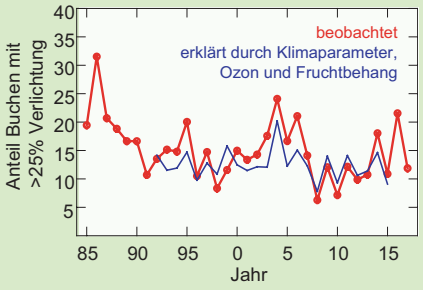
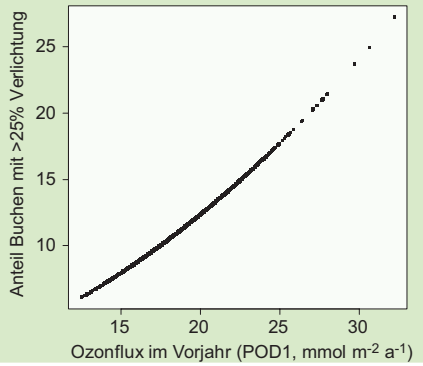




Foto 13: Spätfrostschäden an Buchen auf dem Grenchenberg (SO).

Abb. 19: Beziehung zwischen dem Ozonflux des Vorjahrs und dem Anteil verlichteter Buchen (%). Vorhersagen aufgrund des Regressionsmodells in Tab. 17 unter Mittelung aller anderen Parameter.



korreliert. Die aufgrund der Parameter in Tab. 18 (Alter, Trockenheit, Spätfrost, Wintertemperatur) geschätzte Kronenverlichtung erklärt die jährliche Variation nicht ganz so gut wie bei den Buchen (Abb. 20). Markant war 2015 ein starker Befall der Fichten mit dem Fichtenblasenrost (*Chrysomyxa rhododendri*) (Foto 14).

Im Zuge des Klimawandels wird der Eiche eine grosse Bedeutung als Zukunftsbaumart beigemessen. In diesem Zusammenhang ist bemerkenswert, dass sich bei den Eichen zur Zeit keine Beziehungen zwischen Klimaparametern und Kronenverlichtung finden lassen. Das Datenset ist im Vergleich zu Fichten und Buchen kleiner und umfasst 10 Jahre.

In der Regel ist die Traubeneiche weniger stark verlichtet als die beiden anderen Eichenarten. Stiel- und Flaumeichen wechseln sich ab mit dem höchsten Schadensausmass (Abb. 21). Extreme Hitzeperioden wie in den Sommern 2015 und 2016 können auch der Flaumeiche zusetzen, wie Beobachtungen in La Sarraz (VD) (Foto 40) und in Caslano (TI) (Foto 15) zeigen.

Abb. 20: Anteil Fichten mit >25% Kronenverlichtung (rote Linie) im Vergleich zu der aus Trockenheit, Spätfrost und Wintertemperatur (Tab. 18) berechneten Verlichtung (blaue Linie).

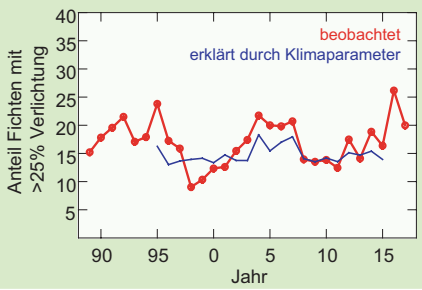




Foto 14: Mit dem Fichtenblasenrost (*Chrysomyxa rhododendri*) befallene Fichten auf dem Malojapass (GR).

Abb. 21: Entwicklung des Anteils Eichen mit einer Kronenverlichtung >25%, getrennt nach Eichenarten.

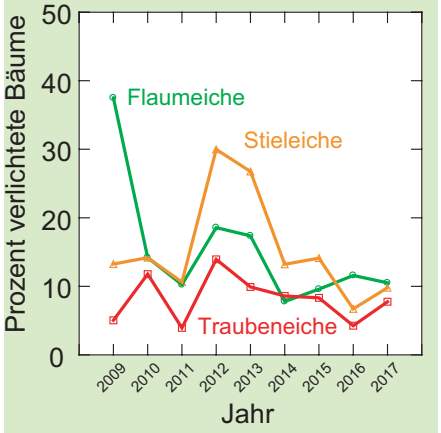


Foto 15: Flaumeichen mit Trockenschäden in der näheren Umgebung der Fläche Caslano (TI).



2.2 Baummortalität

Bei allen drei Baumarten ist die Mortalität nach Trockenheit erhöht, wobei eine Mittelung der Trockenheitsindikatoren über zwei (Buchen), drei (Fichten) oder vier Vorjahre (Eichen) am besten ist. Das heisst, dass die Mortalität der ausgewachsenen Waldbäume in den Beobachtungsflächen ein eher langsamer Prozess ist. Damit rückt ein akutes hydraulisches Versagen durch Kavitation als Mortalitätsursache eher in den Hintergrund. Das Absterben kann wohl eher durch eine kontinuierliche Schwächung und durch einen Befall mit Schwächeparasiten erklärt werden.

2.2.1 Mortalität von Buchen

Das Datenset für die Mortalität von Buchen umfasst 158034 Einzelbeobachtungen an 52-100 Standorten während 2-31 Jahren. Insgesamt starben während der Beobachtungszeit 139 Bäume ab (0.09%).

Eine Auswertung der Kronenverlichtung absterbender Buchen zeigt, dass dem Absterbeprozess eine mehrere Jahre andauernde Schwächung des Baumes vorausgeht, die sich in der Kronenverlichtung bemerkbar macht (Abb. 22). Es erscheint deshalb sinnvoll, bei der Auswertung auch die Klimaparameter über mehrere Vorjahre einzubeziehen. Die Mortalität der Buchen war signifikant mit der Trockenheit der beiden Vorjahre korreliert (Tab. 19, Abb. 23). Klimaparameter der laufenden Vegetationsperiode zeigten auch bei Mittelung über die Zeit bis zur jährlichen Aufnahme der Kronenverlichtung (ab Mitte Juli) keine Korrelation. Ausser der Trockenheit waren die Phosphorkonzentration und die Meereshöhe signifikant korreliert. Bei Phosphor ist die Beziehung nicht linear. Unterhalb einer Konzentration von 1 mg g^{-1} steigt die Mortalität stark an (Abb. 23). In höhergelegenen Flächen war die Mortalität geringer. Bester Trockenheitsindikator für die Mortalität der Buche war die minimale Standortswasserbilanz nach Spellmann et al. (2007). Aufgrund der Beziehung mit der minimalen SWB wird geschätzt, dass die Mortalität bei den Buchen nach 2003 um 83% erhöht war. Die Mortalität schwankt zwar stark von Jahr zu Jahr, aber die Schätzung scheint auch bei Vergleich mit den beobachteten Daten realistisch (Abb. 24). Bréda und Badeau (2008) berichten über Mortalitätszahlen von Laubholz im französischen Netz von Walddauerbeobachtungsflächen, dass diese 2004 im Vergleich zum Durchschnitt der übrigen gezeigten Werte um 94% erhöht waren.



Foto 16: Buche mit Schleimfluss (Brislach BL)

Abb. 22: Kronenverlichtung von Buchen in den Jahren vor dem Absterben. Balken: 95%-Vertrauensbereich. Datensatz 1984-2016.

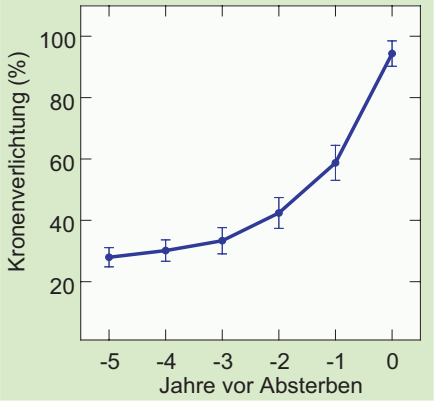


Abb. 23: Visualisierung der in Tab. 19 aufgeführten Regression. Links: Beziehung zwischen Mortalität und Phosphorkonzentration. Rechts: Beziehung mit der minimalen Wasserbilanz, gemittelt über zwei Vorjahre. Vorhersagen aufgrund des Regressionsmodells in Tab. 19 unter Mittelung aller anderen Parameter.

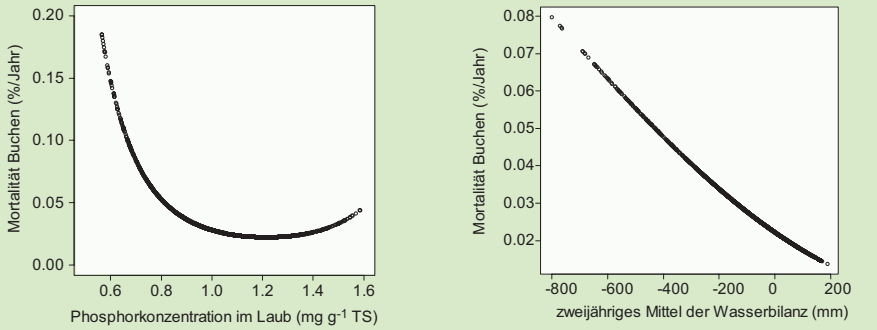
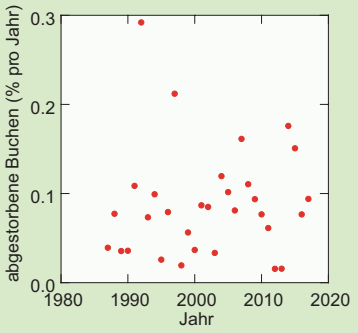


Abb. 24: Mortalität von Buchen in den einzelnen Beobachtungsjahren (Prozent pro Jahr).



2.2.2 Mortalität von Fichten

Das Datenset für die Mortalität von Fichten umfasst 106388 Einzelbeobachtungen an 7-79 Standorten während 2-33 Jahren mit 522 abgestorbenen Bäumen. Dies ergibt eine Mortalitätsrate von 0.49% pro Jahr.

Bei den Fichten ist die Kronenverlichtung in den Jahren vor dem Absterben nicht so deutlich erhöht wie bei den Buchen (Abb. 25). Das deutet auf einen plötzlicheren Absterbeprozess als bei der Buche. Eine Prüfung des Verhältnisses zwischen aktueller und potentieller Evapotranspiration aus weiter zurückliegenden Jahren ergab aber trotzdem, dass die Trockenheit bis drei Jahre zurück einbezogen werden muss (Tab. 20). Damit geht die Trockenheitswirkung noch ein Jahr weiter zurück als bei der Buche, und der Effekt ist deutlicher.

Die Mortalität der Fichten zeigte eine starke zeitliche Variation (Abb. 26). Zwischen 2001 und 2006 war sie als Folge der Borkenkäferinvasion nach dem Sturm „Lothar" 1999 deutlich erhöht. Dieser Verlauf ist ähnlich wie die gesamtschweizerische Buchdruckersituation (Meier et al. 2014). 2017 erreichte sie den zweithöchsten Stand seit Beginn der Beobachtungen.
Die Mortalität von Fichten ist mit Trockenheit, Nährstoffversorgung in den Nadeln (N:K, P, Mg) und der Stickstoffdeposition korreliert. Die Trockenheitswirkung schwächt sich mit zunehmender zeitlicher Distanz zur beobachteten Mortalität ab (Tab. 20). Es wurde deshalb ein Trockenheitsindikator berechnet, der aufgrund der Regressionsresultate zeitlich gewichtet ist (Abb. 27).

Abb. 25: Kronenverlichtung von Fichten in den Jahren vor dem Absterben. Balken: 95%-Vertrauensbereich. Datensatz 1984-2016.

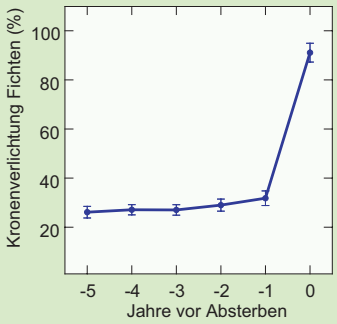
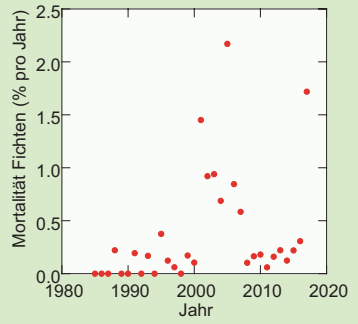


Abb. 26: Zeitlicher Verlauf der Fichtenmortalität.



Dieser Trockenheitsindikator zeigt eine signifikante Interaktion mit der Stickstoffdeposition (Tab. 21, Abb. 28). Die Beziehungen sind z.T. deutlich nichtlinear, was mit einer polynominalen Regression berücksichtigt wurde. Da der grösste Teil der beobachteten Fichtenmortalität auf Borkenkäferbefall zurückgeht, lassen diese Interaktionen den Schluss zu, dass die Stickstoffdeposition die Empfindlichkeit der Fichten gegenüber dem Borkenkäfer erhöht. Auch bei tiefer Mg-Konzentration in den Nadeln ist die Mortalität der Fichten deutlich erhöht (Abb. 29).



Foto 17: Fällung und Entrinden von mit Borkenkäfern befallenen Fichten in Stampa (GR).

Abb. 27: Beziehung zwischen Fichtenmortalität und der über drei Jahre gemittelten Trockenheit (Eta/ETp über die ersten 85 Tage der Vegetationsperiode, gewichtete Mittelung gemäss Regressionsresultat in Tab. 20). Vorhersagen aufgrund des Regressionsmodells in Tab. 21 unter Mittelung aller anderen Parameter.

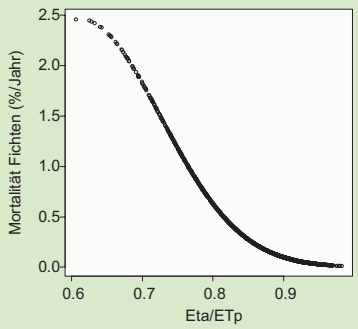


Abb. 28: Interaktion zwischen Trockenheit und dem N:K-Verhältnis in Fichtennadeln (links) und der Stickstoffdeposition (rechts). Vorhersagen aufgrund des Regressionsmodells in Tab. 21 unter Mittelung aller anderen Parameter.

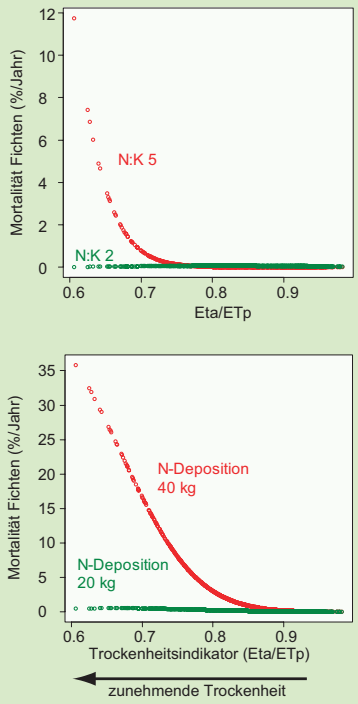
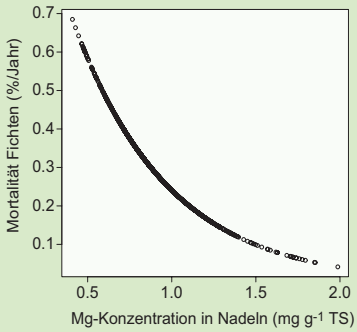


Abb. 29: Beziehung zwischen der Mg-Konzentration in Fichtennadeln und der Mortalität. Vorhersagen aufgrund des Regressionsmodells in Tab. 21 unter Mittelung aller anderen Parameter.



2.2.3 Mortalität von Eichen

Das Eichendatenset ist umfasst 3-49 Standorte aus 1-32 Jahren Beobachtung mit 17626 Einzelbeobachtungen und insgesamt 49 abgestorbenen Bäumen. Dies ergibt eine mittlere Mortalitätsrate von 0.28% pro Jahr, was deutlich höher ist als die Rate bei den Buchen (0.09%), aber kleiner als bei den Fichten (0.46%). Die Kronenverlichtung in den Jahren vor dem Absterben zeigt ein ähnliches Bild wie bei den Buchen, auch wenn die Streuung infolge des kleineren Datensets höher ist (Abb. 30).

Die Mortalität steigt auch bei den Eichen mit zunehmender Trockenheit deutlich an (Abb. 31). Bester Trockenheitsindikator war die über 4 Jahre gemittelte minimale Standortswasserbilanz. Absterbende Eichen zeigen häufig Schleimflussflecken am Stamm.

Abb. 30: Kronenverlichtung von Eichen in den Jahren vor dem Absterben.

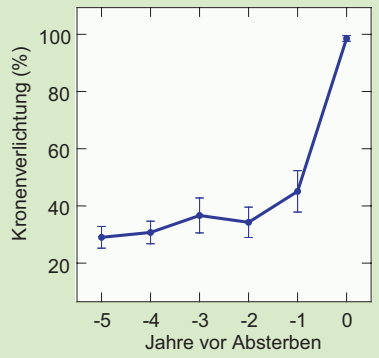
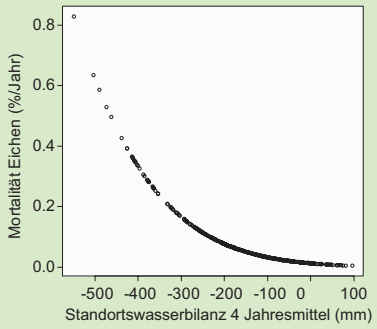


Abb. 31: Beziehung zwischen der Mortalität von Eichen und der minimalen Standortswasserbilanz. Vorhersagen aufgrund des Regressionsmodells in Tab. 22 unter Mittelung aller anderen Parameter.



2.2.4 Sturmschäden und Waldbrand

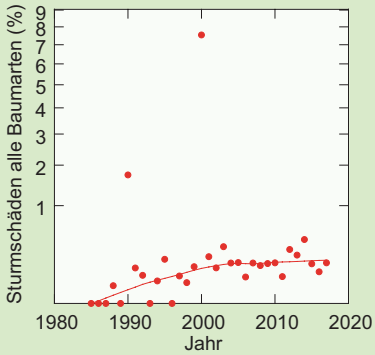
Um die Entwicklung der Sturmschäden auszuwerten, wurden Windwurf und Stammbruch über alle Baumarten aufsummiert und in Relation zur Gesamtanzahl der Bäume gesetzt. Seit Beginn der Beobachtungsreihe haben die Sturmschäden im Mittel, abgesehen von den Extremjahren 1990 und 1999, deutlich zugenommen (Abb. 32). Diese Entwicklung kann nicht mit dem wachsenden Baumkollektiv erklärt werden, da eine Beschränkung auf das ursprüngliche Kollektiv am Gesamtbild nichts ändert.

Im Dezember 2016 war die Eichenfläche in Mesocco GR von einem Waldbrand betroffen. Die meisten Eichen überlebten dieses Ereignis gut. Lediglich einige Äste starben ab. Zwei von 35 Eichen waren hohl, entwickelten sich zur Fackel und brannten völlig aus (Foto 18).



Foto 18: Eichenbestand in Mesocco GR nach einem Waldbrand.

Abb. 32: Häufigkeit von Sturmschäden in den Beobachtungsflächen. Für diese Grafik wurden alle Baumarten zusammengenommen.



Sturmschaden. Metzerlen (SO).



2.2.5 Wirkung von Trockenheit und Ernährung auf die Mortatlität

Bei Wachstum und Mortalität sind nicht die gleichen Trockenheitsindikatoren am besten geeignet. Dieser Unterschied kann physiologisch begründet werden. Wachstum wird durch die Meristemaktivität bestimmt, und diese kann durch tiefe Wasserpotentiale direkt gehemmt werden (Würth et al. 2005). Die Prozesse, die die trockenheitsbedingte Mortalität steuern, sind dagegen vielfältiger. Eine wichtige Rolle spielt der Verlust der Wasserleitfähigkeit unter Wasserspannung, wenn die Leitgefässe mit Luftblasen gefüllt werden (Emboliebildung oder Kavitation: Cochard 1992). Der Tod tritt bei einem Leitfähigkeitsverlust von 50% bei Koniferen (Brodribb und Cochard 2009) und von 90% bei Laubhölzern (Cochard pers. Mitt.) ein. Die Resistenz gegenüber Kavitation ist mit der Trockenheitsresistenz von Baumarten korreliert (Choat et al. 2012; Engelbrecht 2012). Trotzdem ist ein akutes hydraulisches Versagen als Mortalitätsursache im vorliegenden Fall weniger wahrscheinlich, da offenbar das Klima eines längeren Zeitraums entscheidend ist. Wahrscheinlicher ist, dass eine Erhöhung der Parasitenanfälligkeit durch Trockenheit eine wichtige Rolle spielt, wie dies beim Fichtenborkenkäfer bekannt ist. Die mit einer Trockenperiode meist einhergehenden hohen Temperaturen können die Entwicklung der Insekten beschleunigen (Wermelinger und Seifert 1999) oder Trockenheit kann die Bäume anfälliger machen (Rouault et al. 2006). Bei vielen Pilzkrankheiten gilt Ähnliches. So werden z.B. das Triebsterben der Föhre (Blodgett et al. 1997), der Hallimasch (Guillaumin et al. 1985) oder wurzelnbefallende Phytophthora-Arten (Jung 2009) durch Trockenheit gefördert. Desprez-Loustau et al. (2006) haben einen umfangreichen Review über den Zusammenhang von Trockenheit und Pilzkrankheiten publiziert. Bei ausgewachsenen Waldbäumen ist dieser sekundäre Trockenheitseffekt wahrscheinlich bedeutender als ein primäres akutes „Verdursten". Bei den Fichten kann dies direkt beurteilt werden, da der Borkenkäferbefall getrennt aufgenommen wurde. Der entsprechende Anteil an der Gesamtmortalität beträgt im Mittel der Jahre 1987-2013 87%. Auch bei den Buchen ist ein durch Trockenheit erhöhter Parasitenbefall sicher mitbeteiligt. Darauf deutet die bereits mehrere Jahre vor dem Absterben und damit chronisch erhöhte Kronenverlichtung hin, wie sie auch von Dobbertin und Brang (2001) bei verschiedenen Baumarten beobachtet wurde. Direkt sichtbare Indizien sind Schleimflussflecken (Foto 16), die auf eine Infektion mit dem Pilz *Nectria coccinea* oder durch Hallimasch (*Armillaria mellea*) zurückgeführt werden können.

Die Versorgung mit Nährstoffen, besonders mit Kalium, spielt eine wesentliche Rolle bei der Resistenz gegenüber Parasitenbefall (Chaboussou 1973, Mrazek 1983; Review durch Amtmann et al. 2008) oder Trockenheit (Marschner 1995, Egilla et al. 2001, Christina et al. 2015). Die Kaliumkonzentration in den Fichtennadeln war mit der Stickstoffdeposition negativ korreliert (Braun et al. 2018). Die Wirkung von Trockenheit wird durch unausgeglichene Kaliumversorgung oder durch erhöhte Stickstoffdeposition verstärkt. Diese Stickstoffwirkung könnte eine Erklärung dafür sein, der Borkenkäferbefall der Fichten nach dem Trockenjahr 1947 deutlich geringer ausfiel als nach dem – nicht ganz so starken – Trockenjahr 2003, wie dies Zingg und Bürgi (2008) erwähnen.

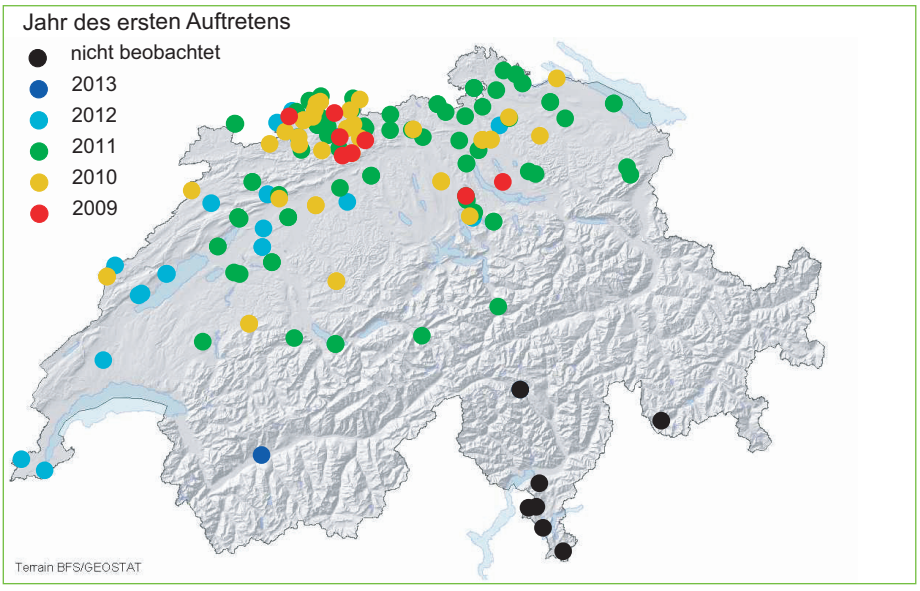
Bei der Buche wurde eine Beziehung zwischen der Mortalität und Phosphor gefunden. Eine solche wurde z.B. auch von Morillas et al. (2012) an Korkeichen in Spanien beobachtet. Ein möglicher Wirkungsmechanismus für eine erhöhte Mortalität bei P Mangel ist eine verminderte Resistenz gegenüber Kavitation (Harvey und van den Driessche 1997). Die Wirkung von P auf die Resistenz gegenüber Parasiten ist widersprüchlich (Veresoglou et al. 2013), aber im Falle von amerikanischen Buchen (*Fagus grandifolia*) fanden Cale et al. (2015) u.a. verminderte P-Konzentrationen und ein erhöhtes N:P-Verhältnis in der Rinde von Buchen, die mit den beiden Buchenrindennekrose verursachenden Pilzen *Neonectria ditissima* und *N. faginata* befallen waren. Auch Perrin und Garbaye 1984 fanden ein erhöhtes Auftreten der Buchenrindennekrose bei unausgeglichener Ernährung.

2.3 Monitoring Eschentriebsterben

Das Eschentriebsterben wurde erstmals in den 1990er Jahren in Polen nachgewiesen (Kowalski und Holdenrieder 2008). Von dort breitete sich die Krankheit rasch über ganz Europa aus und wurde 2008 auch in der Nordwestschweiz registriert (Engesser et al. 2009). Der ursprünglich aus Ostasien stammende Pilz *Hymenoscyphus fraxineus* (Gross et al. 2014, Baral et al. 2014) befällt Eschen aller Altersklassen und verursacht ein Zurücksterben der Krone. Die Esche ist mit einem Stammzahlanteil von 4.6% die zweithäufigste Laubbaumart in der Schweiz (Abegg et al. 2014). Sie stockt auf unterschiedlichen Standorten von flachgründig, trocken bis feucht und tiefgründig (Schütt et al. 1992) und ihr Holz ist vielseitig verwendbar und erzielt gute Preise (Aargauischer Waldwirtschaftsverband 2016, Forstamt Thurgau 2016). Ein flächendeckender Ausfall dieser Baumart würde sowohl ökologische als auch ökonomische Folgen mit sich bringen. Es ist somit von Bedeutung, die Krankheit und ihren Verlauf im Auge zu behalten und genauer zu untersuchen. Beobachtungen aus Deutschland haben gezeigt, dass auch in Beständen, die bereits längerfristig befallen sind und einen hohen Infektionsgrad aufweisen, noch immer Eschen zu finden sind, die resistent gegen einen Befall zu sein scheinen (Enderle et al. 2016).

Anhand von Beobachtungen der Eschen während den Bonitierungsarbeiten für die Walddauerbeobachtung im Sommer wurde eine Verbreitungskarte erstellt. Abb. 33 zeigt deutlich, wie sich die Krankheit seit dem ersten Nachweis 2008 in unseren Beobachtungsflächen und Umgebung ausgebreitet hat. 2014 erreichte die Eschenwelke die Alpensüdseite.

Abb. 33: Verbreitungskarte der Eschenwelke anhand von Befunden auf den Flächen des interkantonalen Walddauerprogramms und ihrer Umgebung.



Das IAP startete 2013 im Auftrag der Kantone ein Monitoringprojekt zu diesem Thema. Ziel ist es, mehr über den Krankheitsverlauf herauszufinden und resistente Bäume für die Nachzucht ausfindig zu machen. 2013 wurden auf 17 Standorten mit vielen befallenen Eschen jeweils zwischen 6 und 10 optisch gesunde Bäume ausgesucht und markiert. 2014 kamen vier weitere Standorte dazu. Die Beobachtungsflächen liegen in der Nordwestschweiz, wo die Krankheit am längsten vorhanden ist.

Für die Auswertung werden die erhobenen Daten anhand von Befallsintensität und Kronenverlichtung mit einem Schlüssel zu Schadstufen vereint (Tab. 2).

Seit Beginn der Beobachtungen haben die symptomfreien Bäume abgenommen. 2017 können 43 Bäume (21.9%) als optisch symptomfrei eingestuft werden. Der grösste Teil (140 Bäume, 71.4%) liegt in der Befallsstufe 2, was erste Befallsmerkmale bedeutet. Die Zahl der abgestorbenen Eschen stieg von 3 auf insgesamt 6 Bäume (3.1%). Zwei Bäume waren seit Beginn der Beobachtungen im Jahr 2013 jedes Jahr symptomfrei. Bei allen anderen Eschen der Befallsstufe 0 und 1 traten im Laufe der Beobachtungen mindestens einmal Befallssymptome auf. Interessant dabei ist aber, dass diese Bäume in den Folgejahren wieder symptomfrei waren, was zumindest auf eine Krankheitstoleranz hinweist. Grund für die etwas bessere Bewertung im 2017 könnten auch vorangegangene Unwetter (Sturm und Hagel) sein, welche die welken Blätter abgeschlagen haben. Die Reduktion

der Gesamtzahl auf 196 Bäume entstand aufgrund von Durchforstungen und Windwürfen.

Das Eschentriebsterben ist auf allen Monitoringflächen sehr aktiv. Bäume können in nur ein bis zwei Jahren absterben. Zwischen 2013 und 2015 wurden jedes Jahr rund 50% der vorher symptomfreien Bäume vom Pilz befallen. Einerseits haben wir Flächen, wo jeder Baum befallen ist. Andererseits gibt es aber auch nach vier Jahren Beobachtung noch Flächen, wo die Anzahl befallener Bäume bei unter 60% liegt. Es besteht also immer noch Hoffnung, dass es in den Schweizer Wäldern resistente oder zumindest krankheitstolerante Eschen gibt. Für lokale Forstbetriebe ist es deshalb wichtig, diese Bäume bei Durchforstungen zu erhalten und zu fördern. In stark befallenen Beständen muss nach einer ökonomischen und ökologischen Kompensation gesucht werden.

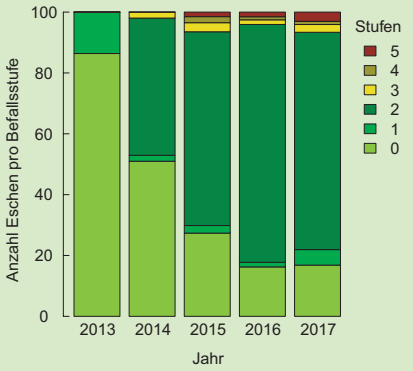
Eine umfangreiche Literaturstudie von Mitchell et al. (2014) befasste sich mit den Arten (Tiere, Pflanzen, Pilze), die auf oder mit der Esche leben, und möglichen Ersatzbaumarten, die den Lebensraum und die ökologische Funktionen der Esche ersetzen könnten. Dies ist bei keiner Baumart vollständig möglich. Das grösste Kompensationspotential haben Eichen (*Quercus robur/petraea*), die etwa 60% der mit der Esche vorkommenden Arten beherbergen können. Ein Potential von >50% weisen auch Buchen (*Fagus sylvatica*), Ulmen (*Ulmus procera/glabra*) und Bergahorn (*Acer platanoides*) auf.

Tab. 2: Stufen für die Eschenbonitierung. Roter Kreis bei Stufe 2 signalisiert eine einzelne Befallsstelle.

Stufe 0	
Vitale Esche, befallsfrei	
Stufe 1	
Krone mit reduzierter Belaubung	
noch keine Befallsmerkmale	
Kronenverlichtung 20-25%	
Stufe 2	
erste Befallsmerkmale	
Befallsintensität 1-20%	
Kronenverlichtung 5-25%	
Stufe 3	
deutliche Schädigung	
Befallsintensität 20-30%	
Kronenverlichtung 30-40%	
Stufe 4	
Starker Befall	
zurücktrocknen der Krone, büschelige Restbelaubung, Kompensation durch Klebäste	
Befallsintensität 40-95%	
Kronenverlichtung 40-90%	
Stufe 5	
Baum abgestorben	
Befallsintensität und Kronenverlichtung 100%	



Abb. 34: Befallsentwicklung. Prozentualer Anteil der Schadstufen am gesamten Baumbestand im Monitoringprogramm. (2013 n= 169, 2014 n= 204, 2015 n= 201, 2016 n= 197, 2017 n=196).



2.4 Phytopathologische Untersuchungen an Ahorn

In Pratteln (BL) wurde 2016/17 Absterben einiger Ahornbäume (*Acer pseudoplatanus* L.) beobachtet. Die Stämme zeigten von Überwallungswülsten begrenzte Stammnekrosen (Foto 19). Aus der Übergangszone zwischen gesundem und krankem Gewebe wurden der Pilz *Fusarium sambucinum* Fuckel und das Bakterium *Bacillus subtilis* isoliert. Der Pilz ist weit verbreitet und bei Föhrenkeimlingen als Wurzelpathogen bekannt (Ocamb et al. 2002). Das Bakterium ist als Antagonist des Pilzes beschrieben, ebenfalls an Wurzeln von Föhrenkeimlingen (Maciel et al. 2014). Das Vorkommen des Pilzes an Ahorn ist in der Fachliteratur nicht bekannt, aber es gibt einen Hinweis auf einer Webseite in Österreich, dass er als Ursache für Holzverfärbungen und Rindenrisse bei Ahorn in Frage kommt (www.bfw.ac.at). Die Bedeutung des Befalls ist bis jetzt nicht bekannt. Der Bestand wird im Auge behalten.



Foto 19: Stammnekrose an Ahorn (*Acer pseudoplatanus)* in Pratteln (BL).

3 Nährstoffversorgung

3.1 Entwicklung

Die Entwicklung der Nährstoffkonzentration in den letzten 34 Jahren ist markant. Zwischen 1984 und 2015 hat die Phosphorkonzentration bei den Buchen um 24.5% und bei den Fichten um 15.4% abgenommen (Abb. 35). Die Abnahme der Kaliumkonzentration bei den Buchen im gleichen Zeitraum beträgt 10.5% und diejenige der Mg-Konzentration 23.7%. Die Grenzwerte für ausreichende Ernährung sind in Abb. 35 als gestrichelte Linien angegeben. Die Phosphorkonzentrationen liegen bei allen Baumarten deutlich im Mangelbereich, bei Buchen und Fichten ist dies extrem. Die Kaliumversorgung ist bei den Fichten als knapp zu beurteilen, während die Magnesiumversorgung bei den Buchen anfänglich noch ausreichend war, seit 2003 im Mittel ebenfalls als ungenügend zu beurteilen ist. Darauf weist auch die beobachtete Zunahme der Interkostalvergilbungen (Abb. 52). Bei den Nährstoffverhältnissen sind die beobachteten Trends nicht signifikant, da die Streuung zwischen den Jahren zu gross ist (Abb. 36).

Wenn mit den Grenzwerten verglichen wird, ist auch die Stickstoffkonzentration bei den Fichten als knapp zu beurteilen. Es muss allerdings beachtet werden, dass die Nährstoffanalysen in einjährigen Nadeln während der Vegetationsperiode durchgeführt werden, nicht wie sonst bei Fichten üblich während der Vegetationsruhe. Die sehr hohen N:P-Verhältnisse weisen darauf hin, dass Phosphor, nicht Stickstoff, limitierend ist und dass die Stickstoffkonzentrationen deshalb nicht als tief beurteilt werden müssen.

Abb. 35: Entwicklung der Konzentration an Stickstoff, Phosphor, Kalium, Magnesium, Kalzium und Mangan bei Buchen, Fichten und Eichen. Dicke Linien: Entwicklung signifikant. Gestrichelte Linien: Unterer Grenzwert für Normalversorgung nach Göttlein et al. (2011).

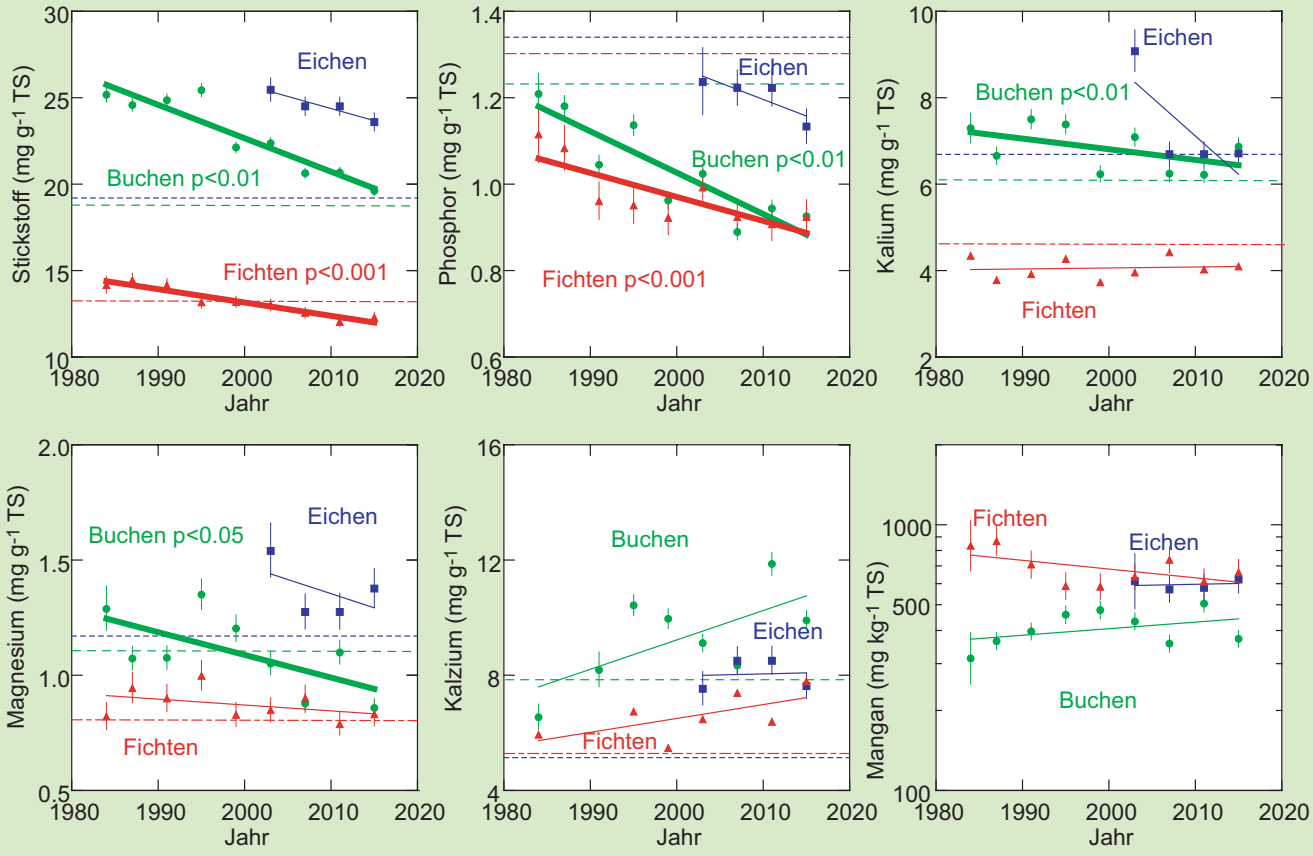
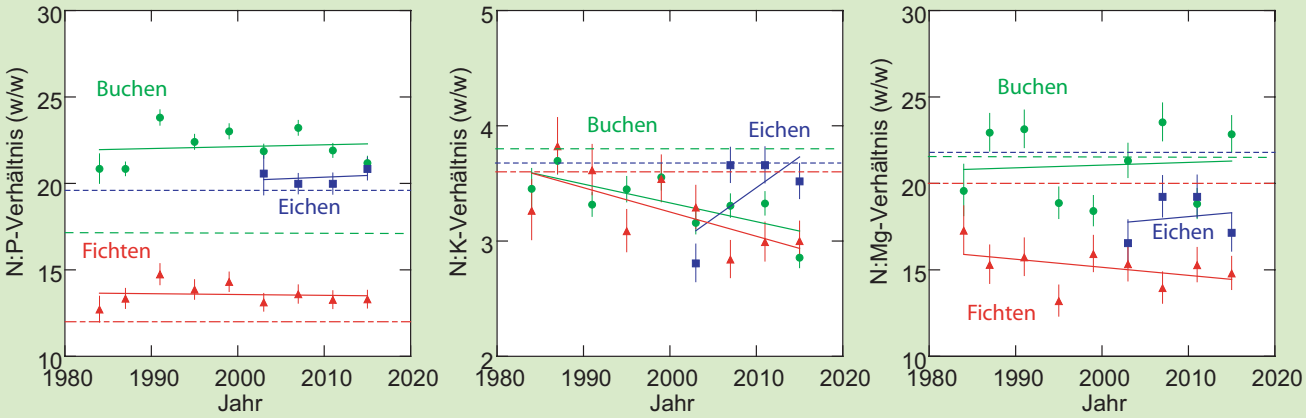


Abb. 36: Entwicklung der Verhältnisse von Phosphor, Kalium, Magnesium zu Stickstoff bei Buchen, Fichten und Eichen. Gestrichelte Linien: Oberer Grenzwert für harmonische Ernährung nach Flückiger und Braun (2003) für Buchen und Fichten, nach Mellert und Göttlein (2012) für Eichen.





Fichte mit starken K-Mangelvergilbungen (Wangen ZH, 0.25 mg K g^{-1} T.S.)

3.2 Nährstoffkonzentrationen und Stickstoffdeposition

Die Nährstoffkonzentrationen wurden in einer multivariaten Analyse in Beziehung gesetzt zu Umweltvariablen (Stickstoff, Ozon), Bodenchemie (pflanzenverfügbare Fraktionen, Gesamtgehalte und pH-Werte), Baumalter, Klimavariablen und Zeit. Die Regressionsergebnisse sind in Tab. 27- Tab. 29 zusammengefasst. Die nachfolgenden Grafiken wurden erstellt, indem alle Prädiktoren ausser den interessierenden Variablen gemittelt wurden und dann die Schätzwerte aus der Regression extrahiert wurden. Bei Interaktionen wurden die Schätzwerte für verschiedene Levels der Zweitvariable berechnet.

Die Stickstoffdeposition war ein signifikanter Prädiktor für die Blattkonzentrationen von Stickstoff (Fichten und Eichen), Phosphor (Buchen und Eichen), Kalium (alle Baumarten), Kalzium (Fichten und Eichen), Magnesium (Buchen und Eichen) sowie für die Verhältnisse von Stickstoff zu Phosphor und zu Kalium (alle drei Baumarten). Nachstehend sind diese Beziehungen grafisch dargestellt. Die Stickstoffkonzentrationen im Laub sind bei Fichten und Eichen, nicht jedoch bei Buchen, positiv mit der Stickstoffdeposition korreliert (Abb. 37). Bei den Buchen bestand eine solche positive Korrelation am Anfang der Beobachtungszeit. Im Laufe der Zeit hat die Korrelation das Vorzeichen geändert und war bei der letzten Ernte negativ. Phosphor ist bei Buchen und Eichen, nicht jedoch bei Fichten, negativ mit der Stickstoffdeposition korreliert (Abb. 38). Die Grenzen zur ausreichenden P-Versorgung werden praktisch über den ganzen Bereich der Stickstoffdeposition unterschritten. Auch hier hat sich die Beziehung bei den Buchen im Laufe der Beobachtungszeit verändert: sie ist stärker negativ geworden. Kalium ist bei allen drei Baumarten negativ mit der Stickstoffdeposition korreliert. Bei Buchen und Fichten wird bei Stickstoffdepositionswerten von 36 bzw. 20 kg N $ha^{-1}a^{-1}$ die Grenze zu ausreichender Versorgung unterschritten (Abb. 39). Beim Magnesium sind die Beziehungen unterschiedlich. Lediglich bei der Buche ist eine – nichtlineare – Beziehung zwi-

Abb. 37: Beziehung zwischen Stickstoffdeposition und der Stickstoffkonzentration im Laub für Buchen und Fichten und Eichen. Horizontale Linien: untere Grenze des Normalversorgungsbereichs nach Mellert und Göttlein (2012). Rechts: Veranschaulichung der Interaktion zwischen Zeit und Stickstoffdeposition bei der Stickstoffkonzentration von Buchen. Vorhersagen aus dem Regressionsmodell in Tab. 27 unter Mittelung aller anderen Parameter.

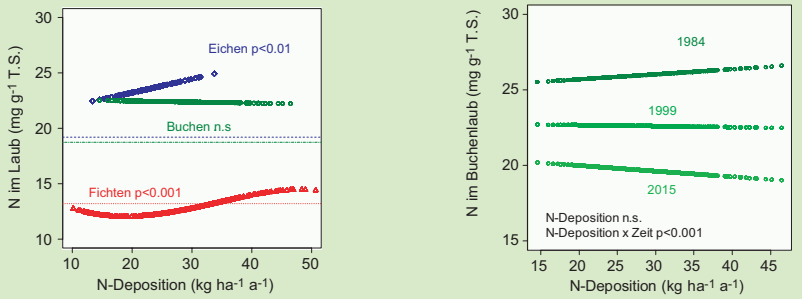


Abb. 38: Beziehung zwischen Stickstoffdeposition und der Phosphorkonzentration im Laub für Buchen, Fichten und Eichen. Rechts: Veranschaulichung der Interaktion zwischen Zeit und Stickstoffdeposition bei der Phosphorkonzentration von Buchen. Vorhersagen aus dem Regressionsmodell in Tab. 27 unter Mittelung aller anderen Parameter.

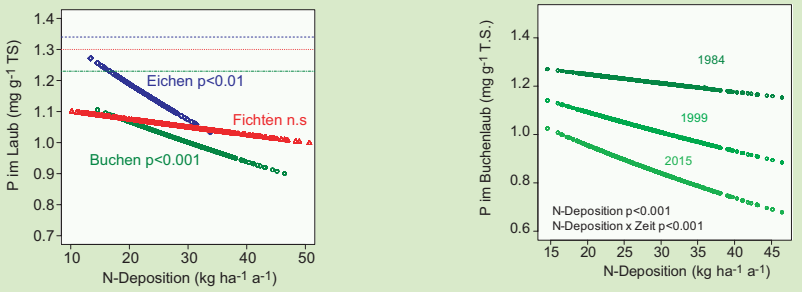
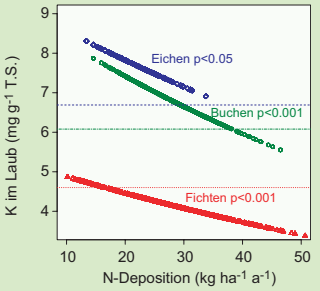


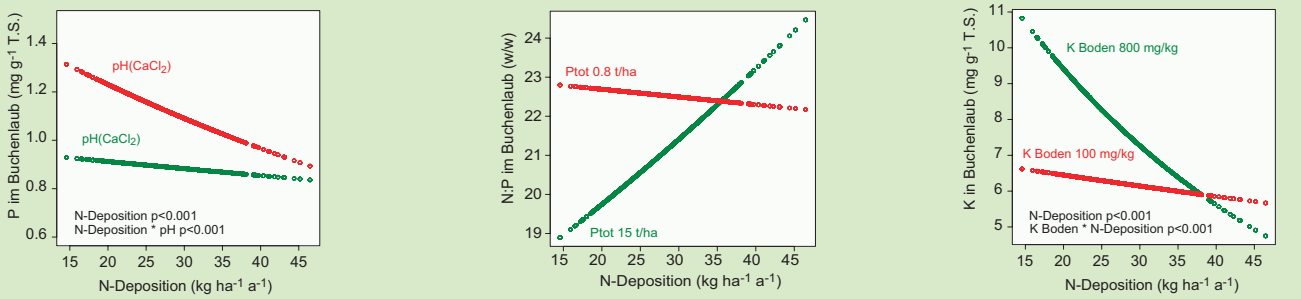
Abb. 39: Beziehung zwischen Stickstoffdeposition und Kaliumkonzentration im Laub für Buchen und Fichten und Eichen. Horizontale Linien: untere Grenze des Normalversorgungsbereichs nach Mellert und Göttlein (2012). Vorhersagen aus den Regressionsmodellen in Tab. 27- Tab. 29 aller anderen Parameter.



schen der Magnesiumkonzentration und der Stickstoffdeposition zu beobachten. Beim Kalzium zeigt die Buche eine klar negative Beziehung mit der Stickstoffdeposition, bei den anderen Baumarten sind die Beziehungen unklar (Eichen) oder nichtlinear und fallen erst bei hohen Stickstoffdepositionswerten ins Gewicht (Fichten).

Die Nährstoffaufnahme der Buchen wird durch hohe Stickstoffeinträge beeinträchtigt, wie die Interaktion zwischen der Stickstoffdeposition und bodenchemischen Parametern für Phosphor, Kalium und das N:P-Verhältnis zeigt (Abb. 40). Die Bäume können somit nur von einem hohen P- oder K-Vorrat im Boden profitieren, wenn die N-Deposition tief ist. Eine mögliche Interpretation ist, dass die Nährstoffaufnahme bei hohen Stickstoffeinträgen wegen Veränderungen in der Mykorrhizagesellschaft gestört ist (vgl. Kap. 10.4).

Abb. 40: Interaktionen zwischen der Stickstoffdeposition und bodenchemischen Parametern auf die Nährstoffversorgung von Buchen: Links: P und pH($CaCl_2$), Mitte: N:P und Gesamt-P im Boden (aufsummiert über 0-60 cm), rechts: K und austauschbares K im Boden (aufsummiert über 0-40 cm).



3.3 Nährstoffkonzentrationen und Bodenlösung

Bei den Buchen war Mg das einzige Element, das mit der Konzentration in der Bodenlösung korrelierte (Abb. 41 links, Tab. 23). Die Konzentration von Mg in der Bodenlösung hat, wie auch diejenige der anderen basischen Kationen, im Laufe der Untersuchungszeit abgenommen (Abb. 41 rechts, Tab. 24). Damit erscheint es plausibel, dass die Entwicklung der Mg-Konzentration im Buchenlaub mit der Bodenversauerung zusammenhängt. Eine Beziehung zwischen Bodenversauerung und Mg-Mangelvergilbungen wurde in den 1980er Jahren in Deutschland für Fichten beobachtet (Matzner et al. 1989, Hüttl und Schaaf 1997).

Abb. 41: Beziehung zwischen der Mg-Konzentration in der Bodenlösung von 19 Buchenbeobachtungsflächen mit der Mg-Konzentration im Buchenlaub (links) und dem N:Mg-Verhältnis (rechts).

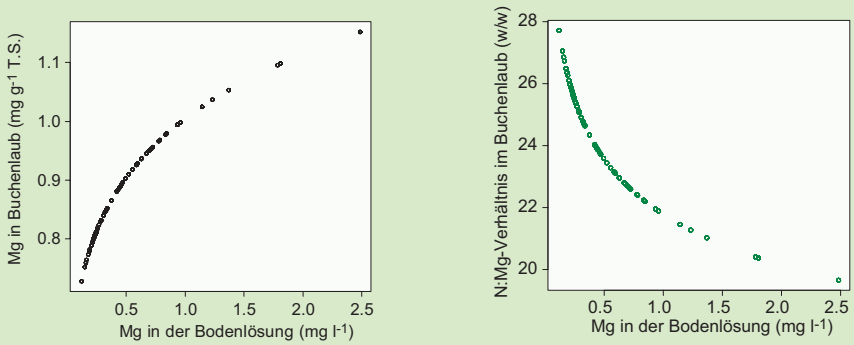
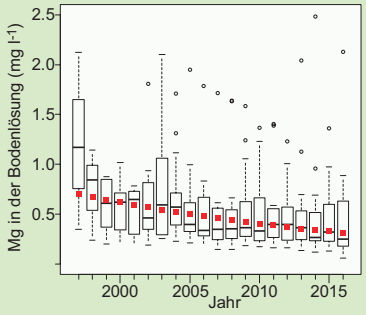


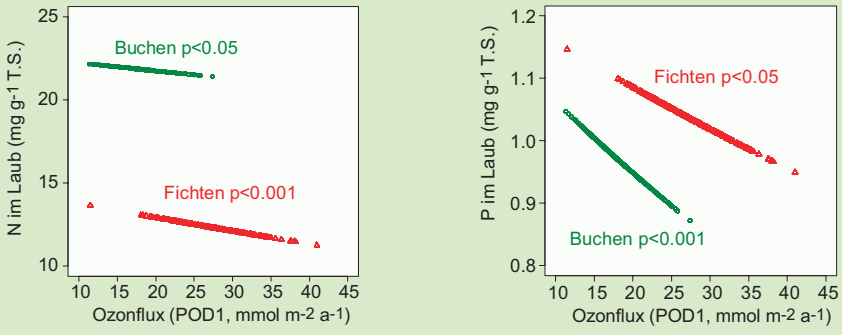
Abb. 42: Zeitliche Entwicklung der Mg-Konzentration in der Bodenlösung in den 19 Buchenbeobachtungsflächen, die für die Analyse mit den Blattkonzentrationen verwendet wurden.



3.4 Nährstoffkonzentrationen und Ozonbelastung

Bei der Auswertung der Mykorrhizapopulation (vgl. Kap. 10.4) mit Umweltvariablen zeigte sich eine z.T. deutliche Beziehung zwischen Ozon und Mykorrhizen. Es stellte sich deshalb die Frage, ob Ozon auch direkt mit den Nährstoffkonzentrationen im Laub korreliert ist. Wenn der Ozonflux in dem der Ernte vorausgehenden Jahr berücksichtigt wird, ist dies bei Stickstoff und Phosphor sowohl bei Buchen als auch bei Fichten der Fall (Abb. 43). Dies ist in Übereinstimmung mit Ergebnissen aus Begasungsversuchen, z.B. von Wang et al. (2015), die nach einer Begasung mit 60 ppb O_3 eine Abnahme der P-Konzentration in den Nadeln von Lärchen fanden, parallel zu einer Veränderung der Ektomykorrhizapilze.

Abb. 43: Beziehung zwischen der Stickstoffkonzentration (links) und der Phosphorkonzentration (rechts) und dem Ozonflux im Vorjahr. Vorhersagen aus dem Regressionsmodell unter Mittelung aller anderen Parameter.



3.5 Ernährungsversuche Alvaneu, Davos, Klosters

In Alvaneu, Davos und Klosters wurden 1986 Versuchsflächen für die Düngung mit einem Slow-Release-Dünger (N/P/K/Ca/Mg im Verhältnis 18/19/24/11/18) eingerichtet (Flückiger und Braun 1995). Der Dünger wurde in den Jahren 1986, 1987 und 1988 in Aufwandmengen von 327 kg/ha je einmal ausgebracht. In Alvaneu wurde ein langandauernder Effekt auf die Kronenverlichtung erzielt (Abb. 44), während in den anderen beiden Flächen kein Effekt der Behandlung auf den äusserlich sichtbaren Kronenzustand beobachtet werden konnte.

In der Ernährungsfläche Alvaneu zeigen die Bäume in den gedüngten Parzellen bis heute eine deutlich verminderte Kronenverlichtung, auch wenn der Unterschied etwas abnimmt (Abb. 44). Bei den Kontrollen waren 2017 noch 69% der Bäume verlichtet, während es bei den mit einem Volldünger mit langsamer Freisetzung (Slow-Release) behandelten Bäumen 25% waren. In den beiden anderen Düngeflächen waren die Effekte gering und nur vorübergehend.



Foto 20: Kronenverlichtung von Fichten in Alvaneu. Links: gedüngter Baum, rechts: Kontrollen.

Der Stammzuwachs wurde in Alvaneu deutlich erhöht (Abb. 45 rechts), während geringere Unterschiede auch in Klosters sichtbar waren. In Davos war der Zuwachs generell sehr gering, trotz überdurchschnittlicher P-Versorgung. Dies hat aber forstliche Gründe. Der Bestand wurde über lange Zeit überhaupt nicht durchforstet.

Die P-Konzentration in den Nadeln wurde in allen drei Flächen vor allem in den ersten Jahren signifikant erhöht. In Abb. 45 (links) ist der Verlauf in Alvaneu dargestellt.

Abb. 44: Entwicklung des Anteils Fichten mit einer Kronenverlichtung >25% in der Ernährungsfläche Alvaneu in Beziehung zur Behandlung.

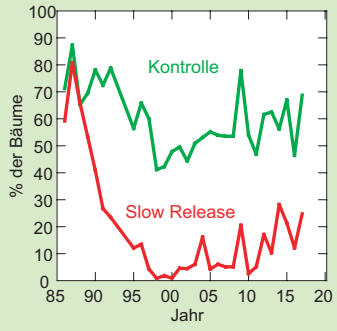
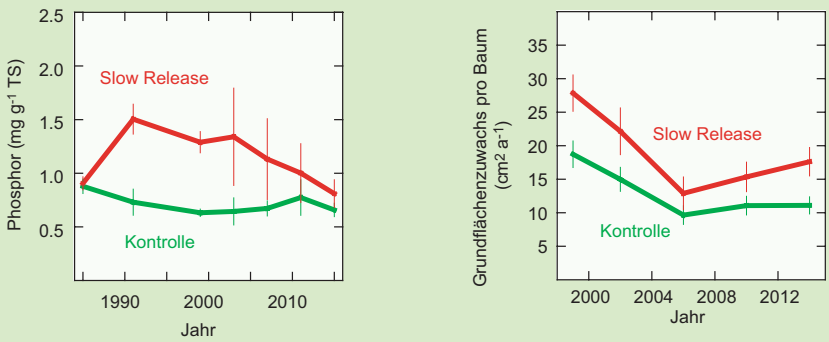


Abb. 45: Zeitlicher Verlauf der Phosphorkonzentration (links) und des Stammzuwachses (rechts) in Alvaneu. Balken: 95%-Vertrauensbereich.



4 Triebwachstum und Fruchtbehang

4.1 Triebwachstum



Foto 21: Verpacken von Astproben nach der Entnahme mit dem Helikopter.

Alle vier Jahre wird in allen Flächen eine Gipfeltriebernte an je 8 Bäumen pro Fläche und Baumart durchgeführt. 2015 wurden 802 Buchen auf 101 Flächen, 640 Fichten auf 76 Flächen und 397 Eichen auf 49 Flächen beerntet. Das Triebwachstum wird mithilfe der Narben der Knospenschuppen rückwirkend ausgemessen, die Früchte bei den Buchen anhand der Fruchtbasisnarben rückwirkend ausgezählt, und es werden Blätter und Nadeln für die Nährstoffanalyse entnommen.

Sowohl bei den Buchen als auch bei den Fichten liegt das Triebwachstum 2015 auf dem gleichen Niveau wie bei der letzten Gipfeltriebernte im 2011 (Abb. 46). Bei den Buchen wurde 2012 allerdings ein neues Minimum erreicht, nach dem extremen Fruchtjahr von 2011. Eine Alterskorrektur wurde vorgenommen, indem eine Beziehung zwischen Triebwachstum und Bestandesalter berechnet wurde.

Bei den Eichen ist die Zeitreihe nicht lange genug für eine Alterskorrektur. Zudem war das Flächenkollektiv bei den ersten beiden Ernten kleiner (2003: 22, 2007: 27 Flächen). Die Daten zeigen stärkere Variationen des Wachstums bei der Stieleiche und ein – im Vergleich zum Stammwachstum (Abb. 61) - erstaunlich hohes Triebwachstum bei der Flaumeiche (Abb. 47). Das trockene Frühjahr 2011 hat sich bei den Traubeneichen im gleichen Jahr mit einem höheren, bei der Stieleiche mit einem reduzierten Triebwachstum ausgewirkt.

Abb. 46: Mittleres Triebwachstum von Buchen und Fichten, alterskorrigiert.

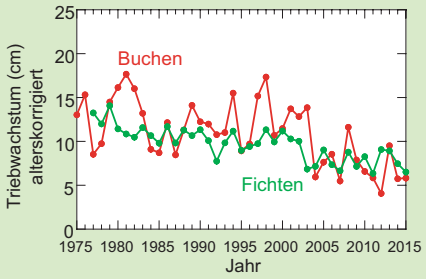
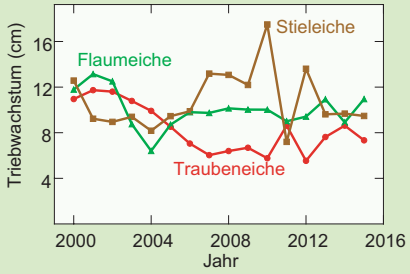


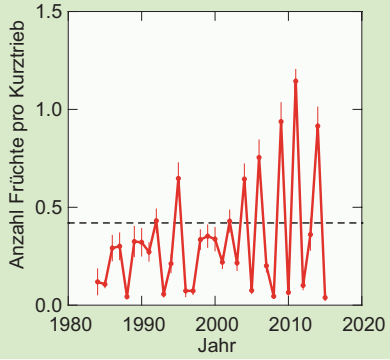
Abb. 47: Triebwachstum von Eichen, getrennt nach Baumart. Das Datenset umfasst für die Jahre vor 2004 weniger Standorte.



4.2 Fruchtbehang bei Buchen

Bei der Buche wird der Fruchtbehang rückwirkend anhand der Fruchtbasisnarben an den Ästen ausgezählt und liegt als kontinuierliche Zeitreihe seit 1987 vor. Die Daten 1984-1986 sind durch Vergleiche mit Werten aus der sommerlichen Bonitierung und durch Auszählungen an den 1984 geernteten Ästen ergänzt. Das Ausmass des Fruchtbehangs hat seit dem Jahr 2000 stark zugenommen, und die Frequenz der Mastjahre ist angestiegen (Abb. 48). Der Rekord-Fruchtbehang von

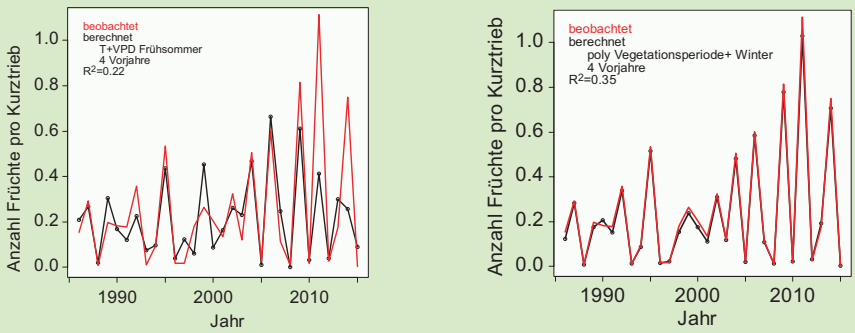
Abb. 48: Verlauf des Fruchtbehangs bei der Buche. Gestrichelte Linie: Mastgrenze (150 Früchte/m²). Balken=95%-Vertrauensbereich.



2011 mit 1.2 Früchten pro Kurztrieb (ca. 430 Früchte pro m²) wurde bis 2015 nicht mehr erreicht. Beobachtungen im Rahmen der Bonitierung lassen vermuten, dass 2016 dieser Wert möglicherweise überschritten wurde (vgl. Abb. 126). Quantitative Aussagen können jedoch erst nach der nächsten Gipfeltriebernte im 2019 gemacht werden. 2014 war die Menge an gebildeten Früchten etwa gleich hoch wie 2009. Die Auswirkungen des hohen Fruchtbehangs auf den Stammzuwachs sind beträchtlich, sie sind in Abschnitt 5.2.1 beschrieben.

In der Literatur wird die Temperatur im Frühsommer der beiden Jahre vor der Fruchtbildung als entscheidender Faktor dafür genannt, ob ein Mastjahr auftritt oder nicht (Drobyshev et al. 2010): im Jahr zuvor sind die Temperaturen positiv, zwei Jahre vorher negativ mit dem Fruchtbehang korreliert. Eine solche Beziehung kann mit den hier vorliegenden Daten auch gezeigt werden. Am besten war die Mittelung von Temperatur und Dampfdruckdefizit der Luft über die Periode 44-91 Tage nach dem Blattaustrieb der Buchen. Trotzdem kann die beobachtete Zunahme des Fruchtbehangs damit nicht erklärt werden, wie ein Vergleich der mit diesem Modell geschätzten Werte mit den Beobachtungen zeigt (Abb. 49 links). Es wurde deshalb ein Regressionsmodell entwickelt, das die saisonalen Unterschiede selbst mit einem Polynom schätzt (polynomially distributed lag-model, vgl. Kap. 14.1.3). Die Schätzwerte eines solchen sind im Jahresverlauf in Abb. 50 dargestellt. Für das dem Fruchtbehang vorausgehende Jahr weist der Koeffizient Mitte Juni ein Maximum auf. Dies entspricht der vorher optimierten Periode von 44-91 Tagen nach Blattaustrieb der Buche. Die Lage der Maxima und Minima in den Vorjahren ist jedoch verschieden, d.h. das optimale Zeitfenster verschiebt sich. Bei diesem Ansatz ist die Interpretation der Ergebnisse im Hinblick auf das Klima zwar schwieriger, aber die Peaks des Fruchtbehangs werden wesentlich besser vorausgesagt, besonders wenn für die Winterperiode ein zweites Polynommodell verwendet wird (Abb. 49 rechts). In Abb. 50 werden die Schätzwerte für den Fruchtbehang im Jahresverlauf über vier dem Fruchtbehang vorausgehende Jahre aufgeschlüsselt. Sie zeigt, welche Perioden mit dem Fruchtbehang positiv und welche negativ korreliert sind. Im Mittel aller vier dem Fruchtbehang vorausgehenden Jahre, die für die Voraussage einbezogen wurden, sind die Temperaturen im Mai und Juni deutlich positiv mit dem Fruchtbehang korreliert, während die Augusttemperatur negativ korreliert ist (Abb. 51 links). Die Korrelation mit der Junitemperatur ist, in Anbetracht der z.T. auch negativen Korrelationen im Frühsommer, überraschend hoch. Ein Vergleich

Abb. 49: Beobachteter Fruchtbehang (rote Linie) und Fruchtbehang, der aus der Beziehung mit Temperatur und VPD im Frühsommer von vier vorausgehenden Jahren geschätzt wurde. Das R^2 ergibt sich aus dem Regressionsresultat der Schätzer gegen die beobachteten Werte.



dieser monatlichen Schätzer mit den monatlichen Koeffizienten der Temperaturveränderung seit 1981 zeigt, dass der Junitemperatur eine Schlüsselrolle bei der Zunahme des Fruchtbehangs zukommt, da sie zwischen 1981 und 2016 auch überdurchschnittlich zugenommen hat (Abb. 51 rechts). Die negative Korrelation mit der Apriltemperatur, die ebenfalls überdurchschnittlich zugenommen hat, vermag den Junieffekt nicht zu kompensieren. Das heisst, der hohe Fruchtbehang ist wohl eine Folge der Klimaänderung.

Abb. 50: Schätzwerte für den Fruchtbehang mit dem Polynommodell in Tagesauflösung über vier Jahre. Rot: Vegetationsperiode (Blattaustrieb bis Blattfall), blau: Winterhalbjahr.

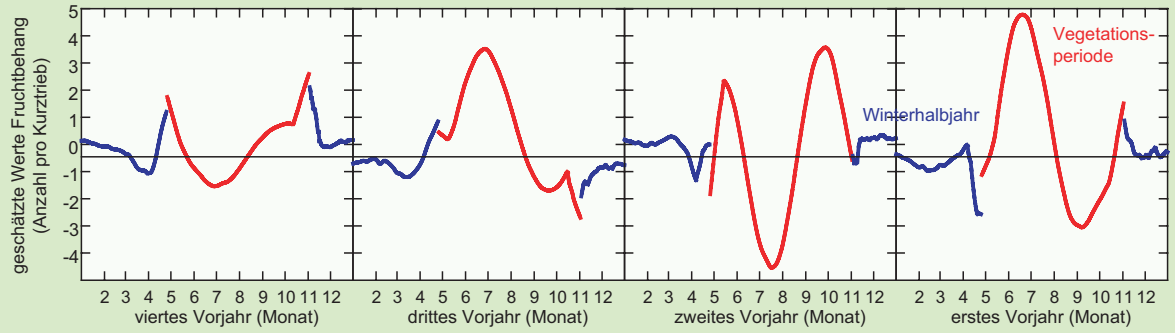
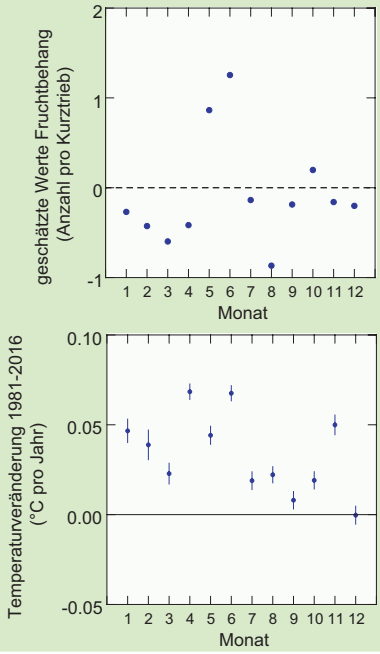


Abb. 51: Links: Mittlere monatliche Schätzwerte für den Fruchtbehang mit dem Polynommodell. Gleiche Daten wie in Abb. 50, aber pro Monat über alle vier vorausgehenden Jahre gemittelt. Rechts: Monatliche Koeffizienten der Temperaturveränderung zwischen 1981 und 2016 (Mittelwert über die Buchenbeobachtungsflächen ± 95%-Vertrauensbereich).



Buchenjungwuchs



4.3 Verfärbungen bei Buchen

4.3.1 Interkostalchlorosen

Unter Interkostalchlorosen versteht man die Vergilbung des Blattes zwischen den Blattnerven. Sie sind ein typisches Symptom für Magnesiummangel, welches 2015 bezüglich Häufung und Intensität das stärkste Ausmass seit Beginn der Beobachtungen erreicht hat (Abb. 52, Foto 22). Die Beziehung zwischen Interkostalchlorosen und der Magnesiumkonzentration im Laub ist deutlich (Abb. 53). Hohe Temperaturen in den der Ernte vorausgegangenen vier Wochen begünstigen die Interkostalchlorosen ebenfalls.



Foto 22: Interkostale Vergilbung als Zeichen von Magnesiummangel. Mg-Konzentration dieser Probe 0.27 mg g^{-1} T.S. (Normalbereich 1.07-1.31 mg g^{-1}; Fläche Aeschi/Etziken SO).



Foto 23: Dunkle Verfärbung interkostal. Mg-Konzentration der Probe 0.37 mg g^{-1} T.S. (Normalbereich 1.07-1.31 mg g^{-1}; Fläche Metzerlen SO).

Abb. 52: Entwicklung von Interkostalchlorosen .

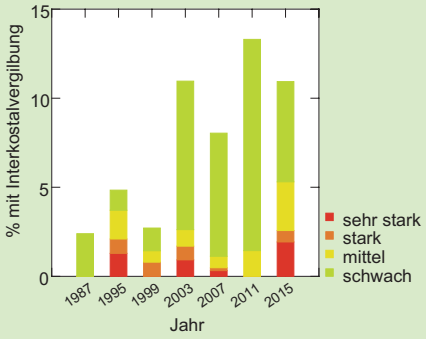


Abb. 53: Beziehung zwischen Interkostalchlorosen und der Magnesiumkonzentration im Laub.

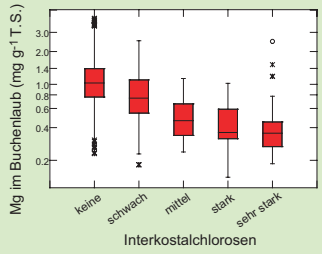
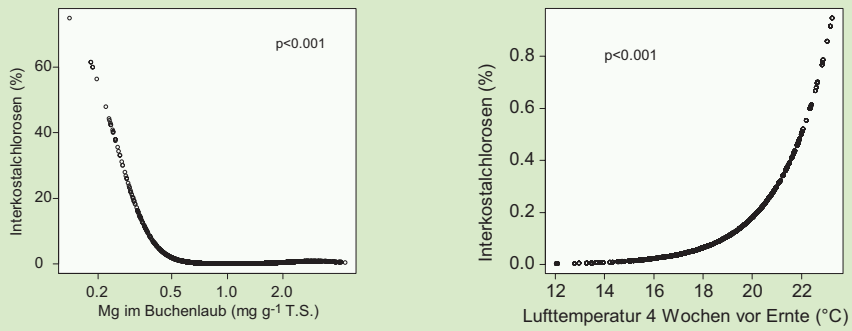


Abb. 54: Visualisierung von Regressionsresultaten zur Interkostalvergilbung: links Magnesiumkonzentration, rechts Lufttemperatur. Vorhersagen aus dem Regressionsmodell unter Mittelung aller anderen Parameter.



4.3.2 Photobleaching

Ein starkes Ausmass erreichte 2015 auch das Photobleaching, ein Phänomen, bei dem lichtexponierte Blattabschnitte heller sind als abgedeckte Teile. Es besteht eine Beziehung zwischen der Phosphorkonzentration im Laub und dem Ausmass des Photobleachings. Trotzdem ist das Phänomen nicht als Symptom von Phosphormangel zu beurteilen, da es zu wenig spezifisch auftritt. Photobleaching ist das Ergebnis einer Photooxidation von



Foto 24: Blatt mit starkem Photobleaching (Fläche Lange Erlen BS).

Chlorophyll. Oxidative Prozesse gehören zur Photosynthese und werden normalerweise durch Photorespiration kompensiert. Eine Beziehung zwischen Photobleaching und Nährstoffversorgung ist vor allem beim Mangan bekannt, wo es sowohl unter Mangel als auch unter Überschuss festgestellt

Abb. 55: Entwicklung des Photobleachings bei Buchen.

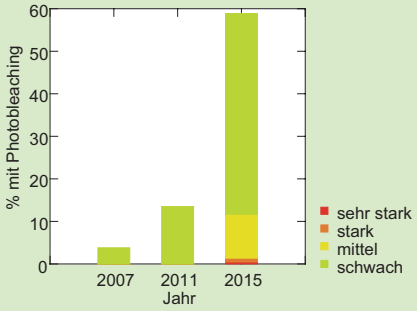
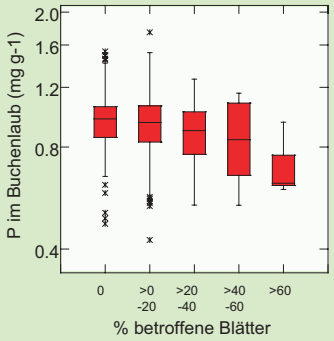


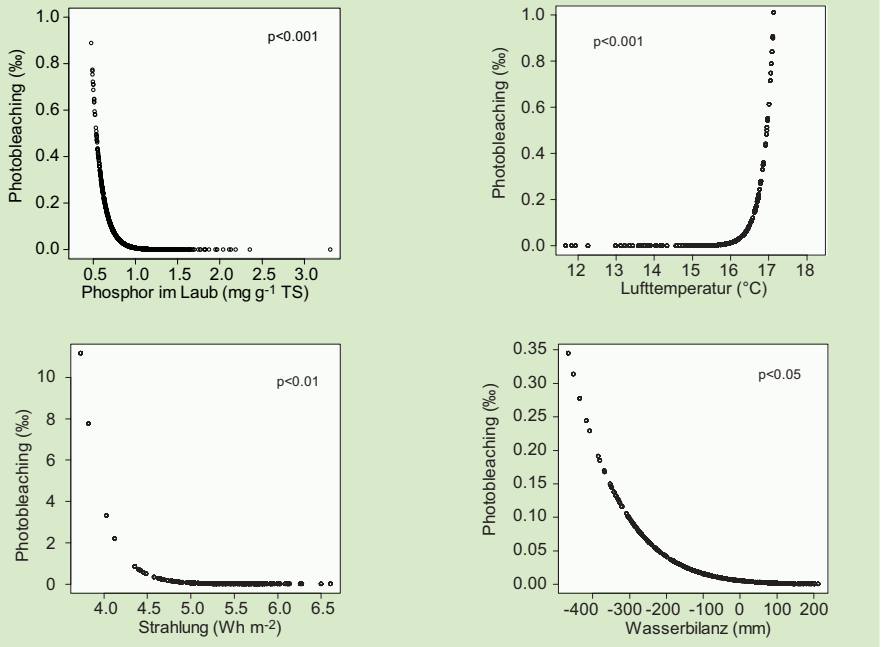
Abb. 56: Beziehung zwischen P im Buchenlaub und Photobleaching bei der Beprobung 2015.



wurde (Horiguchi 1988). St.Clair et al. (2005) beobachteten bei Zuckerahorn jedoch auch eine Beziehung zwischen den Konzentrationen an N, P, K, Ca, Mg und Al einerseits und reduzierenden Inhaltsstoffen (Glutathionreduktase und Ascorbatperoxidase) andererseits, was ein Hinweis auf oxidative Prozesse

beim Mangel an N, P, K, Ca und Mg bzw. bei hohen Al-Konzentrationen ist. Die Auswertung des Phänomens zusammen mit Klimaparametern zeigte auf, dass möglicherweise ein Zusammenhang zwischen der extremen Hitzeperiode vor der Asternte im Juli 2015 und dem Ausmass der Photooxidation

Abb. 57: Visualisierung der Ergebnisse einer logistischen Regression mit Anteil Photobleaching als abhängige Variable und Nährstoff- sowie Klimadaten als unabhängige Variable. Die Klimadaten wurden über die Zeitperiode vom Blattaustrieb bis zum Zeitpunkt der Laubernte gemittelt. Vorhersagen aus dem Regressionsmodell unter Mittelung aller anderen Parameter.



besteht: bei hohen Temperaturen trat das Phänomen gehäuft auf (Abb. 57). Der Zusammenhang mit der Trockenheit ist geringer, aber immer noch signifikant. Sowohl Trockenheit als auch Hitze führen zu einem Schliessen der Spaltöffnungen. Dabei wird ein Überschuss an Sauerstoff produziert, der normalerweise durch Photorespiration abgebaut wird (Sitte et al. 2002), was unter den genannten extremen Bedingungen aber offenbar nur noch teilweise funktioniert. Der Sauerstoff oxidiert dann das Chlorophyll. Geringe Einstrahlung scheint die Empfindlichkeit gegenüber Photobleaching zu erhöhen, wie die negative Beziehung zwischen Strahlung und Photobleaching zeigt. Das heisst, das hohe Ausmass des Phänomens 2015 ist möglicherweise das Resultat einer Kombination zwischen dem regnerischen Juni (geringe Einstrahlung), dem heissen und trockenen Juli (hohe Temperatur, geringe Wasserbilanz) und geringer Phosphorversorgung.

Verarbeitung der gerrnteten Äste.



5 Stammzuwachs

5.1 Entwicklung und Artenvergleich

Im Winterhalbjahr 2014/15 wurden alle Bäume im Walddauerbeobachtungsprogramm kluppiert. Insgesamt waren dies 6517 Buchen auf 95 Flächen, 5239 Fichten auf 77 Flächen und 1832 Eichen auf 49 Flächen. Zusätzlich wurde eine Vollkluppierung in allen Flächen vorgenommen. Für diese wurden noch zusätzlich 10108 Bäume unterschiedlicher Baumarten gemessen.

Die Entwicklung des Stammzuwachses ist bei Buchen und Fichten unterschiedlich. Während bei den Buchen eine weitere Abnahme beobachtet werden kann (Abb. 58), liegt das Wachstum bei den Fichten 2014 wieder auf dem Niveau von 1992 (Abb. 59).

Die Eichenflächen wurden 2009/10 eingerichtet, deshalb sind 2014 erstmals Zuwachsdaten verfügbar und es kann noch keine Entwicklung aufgezeigt werden. Nachstehend sind Vergleiche zwischen Baumarten, die gemeinsam in den gleichen Flächen vorkommen, dargestellt. Abb. 60 zeigt das Wachstum von Trauben- und Stieleichen im Vergleich zum Wachstum von Buchen, Abb. 61 das Wachstum von Stiel- und Flaumeichen im Vergleich zu Traubeneichen in den gleichen Flächen. Im Mittel aller gemeinsamen Flächen hat die Eiche einen etwas geringeren Zuwachs als die Buche, aber es gibt auch Abweichungen davon. Das gleiche gilt für den Zuwachs der Stieleichen im Vergleich zu den Traubeneichen, während die Flaumeiche ein deutlich geringeres Stammwachstum als die in der gleichen Fläche vorkommende Traubeneiche zeigt (2 Flächen). Dies ist im Gegensatz zum Triebwachstum, wo das Wachstum der Flaumeiche demjenigen der anderen Eichenarten vergleichbar ist.

Abb. 58: Entwicklung des Grundflächenzuwachses bei Buchen in Kollektiven mit unterschiedlicher Beobachtungsdauer. Balken=95%-Vertrauensbereich.

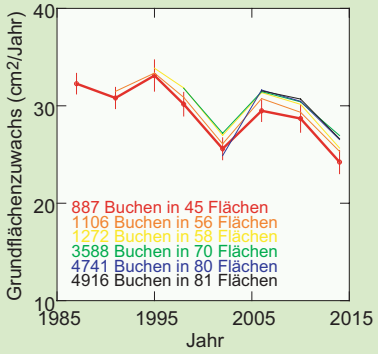


Abb. 59: Entwicklung des Grundflächenzuwachses bei Fichten in Kollektiven mit unterschiedlicher Beobachtungsdauer. Balken=95%-Vertrauensbereich.

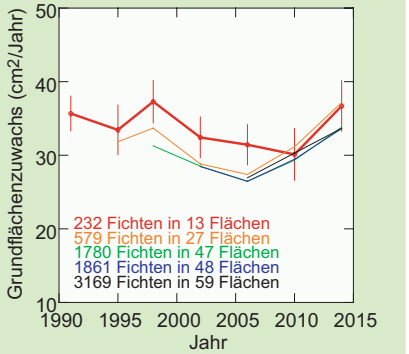


Abb. 60: Grundflächenzuwachs ($cm^2\ a^{-1}$) pro Baum von Buchen und Eichen in Flächen, in denen beide Baumarten gemeinsamen vorkommen. 1 Punkt=1 Fläche mit 1-34 Bäumen pro Fläche.

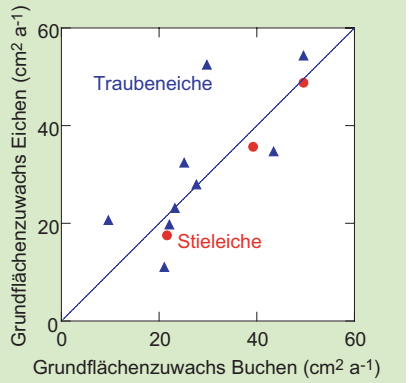
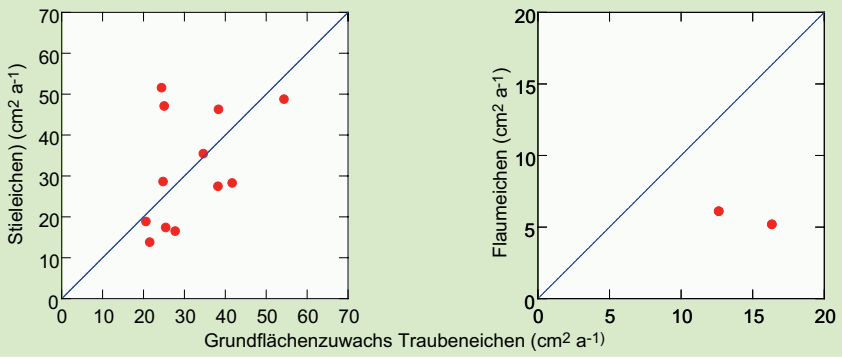


Foto 25: Messung des Stammzuwachses von Flaumeichen in Caslano TI.



Abb. 61: Grundflächenzuwachs ($cm^2\ a^{-1}$) von Stiel- und Flaumeichen in Flächen, in denen sie gemeinsam mit Traubeneichen vorkommen, im Vergleich zum Wachstum der Traubeneichen.



5.2 Welche Faktoren erklären den Stammzuwachs?

Mit einer multivariaten Auswertung wurde versucht, die für den Stammzuwachs wichtigsten Parameter und eine Erklärung für die Wachstumsentwicklung bei Buchen und Fichten zu finden. Die Details der statistischen Auswertung sind in Braun et al. (2017a) ausgeführt und sollen hier nur soweit dargestellt werden, als sie für das Verständnis der Ergebnisse notwendig sind. Die Auswertung wurde einer gemischten polynomialen Regression durchgeführt. Abhängige Variable war der Grundflächenzuwachs. Folgende Kovariablen wurden in die Auswertung einbezogen:

Standortsfaktoren:
- Basensättigung des Oberbodens (0-40 cm)
- Bestandesparameter:
- Brusthöhendurchmesser (BHD) am Anfang der Zuwachsperiode
- Soziale Stellung (kodiert als 1=unterdrückt bis 3=herrschend)
- Stellung im Bestand (1=Bestand, 0=Rand)
- Kronenprojektionsfläche
- Bestandesdichte nach Le Goff und Ottorini (1999)
- Baumartenzusammensetzung (Anteil Laubholz, mit Grundfläche gewichtet)
- Bestandesalter: Wert in der Mitte der Beobachtungsperiode, d.h. konstant wie für Kohortenstudien empfohlen (Glenn 2007), logarithmiert

Meteorologische Parameter:
- Temperatur: Tagesmittelwerte, über verschiedene Perioden des Jahres gemittelt.
- Julitemperatur minus Januartemperatur (Differenz der Monatsmittel)
- Wintertemperatur: Es wurden verschiedene Mittelungsperioden getestet. Die Zeit von Dezember bis März ergab die beste Beziehung mit dem Stammzuwachs.
- Temperatur am Anfang der Vegetationsperiode. Auch hier wurden verschiedene Mittelungsperioden getestet. Bei den Fichten waren die ersten 30 Tagen der Vegetationsperiode die beste Periode, gemittelt über die Zeit 5 Tage vor bis 25 Tage nach Blattaustrieb der Buche.
- Verhältnis zwischen aktueller und potentieller Evapotranspiration gemittelt über die Zeit 5 Tage vor bis 85 Tage nach Blattaustrieb der Buche (ETa/ETp, mit Wasim-ETH berechnet) (nachstehend «in den ersten 85 Tagen der Vegetationsperiode» benannt)
- Böenspitzen: Tägliche Maxma der Windgeschwindigkeiten wurden durch Meteotest bereitgestellt. Wenn sie 120 km h^{-1} überstiegen, wurde die Differenz zu 120 berechnet und über das Jahr gemittelt. Dieser Mittelwert wurde in eine binäre Variable (0 oder 1) unter- und oberhalb eines Schwellenwertes umgewandelt. Sowohl bei Buchen als auch bei Fichten betrug der beste Schwellenwert 0.005. Diese Transformation war nötig, weil die Überschreitung einer Geschwindigkeit von 120 km h^{-1} eine Variable mit sehr vielen Nullwerten produziert, was für die statistische Verarbeitung sehr ungünstig ist.

Nährstoffkonzentrationen im Laub:
- N wurde als Konzentration, die an deren Nährstoffe als Verhältniszahlen zu N ins Modell genommen. Wegen der deutlich nichtlinearen Beziehung zwischen den Nährstoffkonzentrationen und dem Wachstum wurden in einem separaten Modell nicht nur die Konzentrationen selbst als Polynom, sondern auch die Interaktionen polynominal gerechnet.

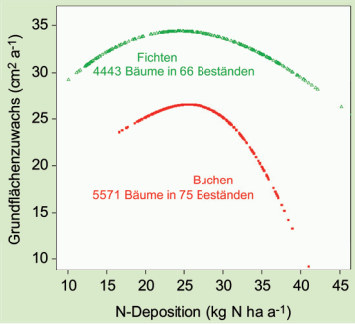
Fruchtbehang Buchen:
- Auszählung an geernteten Ästen.

Umweltbelastung (Daten berechnet durch Meteotest):
- Stickstoffdeposition: in 5-Jahresabschnitten modelliert und interpoliert
- Ozonkonzentrationen: Ozonflux mit DO_3SE berechnet und kartiert wie in Braun et al. (2014) beschrieben. Da Ozonflux erst ab 1991 vorliegt, wurden bei den Buchen die ersten beiden Messperioden in der Auswertung weggelassen.

5.2.1 Stammzuwachs der Buchen von 1984-2014

Die signifikanten Prädiktoren für den Stammzuwachs der Buchen sind in Tab. 25 im Anhang aufgeführt. Es sind dies Nährstoffkonzentrationen im Laub, Stickstoffdeposition, Trockenheit, Wintertemperatur, Ozon, Fruchtbehang, Sturmböen und forstliche Parameter wie Alter, BHD am Anfang der Messperiode, Bestandesdichte, Anteil Laubholz, Kronenprojektionsfläche, soziale Stellung und Stellung im Bestand. Die Tabelle zeigt die Richtung der Regression und alle signifikanten Interaktionen. Für diese sind sowohl Richtung als auch Stärke angegeben, ausgedrückt als Differenzen der Akaike Information Criterium (AIC)-Werte), die durch Entfernung der entsprechenden Interaktion entstehen. Je höher diese Differenz, desto stärker signifikant ist die entsprechende Interaktion. Es gibt zahlreiche signifikante Interaktionen. Im Folgenden sind die wichtigsten dargestellt. Wie bei den Nährstoffkonzentrationen wurden die nachfolgenden Grafiken erstellt, indem alle Prädiktoren ausser den interessierenden Variablen gemittelt wurden und dann die Schätzwerte aus der Regression extrahiert wurden. Bei Interaktionen wurden die Schätzwerte für verschiedene Levels der Zweitvariable berechnet. Diese Levels mussten allerdings innerhalb der beobachteten Daten liegen.

Abb. 62: Beziehung zwischen dem Stammzuwachs von Buchen und Fichten und der Stickstoffdeposition. Vorhersagen aus den Regressionsmodellen in Tab. 25 (Buchen) und Tab. 26 (Fichten) unter Mittelung aller anderen Parameter. Periode 1991-2014.



Die Beziehung zwischen dem Stammwachstum der Buchen mit der Stickstoffdeposition zeigt eine Glockenkurve, die oberhalb von etwa 26 kg N ha^{-1} a^{-1} stark abfällt (Abb. 62). Der beste Trockenheitsindikator war das Verhältnis zwischen aktueller und potentieller Evapotranspiration, gemittelt über einen Zeitraum von 90 Tagen, beginnend mit 5 Tagen vor dem beobachteten Blattaustrieb der Buche. Bei gleichzeitig hohen Stickstoffeinträgen war der Trockenheitseffekt deutlich stärker (Abb. 63). So kann z.B. bei starker Trockenheit (ETa/ETp von 0.7) in keinem Bereich der beobachteten Stickstoffdepositionswerte eine Wachstumszunahme beobachtet werden. Aus den Regressionsergebnissen wird geschätzt, dass das Wachstum durch die Trockenheit im Jahr 2003 im Vergleich zur Periode 1981-2012 im Mittel um 30% reduziert war. Diese geschätzte Wachstumsreduktion steigt bei unausgeglichener K-Versorgung (N:K = 5, Abb. 64) und hoher Stickstoffdeposition (38 kg N ha^{-1} a^{-1}) auf 57%. Die Wintertemperatur ist im Mittel positiv mit dem Stammwachstum der Buche korreliert. Bei hoher Stickstoffdeposition oder unausgeglichener Mg-Ver-

Abb. 64: Beziehung zwischen dem Stammzuwachs von Buchen und der Trockenheit in den ersten 85 Tagen der Vegetationsperiode, gruppiert nach N:K-Verhältnis im Laub. Vorhersagen aus dem Regressionsmodell in Tab. 25 unter Mittelung aller anderen Parameter. 5571 Buchen in 75 Beständen 1991-2014.

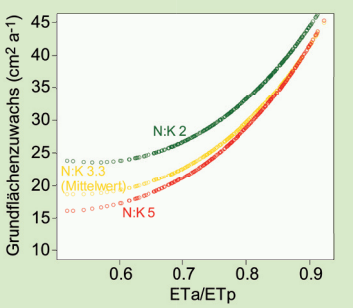
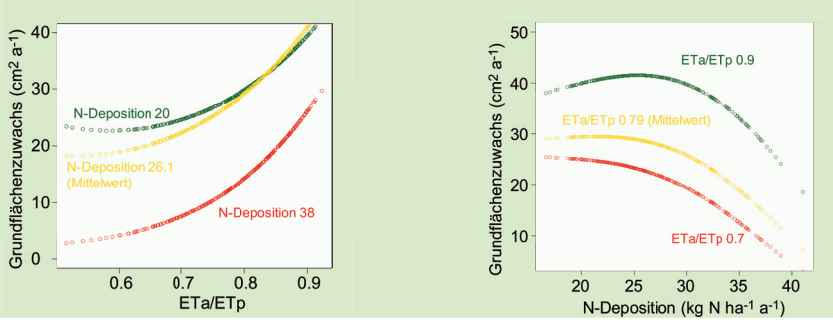


Abb. 63: Visualisierung der Interaktion zwischen Trockenheit und Stickstoffdeposition. Links: Beziehung zwischen dem Stammzuwachs von Buchen und der Trockenheit in den ersten 85 Tagen der Vegetationsperiode gruppiert nach Stickstoffdeposition (in kg N ha^{-1} a^{-1}). Rechts: Beziehung mit der Stickstoffdeposition, gruppiert nach Trockenheit. Vorhersagen aus dem Regressionsmodell in Tab. 25 unter Mittelung aller anderen Parameter. Für die linke Grafik wurde eine Stickstoffdeposition von 38 gewählt, um Extrapolationen zu vermeiden. 5571 Buchen in 75 Beständen 1991-2014.

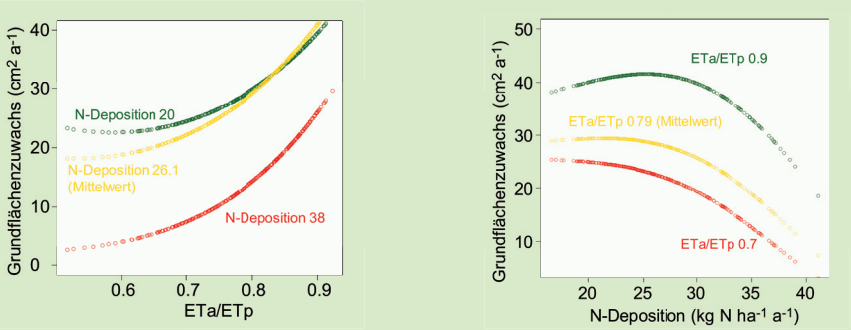


sorgung wird die Beziehung negativ (Abb. 65). Das heisst, dass sich bei hohen Stickstoffeinträgen oder tiefen Mg-Konzentrationen warme Winter hemmend auf das Wachstum auswirken, während bei tiefen Stickstoffdepositionen warme Winter das Wachstum stimulieren. Die Interaktion der Wintertemperatur mit der Stickstoffdeposition und den Magnesiumgehalten im Laub trägt markant zur Erklärung der Wachstumsabnahme der Buchen bei (Tab. 3).

Wenn das Modell in Tab. 25 ohne «Jahr» als Prädiktor angewendet wird und die jährlichen Schätzwerte mit unterschiedlicher Mittelung der Prädiktoren extrahiert werden, kann beurteilt werden, welche Faktoren wieviel zur Wachstumsabnahme beitragen. Das Datenset enthält jedoch in den verschiedenen Jahren eine unterschiedliche Zahl von Standorten, so dass damit keine sinnvolle Beurteilung der Entwicklung möglich ist. Es wurde deshalb ein reduziertes Datenset aus 43 Flächen mit Beobachtungen über die ganze Zeitreihe von 1984 bis 2014 verwendet, um die Bedeutung der einzelnen Prädiktoren zu testen. In Tab. 3 ist die erklärte Wachstumsreduktion für das gesamte Modell sowie für die Teilmodelle Trockenheit und Sturm, Wintertemperatur inklusive Magnesium und Stickstoffdeposition, Makronährstoffe, Stickstoffdeposition, Fruchtbehang und Alter dargestellt. Am meisten zur Erklärung des Wachstumsrückgangs trägt das Teilmodell „Stickstoffdeposition“ bei (58%). Zunehmende Trockenheit allein erklärt 27% der Abnahme, das zunehmende Bestandesalter 23% und der zunehmende Fruchtbehang 18%. Die Interaktionen von Trockenheit oder Wintertemperaturen erklären 73% bzw. 78% der Abnahme. Das heisst, dass die Klimainteraktionen eine bedeutende Rolle bei der Erklärung der Wachstumsabnahme spielen.

Als Mass für eine Schädigung durch hohe Windgeschwindigkeiten wurde der 120 km h^{-1} übersteigende Anteil der täglichen Maxima der Windgeschwindigkeit gemittelt. Aus diesem Mittelwert wurde eine binäre Variable mit Schwellenwert erzeugt. Deutlich am besten erwies sich ein Schwellenwert von 0.005 km h^{-1}. Am Maximum der kontinuierlichen Variablen und gleichzeitiger Überschreitung dieses Schwellenwerts war das Wachstum im Mittel um 3.6% geringer.
Die Beziehung zwischen dem Stammzuwachs und den einzelnen Makronährstoffen im Laub wird durch zahlreiche nichtlineare Interaktionen bestimmt. Aus diesem Grund ist es nicht leicht, Beziehungen zwischen der Konzentration nur eines Nährstoffs und dem Grundflächenzuwachs zu zeigen. Am besten gelingt dies, wenn sich alle anderen Nährstoffe nahe bei ihrem Optimum befinden. In Abb. 66 entspricht das jeweils der grünen Kurve. Die dabei verwendeten optimalen Werte wurden entweder direkt aus Abb. 66 ausgelesen oder, wenn das nicht möglich war, der Literatur entnommen. In den hier vorgestellten Daten wurden Optima bei N (21.5 mg g^{-1}), N:P (22) und N:K (1.8) beobachtet. Das so gefundene optimale N:P-Verhältnis entspricht

Abb. 65: Beziehung zwischen dem Stammzuwachs von Buchen und der mittleren Temperatur von Dezember bis März, gruppiert nach der Stickstoffdeposition in kg N ha^{-1} a^{-1} (links) und nach dem N:Mg-Verhältnis im Laub. Vorhersagen aus dem Regressionsmodell in Tab. 25 unter Mittelung aller anderen Parameter. 5571 Buchen in 75 Beständen 1991-2014.



Tab. 3: Beitrag verschiedener Prädiktoren oder Gruppen von Prädiktoren zur Erklärung der Wachstumsabnahme bei den Buchen.

Modell	% Beitrag
gesamtes Modell	86,0
Trockenheit/Wind ohne Interaktionen	26,7
Trockenheit/Wind mit Interaktionen (inkl. N)	72,5
Wintertemperatur ohne Interaktionen	23,0
Wintertemperatur mit Interaktionen (inkl. N)	77,8
Nährstoffe im Laub ohne Interaktionen	21,3
N-Deposition ohne Interaktionen	57,7
Fruchtbehang	18,1
Alter	22,8

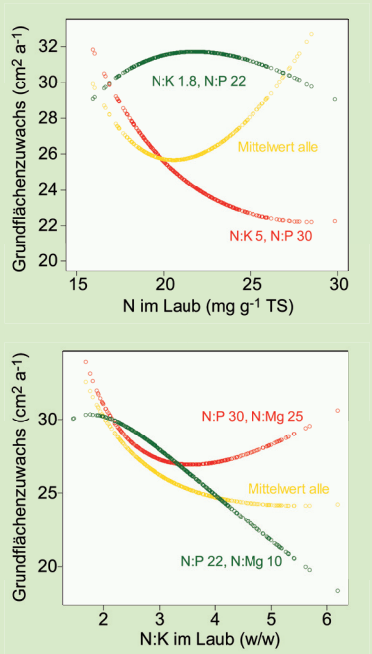


Abb. 66: Beziehung zwischen dem Stammzuwachs von Buchen und der N-Konzentration und den Verhältnissen von N mit P, K, Mg und Ca, jeweils bei möglichst optimalen Werten der anderen Nährstoffe (grün), beim Mittelwert (gelb) und bei Mangel der anderen Nährstoffe (rot). Voraussagewerte aus Modell 2 (vgl. Tab. 25), d.h. mit Polynominteraktionen zwischen den Nährstoffen. 5571 Buchen in 75 Beständen 1991-2014.

einer P-Konzentration von 0.95 mg g^{-1}, das optimale N:K-Verhältnis einer K-Konzentration von 10 mg g^{-1}. Für N:Mg wurde für die Berechnungen ein Literaturwert für das Optimum eingesetzt, da die Beziehung zwischen N:Mg und dem Wachstum in keiner Variante ein Optimum zeigt.

Der Stammzuwachs ist mit dem Ozonflux negativ korreliert (Abb. 67). Zwischen 12 und 16 mmol m^{-2} a^{-1} beträgt die mittlere Wachstumsabnahme 18.6%, was deutlich mehr ist als die aus der Dosis-Wirkungskurve (UN-ECE 2017) abgeleitete Wachstumsabnahme von 4.4% für einen Ozonflux von 4 mmol m^{-2} a^{-1}.

Auch der Fruchtbehang zeigt eine deutlich negative Beziehung mit dem Stammzuwachs (Abb. 68). Wenn man Abb. 68 mit der Entwicklung des Fruchtbehangs (Abb. 48) vergleicht, muss berücksichtigt werden, dass es sich um einen Mittelwert über 4 Jahre handelt.

In Mischbeständen mit Koniferen wachsen die Buchen besser als in reinen Laubholzbeständen (Abb. 69). Ausmass und Form dieser Beziehung variiert mit dem N:P-Verhältnis im Laub, d.h. bei ausreichender P-Ernährung ist der Effekt am stärksten.

Abb. 67: Beziehung zwischen dem Ozonflux und dem Stammzuwachs von Buchen und Fichten. Vorhersagen aus den Regressionsmodellen in Tab. 25 und Tab. 26 unter Mittelung aller anderen Parameter. 1991-2014.

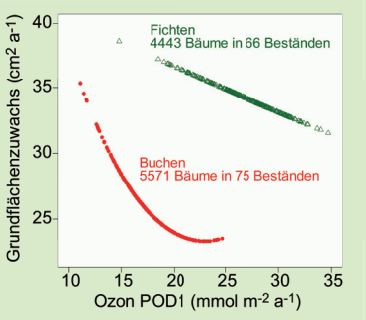


Abb. 68: Beziehung zwischen dem Stammzuwachs von Buchen und dem Fruchtbehang. Vorhersagen aus dem Regressionsmodell in Tab. 25 unter Mittelung aller anderen Parameter. 5571 Buchen in 75 Beständen 1991-2014.

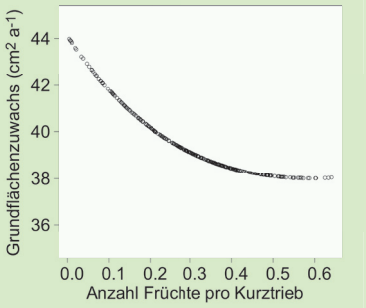
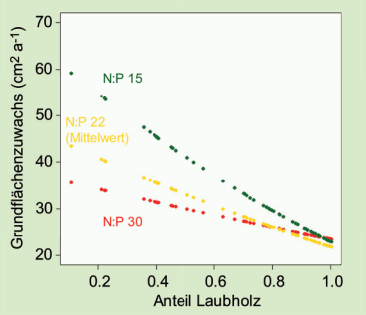


Abb. 69: Beziehung zwischen dem Grundflächenzuwachs von Buchen und dem Anteil Laubholz in der Fläche, gruppiert nach N:P-Verhältnis im Laub. Vorhersagen aus dem Regressionsmodell in Tab. 25 unter Mittelung aller anderen Parameter. 5571 Buchen in 75 Beständen 1991-2014.





Die grösste Buche im Kanton Solothurn (Rodersdorf).



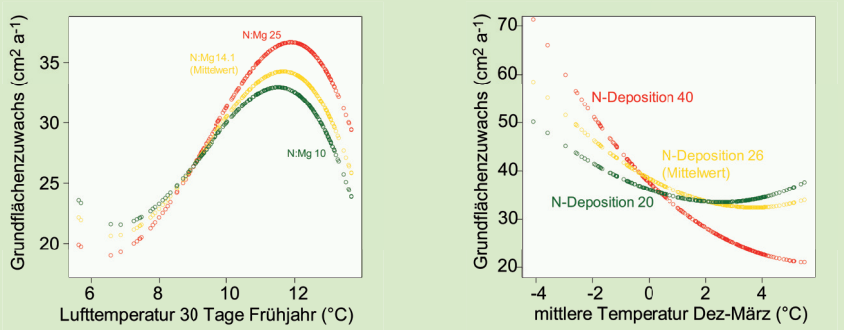
Nummerierte Buchen in der Fläche Twann (BE).

5.2.2 Stammzuwachs der Fichten von 1992 bis 2014

Die signifikanten Prädiktoren für den Stammzuwachs von Fichten sind in Tab. 26 (im Anhang) aufgelistet. Dies sind Nährstoffkonzentrationen in den Nadeln, Stickstoffdeposition, Ozon, Trockenheit, Lufttemperatur im Winter und im Frühjahr und Sturmböen sowie als forstliche Prädiktoren Alter, Kronenprojektionsfläche, Bestandesdichte, soziale Stellung, Stellung im Bestand und BHD am Anfang der Messperiode. Die Beziehung zwischen dem Stammzuwachs und der Stickstoffdeposition ist bis etwa 22.5 kg N ha^{-1} a^{-1} positiv und fällt danach ab (Abb. 62). Im Vergleich zur Buche ist der Anstieg des Wachstums bei tiefen Stickstoffdepositionswerten steiler und der Abfall bei hohen Werten flacher. Beim Wachstum der Fichte gab es deutlich weniger signifikante Interaktionen mit bestandesbeschreibenden und Umweltparametern als beim Buchenwachstum. Zu beobachten waren Interaktionen zwischen der Stickstoffdeposition und der Wintertemperatur sowie zwischen den Böenspitzen und dem N:Ca-Verhältnis.

Bei der Beziehung zwischen Wachstum und Lufttemperatur lassen sich zwei entgegengesetzte Beziehungen beobachten. Die Lufttemperatur in den ersten 30 Tagen der Vegetationsperiode ist positiv mit dem Wachstum korreliert, wobei ein hohes N:Mg-Verhältnis in den Nadeln diese Beziehung verstärkt (Abb. 70). Die mittlere Temperatur von Dezember bis März ist dagegen deutlich negativ mit dem Wachstum korreliert. Eine hohe Stickstoffdeposition verstärkt diese Beziehung. Insgesamt kann auch die Fichte nicht positiv auf eine Temperaturerhöhung reagieren.

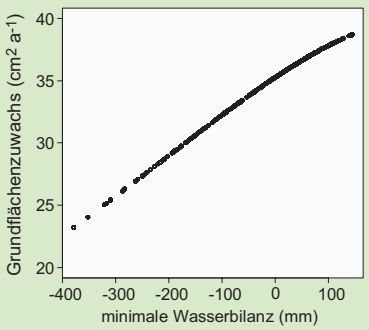
Abb. 70: Beziehung zwischen dem Stammzuwachs von Fichten und der mittleren Lufttemperatur in den ersten 30 Tagen der Vegetationsperiode (links) und der Wintertemperatur Dezember bis März (rechts). Die linke Grafik ist nach N:Mg-Verhältnis in den Nadeln gruppiert, die rechte nach der Stickstoffdeposition in kg N ha^{-1} a^{-1}. Vorhersagen aus dem Regressionsmodell in Tab. 26 unter Mittelung aller anderen Parameter. 4543 Fichten in 66 Beständen 1995-2014.



Bei den Fichten war die minimale Standortswasserbilanz des Vorjahrs der beste Trockenheitsindikator für das Wachstum. Zwischen -400 und 0 mm ist die Beziehung einigermassen linear, im positiven Bereich flacht sie leicht ab (Abb. 71). Jedoch lassen sich keine Interaktionen beobachten.

Auch das Wachstum der Fichten ist deutlich negativ mit dem Ozonflux korreliert (Abb. 67). Die Wachstumsabnahme durch Ozon zwischen 20 und 28 mmol m^2 a^{-1} wird auf 7.7% geschätzt. Diese Abnahme ist deutlich stärker als die Wachstumsabnahme, welche die Dosis-Wirkungskurve, die dem Critical Level für Fichte zugrunde liegt, voraussagt. Letztere schätzt die Wachstumsreduktion bei einem zusätzlichen Ozonflux von 8 mmol m^2 a^{-1} auf nur 1.9%. Die Ozonwirkung bei den Fichten kann zum Teil durch die durch Ozon verursachten Veränderungen der Baumernährung erklärt werden (Abb. 43).

Abb. 71: Beziehung zwischen der minimalen Standortswasserbilanz als Trockenheitsindikator und dem Stammzuwachs von Fichten. Vorhersagen aus dem Regressionsmodell in Tab. 26 unter Mittelung aller anderen Parameter. 4543 Fichten in 66 Beständen 1995-2014.



Wie bei den Buchen unterscheidet sich die Form der Beziehung zwischen den einzelnen Makronährstoffen und dem Stammwachstum auch bei den Fichten erheblich, je nachdem, ob die anderen Nährstoffe im Optimum (grüne Kurve), als Mittelwert (gelbe Kurve) oder im Mangel (rote Kurve) vorliegen (Abb. 72). Sind die anderen Nährstoffe nicht limitierend, können Kurven mit einem klaren Optimum bei den N:P- und N:K-Verhältnissen beobachtet werden. Das Optimum von N:P (10.6) entspricht einer P-Konzentration in den Nadeln von 1.2 mg P g^{-1}, das Optimum von N:K (2.5) einer K-Konzentration von 5.0 mg K g^{-1}. Dies entspricht ziemlich

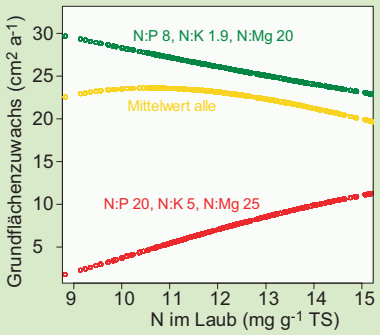
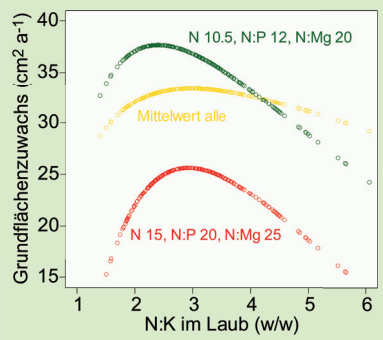
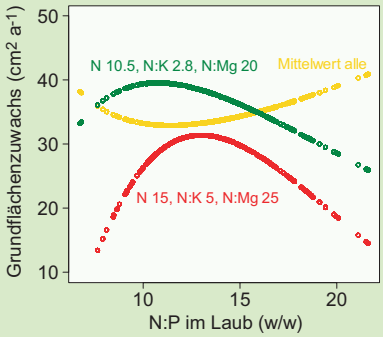


Abb. 72: Beziehung zwischen dem Stammzuwachs von Fichten und der Nährstoffkonzentration. Grüne Linie: Optimale Konzentration der jeweils anderen Nährstoffe. Gelbe Linie: Mittelwert aller Nährstoffe. Vorhersagen aus dem Regressionsmodell in Tab. 26 unter Mittelung aller anderen Parameter. 4543 Fichten in 66 Beständen 1995-2014.





gut den Grenzwerten nach Göttlein et al. (2011). Für Stickstoff zeigt die Mittelwertkurve ein leichtes Optimum bei 11 mg g^{-1}.

Die Beziehung zwischen Böenspitzen und Stammwachstum von Fichten ist ähnlich wie bei den Buchen: bei Überschreitung des Schwellenwerts von 0.005 ist das Wachstum im Mittel um 3.5% vermindert (Tab. 4). Bei hohem N:Ca-Verhältnis in den Nadeln war dieser Effekt stärker: bei N:Ca=3.5 resultiert eine Wachstumsabnahme von 9.6% bei Überschreiten des Schwellenwerts.

Tab. 4: Stammzuwachs von Fichten in Jahren ohne bzw. mit Überschreitung des Schwellenwerts von 0.005. Vorhersagen aus dem Regressionsmodell in Tab. 26 unter Mittelung aller anderen Parameter.

Windgeschwindigkeit >120 km/h	N:Ca	Grundflächenzuwachs	Veränderung (%)
≤0.005	1.9 (Mittelwert)	34,4	-3,5
>0.005	1.9 (Mittelwert)	33,2	
≤0.005	1,5	34,4	-0,8
>0.005	1,5	34,2	
≤0.005	3,5	38,6	-9,6
>0.005	3,5	34,9	



Messung des Durchmessers auf 7 m Höhe an einer Eiche (Plan les Ouates GE).



Stammzuwachsmessung an Fichten (Bachtel ZH).

5.2.3 Diskussion des Stammzuwachses 1984-2014

Sowohl bei Buchen als auch bei Fichten nimmt das Stammwachstum oberhalb einer Stickstoffdeposition von etwa 25 kg N ha^{-1} a^{-1} ab, bei den Buchen deutlich stärker als bei den Fichten. Die Wachstumssteigerung von 10-15% bei einer Erhöhung des Stickstoffeintrags von 15 auf 25 kg N ha^{-1} a^{-1} ist bei beiden Baumarten gering.

Die Beziehungen zwischen Stammzuwachs und Nährstoffkonzentrationen im Laub zeigen nur teilweise die erwarteten Optimumskurven oder linearen Anstiege. Wenn die anderen Nährstoffe nicht limitierend sind, gilt dies für P und K bei beiden Baumarten sowie N und Mg bei Buchen. Die Kurvenform ist jedoch auch davon abhängig, welche Werte für die anderen Nährstoffe als «nichtlimitierend» eingesetzt werden. Diese Auswertungen können deshalb nur mit Einschränkung dazu verwendet werden, Nährstoffgrenzwerte herzuleiten.

Ein erhöhter Stickstoffeintrag erhöht die Trockenheitsempfindlichkeit bei den Buchen, nicht jedoch bei den Fichten. Bei der Buche wirken sich warme Winter nur dann hemmend auf den Zuwachs aus, wenn gleichzeitig die Stickstoffdeposition hoch ist. Bei den Fichten wird die negative Beziehung durch hohe Stickstoffeinträge verstärkt. Diese Klimainteraktionen können zumindest einen Teil der beobachteten Wachstumsabnahme bei hoher Stickstoffdeposition erklären. In der Literatur finden sich nur wenige Hinweise auf negative Beziehungen zwischen Wintertemperatur und Wachstum. Im Winter ist der Atmungsverlust erhöht (Baldocchi et al. 2010). Aus der Schweiz sind bisher keine solchen Beobachtungen bekannt: Lévesque et al. (2014a) fanden bei fünf Koniferenarten (*Larix decidua, Picea abies, Pinus nigra, Pinus sylvestris, Pseudotsuga menziesii*) positive Beziehungen zwischen dem Wachstum und der Temperatur im Winter und Frühjahr und negative im Sommer. Allerdings standen für diese Auswertung deutlich weniger erklärende Variablen zur Verfügung. Bekannt ist jedoch, dass warme Winter die Verbreitung der Fichte hemmen (Sykes et al. 1996).

Der in den letzten Jahren stark angestiegene Fruchtbehang hat ebenfalls zur Wachstumsabnahme bei den Buchen beigetragen. Da er mit der Erwärmung zusammenhängt (Drobyshev et al. 2010, Braun und Flückiger 2013), kann die Buche insgesamt nicht von einer Zunahme der Temperatur profitieren.

In einer dendrochronologischen Studie an Buchen (Wagner et al. 2015) waren Böenspitzen als erklärende Variable vorgeschlagen worden. Hohe Windgeschwindigkeiten führen nicht nur zu Windwurf, sondern können durch die oszillierenden Bewegungen der Kronen auch Wurzeln lockern und Feinwurzeln abreissen lassen (Albrecht 2009), was sich dann als Zuwachsreduktion im Folgejahr manifestieren kann. In diesem Datenkollektiv korrelierten nur Windgeschwindigkeiten ≥ 120 km h^{-1} mit Wachstumsreduktionen. Der beobachtete Schwellenwert von 0.005 entspricht einer Überschreitung der Geschwindigkeit von 120 km h^{-1} um 1.8 km h^{-1} an einem Tag pro Jahr. Bemerkenswert ist auch, dass bei den Fichten eine Interaktion zwischen Böenspitzen und dem N:Ca-Verhältnis in den Nadeln beobachtet werden kann. Diese steht in Übereinstimmung mit dem früher beobachteten erhöhten Windwurf auf basenarmen Flächen (Braun et al. 2003). Unter Einbezug der Nährstoffkonzentrationen in den Nadeln ist die Basensättigung des Bodens kein signifikanter Prädiktor für den Stammzuwachs, das heisst, dass die Elementgehalte in den Nadeln dann die Prädiktoren mit der deutlicheren Beziehung zum Wachstum sind.

Nachstehend sind die wichtigsten Unterschiede zwischen Buchen und Fichten aufgelistet, die die unterschiedliche Entwicklung des Stammzuwachses bei den beiden Baumarten erklären könnten (Tab. 5).

Tab. 5: Unterschiede zwischen Buchen und Fichten, die die unterschiedliche Entwicklung des Stammzuwachses erklären können.

Buchen	Fichten
Starker Abfall des Stammwachstums bei N Depositionswerten > 25 kg N ha^{-1} a^{-1}	Schwacher Abfall bei N-Depositionswerten >25 kg N ha^{-1} a^{-1}
Interaktion zwischen N-Deposition/N:K mit Trockenheit	Keine Interaktion mit Trockenheit
Interaktion zwischen N-Deposition/N:Mg mit Wintertemperatur mit Vorzeichenwechsel (negative Beziehung zwischen Wintertemperatur und Wachstum bei hoher, positive bei niedriger Stickstoffdeposition)	Interaktion von N-Deposition mit Wintertemperatur ohne Vorzeichenwechsel
P im Laub korreliert mit N-Deposition, Korrelation ändert mit Zeit	P im Laub nicht korreliert mit N-Deposition
Stark erhöhter Fruchtbehang seit dem Jahr 2000	

5.3 Dendrochronologische Untersuchungen

Die Stammzuwachsmessungen in den Waldbeobachtungsflächen werden nur alle vier Jahre durchgeführt. Für eine Korrelation mit sich zeitlich rasch verändernden Umweltfaktoren wie Trockenheit und Temperatur oder Ozon ist diese zeitliche Auflösung eher grob. Jahrringanalysen bieten eine jährliche Auflösung, und sie erlauben auch eine rückwirkende Analyse, die weiter zurückreicht als 1984.

Für die Jahrringstudie wurden insgesamt 190 Stammscheiben aus Durchforstungen von 32 Walddauerbeobachtungsflächen aufbereitet und die Jahrringe vermessen (15 Eichen von 8 Standorten, 82 Buchen von 17 Standorten und 93 Fichten von 16 Standorten). Die Anzahl Proben liegt zwischen 1-14 Stammscheiben pro Standort und Baumart.

Eine erste Auswertung zeigt den Verlauf der unkorrigierten Rohdaten, berechnet als Grundflächenzuwachs (Abb. 73). Diese spiegeln die in den Walddauerbeobachtungsflächen gefundenen Trends wider. Die weitere Auswertung wurde mit den Rohdaten durchgeführt. Für die Trendkorrektur wurde das Jahr als Polynom oder als Spline mit in die Analyse einbezogen.



Foto 26: Aufbereitete Fichtenprobe für die Jahrringvermessung.

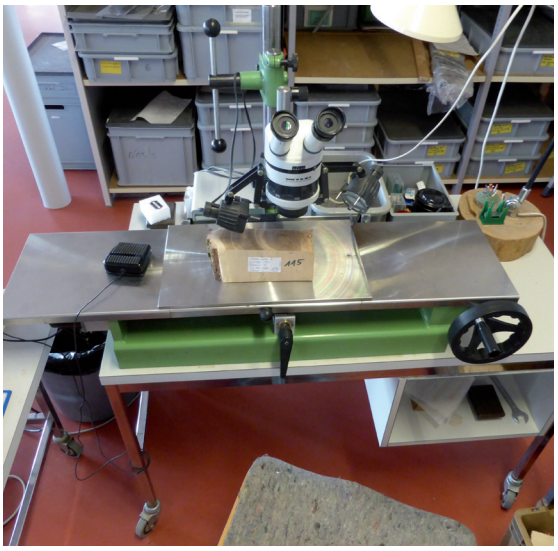
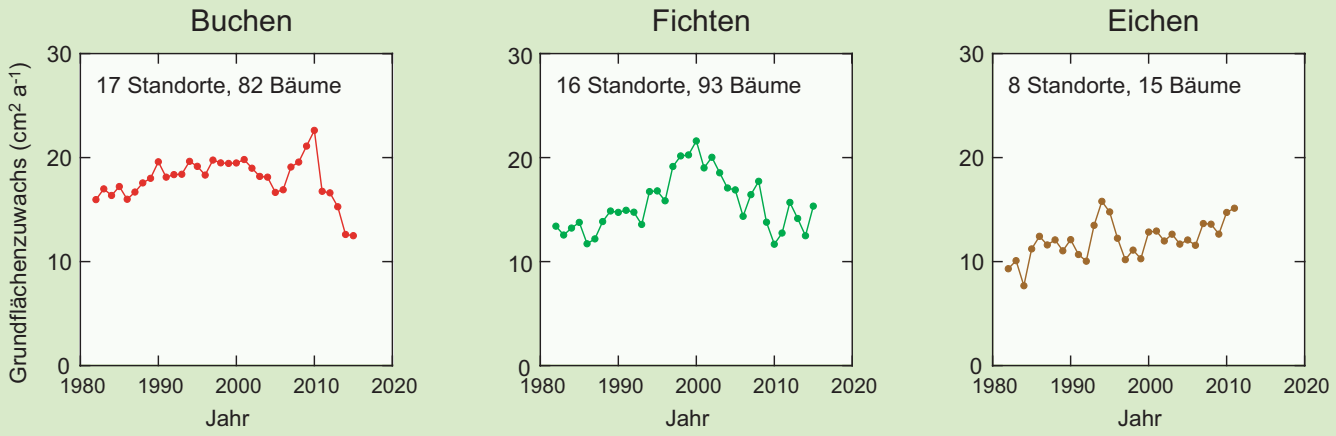


Foto 27: Messtisch im Dendrochronologischen Labor der Stadt Zürich.

Die Auswertung des dendrochronologischen Wachstums zusammen mit Klimadaten ergibt z.T. etwas andere signifikante Prädiktoren als mit dem grösseren Datenset der nichtdestruktiven Wachstumsmessungen (Kluppierungen). Übereinstimmend ist, dass bei den Buchen das Verhältnis zwischen aktueller und potentieller Evapotranspiration in den ersten 85 Tagen der Vegetationsperiode der beste Trockenheitsindikator für das laufende Jahr ist, aber für das Vorjahr ist es nach der dendrochronologischen Methode die

Abb. 73: Grundflächenzuwachs von Buchen-, Fichten und Eichenproben, berechnet aus Jahrringmessungen.



minimale Standortswasserbilanz (Abb. 74). Beide sind hochsignifikant. Bei den Kluppierungen sind die Jahreswerte verwischt, deshalb ist eine solche Auswertung nicht möglich. Zusätzlich signifikant war noch das Alter.

Bei den Fichten war keiner der in den Auswertungen des Stammzuwachses verwendeten Trockenheitsindikatoren signifikant, jedoch das mittlere Wasserpotential in den obersten 60 cm des Bodens während der ersten 70 Tagen der Vegationsperiode, und zwar sowohl im laufenden Jahr als auch im Vorjahr (Abb. 75). Die Beziehung mit Phosphor war ebenfalls sehr deutlich. Für die Jahre ohne Nährstoffbestimmung wurden Interpolationen zwischen zwei Ernten eingesetzt.

Abb. 74: Signifikante Beziehungen in Buchenjahrringen: Verhältnis zwischen aktueller und potentieller Evapotranspiration im laufenden Jahr (links) und Standortswasserbilanz im Vorjahr (rechts). Vorhersagen aus dem Regressionsmodell unter Mittelung aller anderen Parameter (17 Standorte, 82 Bäume).

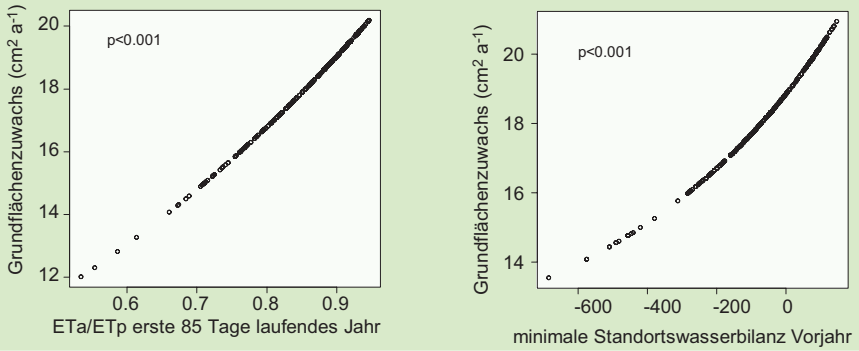
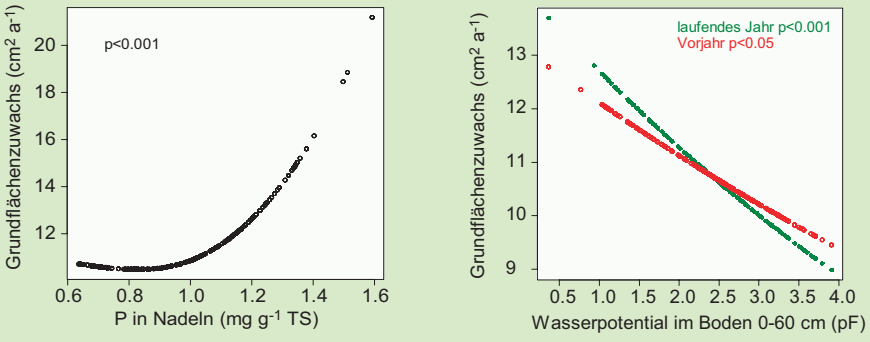


Abb. 75: Signifikante Beziehungen mit Fichtenjahrringen: P in Nadeln (links) und Bodenwasserpotential in 0-60 cm Tiefe, Mittelwert 10 Tage vor bis 60 Tage nach Beginn der Vegetationsperiode (rechts). Vorhersagen aus dem Regressionsmodell unter Mittelung aller anderen Parameter (16 Standorte, 93 Bäume).



6 Auswirkung erhöhter Stickstoffeinträge

Industrie, Verkehr und Landwirtschaft emittieren eine grosse Menge von reaktiven Stickstoffverbindungen, die mit dem Regen (Nassdeposition), als Aerosol oder gasförmig (Trockendeposition) über die Luft wieder auf den Boden gelangen. Wegen ihrer grossen Oberflächenrauhigkeit sind Wälder eine besonders effiziente Senke für diese Verbindungen.

Die stickstoffhaltigen Emissionen werden z.T. über weite Strecken transportiert, weshalb ein Teil des Schweizer Eintrags aus dem Ausland stammt und umgekehrt die Schweizer Emissionen ins Ausland transportiert werden. Dieser Ferntransport zwischen einzelnen Ländern ist Gegenstand für internationale Konventionen (UNECE-Übereinkommen für weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigungen: LRTAP-Konvention). Unter dieser LRTAP-Konvention wurden Grenzwerte für Stickstoffeinträge (Critical Loads) in verschiedene Ökosysteme erarbeitet (Bobbink und Hettelingh 2011). Für Laubwald in gemässigten Zonen betragen diese Critical Loads 10-20 kg N ha^{-1} a^{-1}, für Nadelwald 5-15 kg N ha^{-1} a^{-1}. Bei Überschreitung dieser Einträge sind negative Auswirkungen auf Ökosysteme wie Veränderungen von Bodenprozessen, Nährstoffungleichgewichte und Veränderungen des Artenreichtums von Mykorrhizapilzen und der Bodenvegetation zu erwarten. Diese empirischen, durch Beobachtungen festgelegten Critical Loads werden durch Critical Loads der Massenbilanz ergänzt (Simple Mass Balance, SMB, Rihm und Achermann 2016). Letztere basieren auf der Anforderung, dass der Eintrag von anorganischem Stickstoff nicht höher sein darf als der aufsummierte Bedarf durch Pflanzen und Mikroorganismen, wobei akzeptable Frachten für Stickstoffauswaschung, Immobilisierung und die Denitrifikation berücksichtigt werden. Die so berechneten Werte werden aber nicht tiefer gesetzt als die untere Grenze des empirischen Critical Loads.

Die Viehhaltung ist ein wichtiger Verursacher von Stickstoffeinträgen.



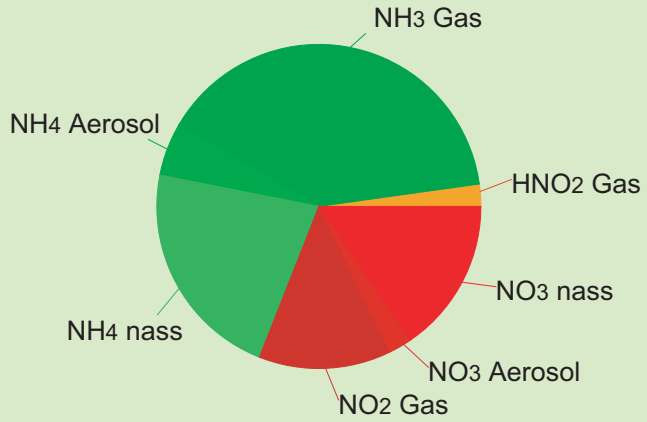
Stickstoffzeiger im Wald: Brennnessel, Holunder, Brombeeren.



6.1 Stickstoffeinträge in der Schweiz

Zwei Drittel der Stickstoffeinträge in den Schweizer Wald sind reduzierter Stickstoff (NH_y) und stammen aus der Landwirtschaft, ein Drittel aus Industrie und Verkehr (Abb. 76). Entsprechend der Bedeutung dieser Quellen sind die Stickstoffeinträge in Schweizer Waldökosysteme vor allem in Gebieten mit hoher landwirtschaftlicher Aktivität bzw. Viehdichte hoch (Abb. 77). Sie können gebietsweise mehr als 50 Kilogramm Stickstoff pro Hektar und Jahr (kg N ha^{-1} a^{-1}) erreichen. In 95% der Schweizer Waldökosysteme wird der Critical Load gemäss SMB überschritten.

Abb. 76: Herkunft der Stickstoffeinträge in den Schweizer Wald im Jahr 2010 (Rihm und Achermann 2016). Summe der Komponenten: 22.6 kg N ha^{-1} a^{-1}.



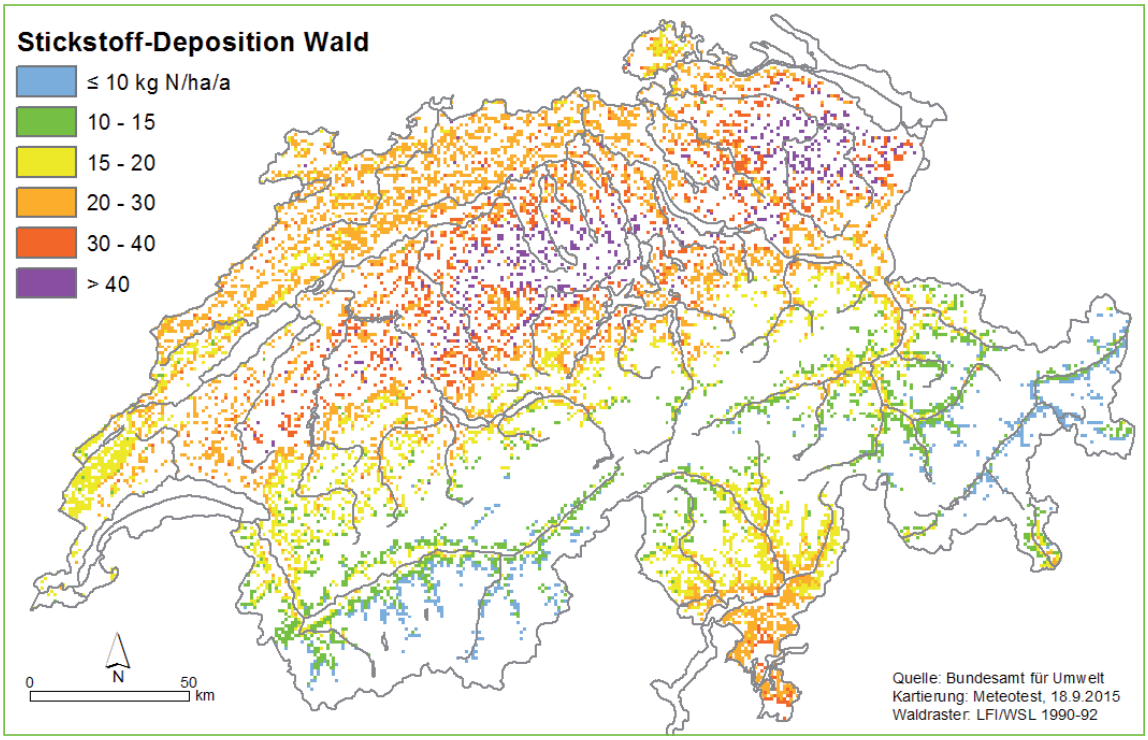


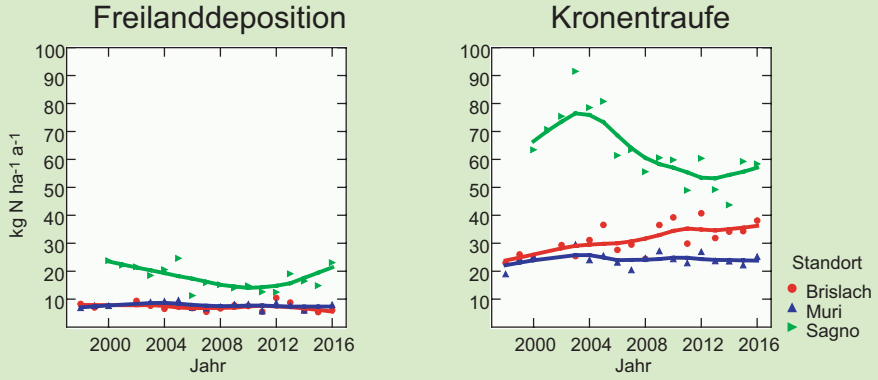
Abb. 77: Karte der modellierten N-Einträge in der Schweiz im Jahr 2010 (BAFU/Meteotest).

6.2 Stickstoffeinträge in Walddauerbeobachtungsflächen

6.2.1 Freilandniederschlag und Kronentraufe

Eine grobe Abschätzung für Einträge in den Wald kann erhalten werden mit Einträgen, die unter dem Kronendach im Niederschlag aufgefangen werden (der Kronentraufe) und den Konzentrationen im Regenwasser in einer benachbarten Freifläche (Lovett 1992). Gegenüber dem Stickstoff im Regenwasser («Freiland») enthält die Kronentraufe die an den Baumoberflächen abgelagerten Aerosole und reaktiven Gase (Trockendeposition). Die Bäume können aber auch Stoffe direkt aus der Kronentraufe in gelöster Form aufnehmen (vor allem Stickstoff). Die Konzentration einzelner Elemente in der Kronentraufe kann durch Leaching aus den Blättern/Nadeln ansteigen. Ammoniak löst sich zum Teil in der flüssigen Phase, zum Teil wird es als Gas direkt über die Spaltöffnungen aufgenommen und erscheint damit nicht in der Kronentraufe (Gessler et al. 2000, Cape et al. 2010). Wegen dieser Austauschprozesse ist die Kronentraufe für Stickstoff immer eine Unterschätzung des Gesamteintrags, aber sie erlaubt gewisse Rückschlüsse auf die Menge der Trockendeposition (Lovett 1992). Die reale Gesamtdeposition von Stickstoff in Wälder kann nur durch Messung der einzelnen Komponenten (Regen, Aerosol, Gas) abgeschätzt werden.

Abb. 78: N-Fracht in der Freilanddeposition (links) und in der Kronentraufe (rechts) der Fichtenflächen Brislach, Muri und Sagno.



Messungen der Stickstofffracht in Kronentraufe und Freilanddeposition werden in drei Fichtenflächen durchgeführt: Brislach (BL), Muri (AG) und Sagno (TI). Gegenüber der Freilanddeposition sind die Frachten in der Kronentraufe um einen Faktor 1.4 (MU) bis 4.2 (BR) erhöht. Im langjährigen Trend zeigt die Stickstofffracht in der Kronentraufe von Brislach eine Zunahme und von Sagno eine Abnahme bis 2006 (Abb. 78). In Muri ist sie die ganze Zeit und in Sagno seit 2006 stabil. Die Schwankungen in der Freilanddeposition sind geringer.

Foto 28: Kronentraufesammler in der Fichtenfläche Sagno TI. Dieses Bild zeigt auch Folgen sehr hoher Stickstoffeinträge in einen Waldbestand: Windwurf, erhöhte Mortalität, schrägstehende Bäume.



6.2.2 Eintrag von Ammoniakstickstoff

In 12 IAP-Flächen wird Ammoniak mit Passivsammlern gemessen. Der Zeitraum ist jeweils unterschiedlich. An den Standorten in der Zentralschweiz (Grosswangen, Gelfingen, Sempach und Beromünster) wird erst seit 2016 gemessen (1 Messjahr), auf dem Zugerberg, dem Bachtel und in Sagno sind es 17 Jahre. Die Messungen auf dem Bachtel werden durch Ostluft (Zusammenschluss der Ostschweizer Kantone und des Fürstentums Liechtenstein zur gemeinsamen Überwachung der Luftqualität) durchgeführt. Mit Hilfe von bestandesgerechten Depositionsgeschwindigkeiten aus der Literatur (Laubwald 22, Nadelwald 30 mm s^{-1}) wurden die Ammoniakkonzentrationen in Stickstoffeintragswerte umgerechnet. Wie in Abb. 79 gezeigt, ergeben diese Rechnungen N-Einträge aus NH_3 bis über 50 kg N ha^{-1} a^{-1}.

Abb. 79: Berechnete Deposition von NH3-N in verschiedene Waldflächen. NH3-Jahresmittel 2000-2016 (Sagno, Zugerberg, Bachtel), 2000-2014 (Wengernalp und Muri), 2007-2014 (Oberschrot), 2016 (Grosswangen, Gelfingen, Sempach und Beromünster).

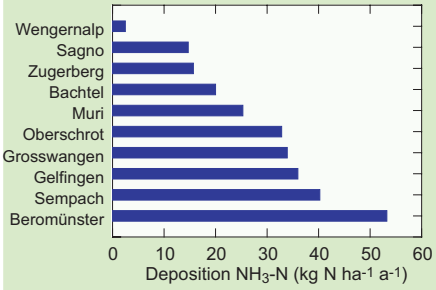


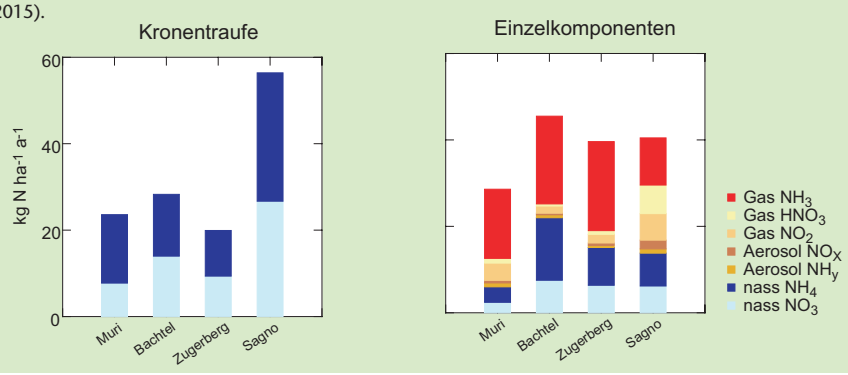


Foto 29: Wechseln von Ammoniakpassivsammlern in Oberschrot (FR).

6.2.3 Vergleich Kronentraufe – Einzelkomponenten

Die Gesamtdeposition von Stickstoff kann am besten ermittelt werden, wenn die Konzentration der entsprechenden Einzelkomponenten gemessen und mit den entsprechenden Depositionsgeschwindigkeiten multipliziert wird. Dies wurde 2014 für alle Einzelkomponenten durch die Forschungsstelle für Umweltbeobachtung (FUB) an den Standorten Muri AG, Bachtel ZH, Zugerberg ZG und Sagno TI gemacht (Seitler et al. 2015), während die Ammoniakkonzentrationen seit 2000 kontinuierlich gemessen wurden. Abb. 80 zeigt die so ermittelte Gesamtdeposition im Vergleich zu den Stickstofffrachten in der Kronentraufe, die auf dem Zugerberg und auf dem Bachtel aus dem Jahr 2000 stammen, in Muri und in Sagno aus dem Jahr 2014. Die aus Einzelkomponenten zusammengesetzte Deposition ist in Muri, auf dem Zugerberg und auf dem Bachtel höher. Dies ist plausibel, weil die Bäume einen Teil des Stickstoffs durch die Krone direkt aufnehmen. In Sagno war die Summe der Einzelkomponenten geringer als die Fracht in der Kronentraufe. Möglicherweise hat sich ein Teil des HNO_3 bei der Anströmung des Sammlerstandorts bereits schon anderweitig abgelagert. Diese Komponente ist in Sagno, im Gegensatz zu den Standorten auf der Alpennordseite, von Bedeutung.

Abb. 80: Vergleich der Stickstofffracht in der Kronentraufe (links) mit der aus Einzelkomponenten zusammengesetzten Stickstofffracht (rechts). Kronentraufemessungen und Ammoniakmessungen: Bachtel ZH und Zugerberg ZG 2000, Muri AG und Sagno TI 2014. Messungen übrige Einzelkomponenten: 2014 (Seitler et al. 2015).



6.3 Auswirkungen auf den Wald

Stickstoffwirkungen auf das Ökosystem Wald sind ein Schwerpunkt des ganzen Berichtes und in verschiedenen Kapiteln beschrieben. An dieser Stelle erfolgt deshalb nur eine kurze Zusammenfassung und ein Verweis auf die entsprechenden Kapitel.

Erhöhte Stickstoffeinträge verändern die Artenzusammensetzung der Bodenvegetation. So nimmt die Dichte der Brombeerdecke bei Eintragswerten von >20-25 kg N ha^{-1} a^{-1} exponentiell zu (Flückiger und Braun 2004). Bei den Ektomykorrhizapilzen von Buchen kann eine markante Reduktion der Artenvielfalt mit zunehmender Stickstoffdeposition beobachtet werden (Kap. 10.4). Es kommt auch zu einer Artenverschiebung: stickstoffempfindliche Arten nehmen ab, stickstoffliebende zu. Der Mykorrhizierungsgrad der Wurzelspitzen nimmt mit zunehmender Stickstoffbelastung ebenfalls ab.

Unter anderem als Folge der veränderten Mykorrhizierung verändern erhöhte Stickstoffeinträge die Versorgung mit den anderen Makronährstoffen. Das konnte sowohl experimentell als auch mittels Beziehungen zwischen Stickstoffdeposition und Nährstoffkonzentrationen im Laub gezeigt werden (Kap. 3.2). Bei den Buchen hat sich die Beziehung zwischen Stickstoffeinträgen und Blattkonzentrationen von Stickstoff und Phosphor im Laufe der Zeit verändert, was auf eine zunehmend stärkere Stickstoffwirkung hinweist.

Stickstoff fördert das Stammwachstum der Waldbäume. Im Datenset der Walddauerbeobachtung sind das aber nur geringe Steigerungen, und nur bis etwa 25-25 kg N ha^{-1} a^{-1} (Kap. 5.2). Sind die Eintragswerte höher, geht das Wachstum leicht (Fichten) oder stark (Buchen) zurück. Bei hohen Stickstoffeinträgen kann eine verstärkte Hemmung des Stammwachstums von Buchen durch Trockenheit oder hohe Wintertemperaturen beobachtet werden. Diese Interaktionen spielen möglicherweise eine entscheidende Rolle für den in den letzten Jahren beobachteten Wachstumsrückgang bei den Buchen (Kap. 5.2.1). Auch im Experiment führten hohe Stickstoffgaben zu einer Erhöhung von trockenheitsbedingten Nekrosen an Buchenlaub (Flückiger und Braun 2004). Die erhöhte Trockenheitsempfindlichkeit ist in Übereinstimmung mit Ergebnissen aus den Mykorrhizauntersuchungen, die zeigen, dass der trockenheitstolerante und für die Wasser- (und Phosphor-)aufnahme wichtige Ektomykorrhizapilz *Cenococcum geophilum* bei Stickstoffeintragswerten >26 kg N ha^{-1} a^{-1} abnimmt.

Die Mortalität der Bäume steht primär in Zusammenhang mit Trockenheit. Bei den Fichten wird diese Trockenheitswirkung jedoch durch Stickstoff und Nährstoffungleichgewichte (hohes N:K, tiefe Mg-Konzentrationen) verstärkt. Da der grösste Teil der Fichtenmortalität auf Borkenkäferbefall zurückgeht, heisst das, dass Stickstoff die Empfindlichkeit gegenüber Borkenkäfern erhöht.

Stickstoff führt zu Bodenversauerung (Kap. 7.2). Bei Auswaschung von überschüssigem Nitrat aus dem Boden werden Kationen (zunächst Ca, Mg, K, Na, in stärker versauerten Böden Al und Mn) mit ausgewaschen. Die Durchwurzelungstiefe wird entweder infolge der Versauerung oder durch Stickstoffeinwirkung vermindert (Braun et al. 2005). Das Windwurfrisiko steigt ebenfalls infolge Versauerung oder – bei den Buchen – bei erhöhter Stickstoffkonzentration im Laub (Braun et al. 2003).

6.3.1 Nadeljahrgänge bei Fichten

An den Fichtengipfeltrieben wurde die Anzahl der Nadeljahrgänge ausgezählt. Diese Anzahl war bei hohem Stickstoffeintrag in den Beobachtungsflächen vermindert (Abb. 81). Die Beziehung war deutlich stärker als die im Stickstoffdüngeexperiment gefundene Beziehung, die erst bei sehr hohen N-Gaben (160 kg N ha^{-1} a^{-1}) signifikant war (Abb. 82). Eine solche Verminderung der Nadeljahrgänge kann zu einer Erhöhung der Kronenverlichtung führen. Die Kronenverlichtung hängt aber auch noch von der Länge der benadelten Triebe ab, nicht nur von der Anzahl der Nadeljahrgänge.

Abb. 81: Anzahl Nadeljahrgänge an den 2015 geernteten Gipfeltrieben von Fichten. Auswertung mit Spline-Modell, zusammen mit Meereshöhe als Kovariable. Vorhersagen aus dem Regressionsmodell unter Mittelung aller anderen Parameter.

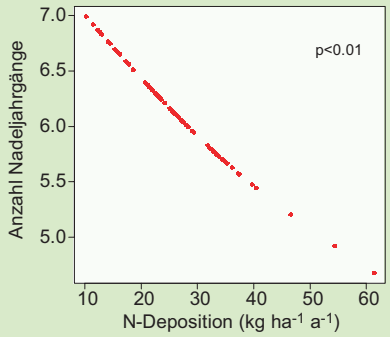
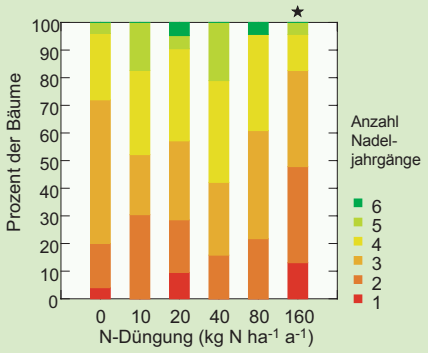


Abb. 82: Anzahl Nadeljahrgänge an jungen Fichten im Stickstoffdüngungsversuch Lurengo TI. Aufnahme 2016. Die Anzahl der Nadeljahrgänge ist bei der Behandlung mit 160 kg N ha^{-1} a^{-1} signifikant vermindert.



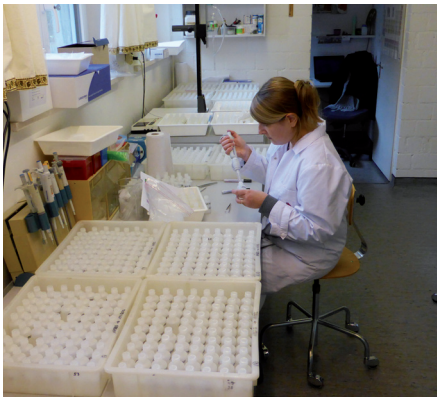
Fichtenast mit wenigen Nadeljahrgängen. Magglingen (BE).



7 Stickstoffauswaschung und Bodenversauerung

Stickstoffauswaschung und Bodenversauerung können durch Messungen der Elemente in der Bodenlösung verfolgt werden, d.h. des Wassers, das durch Saugkerzen aus dem Boden gewonnen werden kann. Diese Messungen haben zum Ziel, den Status von Versauerung und Eutrophierung zu erfassen und langfristige Veränderung aufzuzeigen. Solche Proben wurden 2016 in 48 Flächen gesammelt (Abb. 83, Tab. 6). Davon befanden sich acht Flächen in der Zentralschweiz noch in der Einlaufphase (Installation Oktober 2015 bzw. März 2016). Die Standorte decken ein breites Spektrum der schweizerischen Waldböden ab, wie aus den in Abb. 83 dargestellten unterschiedlichen Klassen der Basensättigung hervorgeht.

Foto 30: Analyse von Bodenlösungsproben.

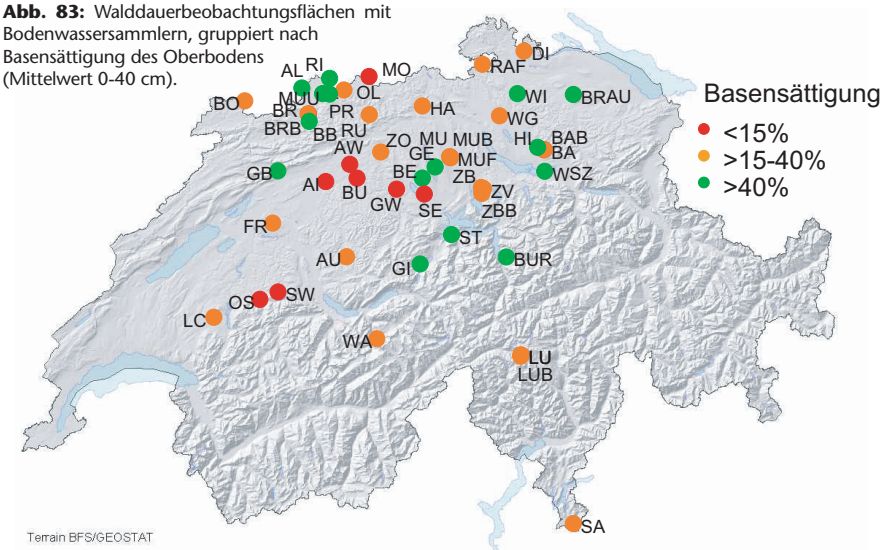


Die Proben wurden monatlich gesammelt. Pro Standort und Tiefenstufe sind im Oberboden 8 und im Unterboden 5-8 Saugkerzen installiert. In Tab. 6 sind auch die Verwitterungsraten des Mineralbodens aufgelistet. Diese wurden durch D. Kurz, EKG GeoScience, mit dem dynamischen Modell SAFE (Alveteg et al. 1998, Kurz et al. 1998a) auf der Grundlage der chemischen und mineralogischen Analysen von Bodenprofilen berechnet und über die durchwurzelten Horizonte (Wurzeldichte mindestens 3 Wurzeln/dm² = Stufe 2 der Bodenkundlichen Kartieranleitung, Benzler et al. 1982) oder über 60 cm Tiefe aufsummiert, je nachdem welcher Wert grösser war (vgl. auch Herleitung der Durchwurzelungstiefe in Kap. 9.4). Für methodische Details sei auf den 2018 erstellten Bericht zuhanden des BAFU verwiesen (Braun 2018).

Foto 31: Setzen von Lysimetern in Giswil (OW).



Abb. 83: Walddauerbeobachtungsflächen mit Bodenwassersammlern, gruppiert nach Basensättigung des Oberbodens (Mittelwert 0-40 cm).



Tab. 6: Liste der Flächen mit Bodenlösungsmessung. Niederschlag und Sickerwasser in mm im Zeitraum 1981-2016. Baumarten: Bu Buche, Fi Fichte, Ta Tanne, Lä Läche, Fö Föhre. pH: mittleres pH($CaCl_2$) in 0-40 cm, BS: mittlere Basensättigung in 0-40 cm (in %), CN: C/N-Verhältnis im obersten Horizont. Bodentypen: Kurzzeichen gemäss Sponagel et al. 2005: BB Braunerde, LL Parabraunerde SS Pseudogley, SH Haftpseudogley, PP Podsol, GG Gley, RQ Regosol, RR Rendzina. Verw: Verwitterungsrate in keq ha^{-1} a^{-1}: Berechnung mit SAFE (Sverdrup et al. 1995) für den Wurzelraum. NS: Niederschlag (mm), Sickerwasser (mm),, NO_3-Konz: : mittlere Nitratkonzentration (mg N l^{-1}) im Wurzelraum. Bei den neuen Flächen BE, BUR, GE, GI, GW, SE, ST, WSZ liegt erst ein Messjahr vor. N-Leaching: N-Auswaschung in kg N ha^{-1} a^{-1}. N-Dep: N-Eintrag in kg N ha^{-1} a^{-1} (Stand 2010, modelliert). Überschreitung der Grenzwerte für die N-Konzentration bzw. das Leaching gekennzeichnet durch graue Färbung.

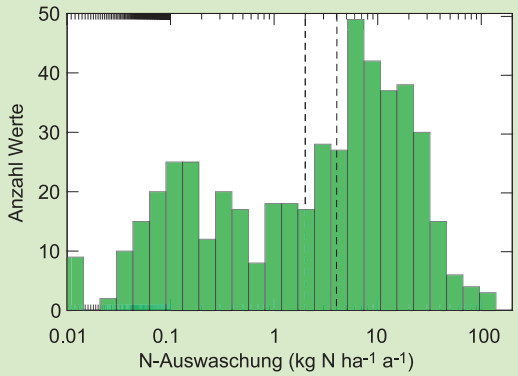
Standort	Abk.	Höhe ü.M.	Baum-arten	pH	BS	CN	Boden-typ	Verw.	In Betrieb seit	NS	Sicker-wasser	NO_3^- Konz.	N-Ausw.	N-Dep.
Aarwangen	AW	470	Bu	3,99	10	14,5	BB	1,31	2002	1144	464	2,39	8,3	25,8
Aeschau	AU	940	Ta Fi (Bu)	3,67	20	26,0	RQ-BB	0,45	1997	1514	792	1,05	10,2	34,2
Aeschi	AI	510	Bu Fi	3,87	15	21,2	LL	1,24	1998	1159	471	3,12	6,3	33,5
Allschwil	AL	350	Fi	4,31	88	14,0	LL		2006	896	142	32,12	52,8	25,8
Bürglen	BUR	640	Fi	4,77	99	22,2	BB-RQ	0,32	2016	1575	744	1,75	17,6	32,7
Bachtel Buchen	BAB	1030	Bu	3,93	36	15,6	LL	4,62	1999	1825	1107	1,35	15,2	30,3
Bachtel Fichten	BA	1040	Fi	4,01	7	24,8	LL	0,90	1997	1773	998	4,09	33,3	36,3
Beromünster	BE	640	Fi	5,00	90	23,1	GG-BB	10,48	2016	1222	344	7,31	17,7	60,9
Bonfol	BO	450	Bu Ei	4,26	18	20,3	SH-BB	0,67	2004	1091	428	0,04	0,1	16,9
Braunau	BRAU	710	Fi	4,05	55	19,8	SS-LL		2006	1257	408	4,49	9,1	45,9
Breitenbach	BB	460	Bu	4,53	91	14,3	BB-LL	0,85	2003	1110	316	0,09	0,1	22,3
Brislach Buchen	BRB	435	Bu	4,09	25	13,3	BB-LL	0,88	2000	1041	381	0,26	0,3	22,1
Brislach Fichten	BR	435	Fi	3,93	12	23,3	SS-LL	0,84	1997	1042	257	1,95	1,3	25,9
Busswil	BU	600	Fi	3,78	3	18,9	LL	0,99	2004	1193	391	0,08	0,2	34,3
Diessenhofen	DI	520	Fi	3,77	16	20,8	SH-BB		2006	944	291	6,29	19,1	23,8
Frienisberg	FR	725	Bu Fi	3,90	21	21,2	BB	0,64	1997	1208	548	1,05	4,7	27,9
Gelfingen	GE	540	Bu	6,55	100	21,9	LL-BB	1,40	2016	1136	384	3,59	0,3	37,6
Giswil	GI	540	Bu	5,86	100	19,5	BB	13,16	2016	1301	429	1,66	7,2	24,9
Grenchenberg	GB	1220	Bu Fi	5,64	100	15,1	BB	19,05	1997	1511	971	0,98	7,2	22,5
Grosswangen	GW	600	Fi	3,52	14	21,9	LL-SS	1,60	2016	1114	208	0,11	0,3	55,4
Habsburg K	HA	430	Bu	4,17	16	17,1	LL	0,84	2004	1068	313	2,18	6,2	25,1
Hinwil	HI	650	Fi	5,12	95	15,4	BB	1,33	2002	1457	638	2,04	12,8	36,5
Le Châtelard	LC	1010	Fi	3,74	20	29,3	LL-BB		2006	1655	816	0,65	0,6	34,6
Lurengo	LUB	1620	Fi Fö L	3,90	28	26,2	PP-BB		1999	1770	1092	1,16	12,8	15,7
Lurengo N-V	LU	1600	Fi L	4,17	19	22,5	PP-BB	0,59	1997	1770	1114	0,28	5,0	14,8
Möhlin	MO	290	Fi	3,79	12	17,5	LL	1,22	1998	1029	265	4,70	5,9	23,3
Muri Buchen	MUB	490	Bu	4,00	24	18,3	LL	0,56	1999	1112	371	2,91	12,7	32,5
Muri Sturmfläche	MU	490	Fi	3,96	15	18,9	LL	0,62	1997	1105	583	4,69	23,5	39,4
Muri Fichten	MUF	490	Fi	3,88	10	26,5	BB	0,74	2001	1105	281	4,54	12,7	37,7
Muttenz	MUU	375	Bu	4,06	41	15,7	SS-LL	0,50	2004	911	217	0,74	1,5	21,7
Oberschrot	OS	950	Bu Fi	3,61	11	17,2	GG-SH		2006	1344	542	0,05	0,1	26,8
Olsberg	OL	380	Bu	4,06	20	15,4	LL-SS	0,48	2004	997	246	0,18	0,1	23,3
Pratteln	PR	415	Bu	5,15	100	12,4	BB-LL	2,24	2002	964	348	0,38	0,9	24,0
Rünenberg	RU	590	Bu	4,13	35	17,2	BB-LL	0,68	2002	1011	251	0,06	0,3	23,7
Rafz Fichten	RAF	540	Fi	4,18	16	19,0	SS	0,70	2004	988	291	1,07	0,2	23,6
Riehen	RI	470	Bu	6,41	100	13,3	BB-LL	1,26	2002	1003	388	0,88	2,9	19,7
Sagno	SA	770	Fi	3,83	25	21,8	BB	0,41	1999	1772	928	7,05	53,2	36,0
Scheidwald	SW	1170	Fi	3,41	7	27,9	GG-PP	0,66	2008	1501	562	0,11	0,6	24,0
Sempach	SE	550	Bu	3,71	39	21,6	LL-GG	2,09	2016	1140	413	9,54	15,5	47,9
Stans	ST	560	Bu	6,40	100	17,4	BB	48,1	2016	1430	1106	8,16	59,1	32,4
Wangen	WG	500	Bu Fi	3,88	24	23,3	LL		2008	1144	450	5,06	18,2	34,7
Wangen SZ	WSZ	470	Bu	4,43	95	14,8	LL	2,65	2016	1536	701	0,35	0,5	31,1
Wengernalp	WA	1870	Fi	3,53	28	14,2	PP-BB	0,15	1997	1594	920	0,05	0,6	12,7
Winterthur	WI	530	Fi	5,25	97	16,0	BB	18,46	2003	1174	470	1,05	3,5	29,0
Zofingen	ZO	540	Bu Fi	4,00	17	17,9	LL-BB	0,92	2004	1129	369	0,43	1,8	26,9
Zugerberg HG	ZBB	980	Bu Fi	4,20	37	19,8	BB	0,63	1999	1560	915	1,39	5,8	33,1
Zugerberg N-Versuch	ZB	940	Bu	3,91	35	18,5	BB	0,45	1997	1448	837	2,21	8,1	32,7
Zugerberg VG	ZV	900	Fi	3,62	24	20,2	BB	0,61	2002	1448	551	1,76	7,9	34,4

7.1 Stickstoffauswaschung

7.1.1 Vergleich mit Grenzwerten

Die UNECE hat für eine maximale Stickstoffkonzentration in der Bodenlösung (Tab. 7) und für maximale Stickstoffauswaschungsraten Grenzwerte festgelegt, bei deren Überschreitung mit Eutrophierung (Überdüngung) und Nährstoffverlusten zu rechnen ist (CLRTAP 2016). Der Grenzwert für die Stickstoffauswaschung beträgt für Wald 2-4 kg N ha^{-1} a^{-1}. In der Schweiz der Grenzwert an die Meereshöhe angepasst (Rihm und Achermann 2016). Die Stickstoffauswaschung in den Jahren 2005 und 2016 übersteigt im Mittel die kritischen Werte auf 57% bzw. 52% aller Flächen (Tab. 6, Abb. 84). Bemerkenswert ist die hohe N-Fracht in der Fläche Sagno (SA, TI), nahe bei Chiasso, in der zwischen 2005 und 2016 eine N-Auswaschungsrate von 56 kg N ha^{-1} a^{-1} errechnet wurde. Die mittlere N-Konzentration in dieser Fläche liegt im gleichen Zeitraum bei 6.4 mg l^{-1}. In Allschwil, einer Fläche mit extrem hohen N-Konzentrationen in der Bodenlösung (Mittelwert 34 mg N l^{-1}), liegt die mittlere Auswaschung wegen der geringeren Sickerwassermenge bei 58 kg N ha^{-1} a^{-1}. Obwohl noch kein vollständiger Jahresverlauf vorliegt, lassen sich bei den neuen Flächen in der Zentralschweiz bereits erste Ergebnisse zeigen (Tab. 6). Extrem hoch (>7 mg N l^{-1}) sind die Konzentrationen in Beromünster, Sempach und Stans, während sie in Grosswangen überraschend tief sind.

Abb. 84: Jahresfrachten der Stickstoffauswaschung 2005-2016 (ohne N-Versuche). Die gestrichelten Linien zeigen die kritischen Werte für Wälder. Jeder Wert ist die Jahresfracht einer Fläche.



Tab. 7: Kritische N-Konzentration für Vegetationsveränderungen (CLRTAP 2016)

Ökologische Veränderung	[N]crit (in mg N l^{-1})
Vegetationsveränderungen (Schweden)	≤ 0.2-0.4
Flechten → Moosbeeren	≤ 0.2-0.4
Preiselbeeren → Heidelbeeren	≤ 1-2
Heidelbeeren → Gras	1,5
Gras → Kräuter	≤ 3-5

Andere Effekte auf Wälder	
Nährstoffungleichgewicht	≤ 0.2-0.4
N-Auswaschung/Sättigung	1
Feinwurzelbiomasse/-länge	1-3
Empfindlichkeit gegenüber Frost und Pilzkrankheiten	3-5

7.1.2 Entwicklung

Die Stickstoffauswaschung hat zwischen 1998 und 2011 signifikant abgenommen ($p<0.001$). Das wird sowohl im Trend der jährlichen Auswaschungsraten (Abb. 85) als auch in der Überschreitungshäufigkeit der kritischen Werte für N-Auswaschung (Abb. 86) ersichtlich. Wichtigster Grund dafür ist die Abnahme der N-Deposition in dieser Zeit aufgrund von Luftreinhaltemassnahmen beim Verkehr und in der Landwirtschaft. Allerdings ist der Trend seit 2011 wieder leicht zunehmend. Während im Kollektiv der Lysimeterflächen der modellierte N-Eintrag im Jahr 2000 im Mittel 27.7 kg N ha^{-1} a^{-1} betragen hatte, sank er auf 25.4 im Jahr 2007 und auf 24.3 kg N ha^{-1} a^{-1} im Jahr 2010 (neuere Zahlen sind noch nicht verfügbar). Weniger bedeutend ist eine Abnahme der Sickerwassermenge infolge Trockenheit. Unter Einbezug der in Tab. 31 aufgelisteten Kovariablen ist der Zeittrend noch mit $p<0.05$ signifikant, d.h. selbst unter Einbezug der Veränderung der Stickstoffdeposition und der Sickerwassermenge besteht noch ein leicht negativer Trend der Auswaschung.

Abb. 85: Entwicklung der N-Auswaschung seit Beginn der Messungen. Balken=95%-Vertrauensbereich. Reihe korrigiert für unterschiedliche Beobachtungsdauer.

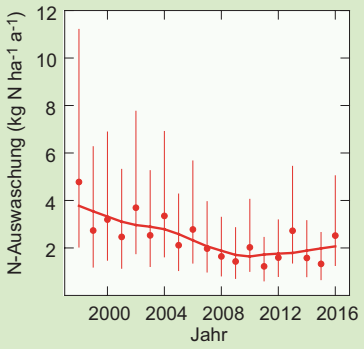
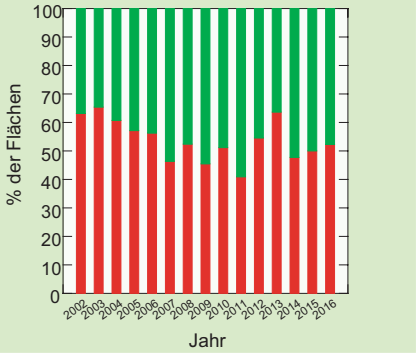


Abb. 86: Überschreitungshäufigkeit der Schwellenwerte für N-Auswaschung. grün: nicht überschritten, rot: überschritten.



7.1.3 Mittlere N-Auswaschung in Beziehung zu Standortsfaktoren

Für die Regionalisierung des Risikos der Stickstoffauswaschung ist es erforderlich, quantitative Beziehungen zwischen verschiedenen Standorts- und Umweltfaktoren und der Stickstoffauswaschung zu finden. Dies wurde im Rahmen eines Projektes im BAFU-Forschungsprogramm „Wald und Klimawandel" durchgeführt. Hier dargestellt sind die Ergebnisse der Flächen der interkantonalen Walddauerbeobachtung. Die Arbeitshypothese war, dass das C/N-Verhältnis des Auflagehumus ein wichtiger Prädiktor für die N-Auswaschung ist, wie dies z.B. von Gundersen et al. (1998), Dise et al. (1998) und UNECE (2005) vorgeschlagen wurde. Diese Autoren fanden eine Grenze für erhöhte Auswaschung bei einem C/N-Verhältnis von 20-25, d.h. unterhalb dieses Verhältnisses war der N-Austrag erhöht. Von den 212 Bodenprofilen der Walddauerbeobachtungsflächen weisen nur 52 ein C/N-Verhältnis von >20 und weitere 15 ein solches von >25 auf. Damit ist der Bereich für C/N-Verhältnisse >25 für multivariable Auswertungen nicht genügend abgedeckt. Zudem gilt die Beziehung von Gundersen nur für Koniferenwälder, mit einer ausgeprägten Humusauflage. Eine solche kann nur in 56 von 212 Profilen gefunden werden.

Mit dem Datenset der N-Auswaschung von 1998-2016 wurden folgende Kovariablen als Prädiktoren für die N-Auswaschung geprüft:

- Stickstoffdeposition
- Sickerwassermenge
- Vernässung bzw. die damit verbundene Denitrifikation (Reinds et al. 2001, CLRTAP 2016). Sie wurde aus Vernässungsmerkmalen des Bodenprofils hergeleitet (Tab. 30).
- Dichte des Jungwuchses oder der Strauchschicht

Die Ergebnisse der Regression sind in Tab. 31 aufgelistet und in Abb. 87 visualisiert. Signifikante Prädiktoren waren die Sickerwassermenge, der N-Eintrag und der Denitrifikationsfaktor, wobei die Beziehung mit der Sickerwassermenge nichtlinear war. Die Beziehung zwischen Auswaschung und Stickstoff-

Abb. 87: Visualisierung der in Tab. 31 aufgelisteten Beziehungen. Kleine schwarze Punkte bzw. Box: Einzelwerte. Rote Linie bzw. rote Striche in Boxplot: Schätzwerte aufgrund Regression, mit den anderen Prädiktoren als Mittelwert. Die Y-Achse ist logarithmiert. Die in die Regression einbezogenen Stickstoffdepositionswerte sind zeitlich variabel, gemäss der Veränderung über die Beobachtungszeit. Die Funktion in der linken Grafik ist die gleiche, die in Abb. 88 mit einer nichtlogarithmischen Skala eingezeichnet ist.

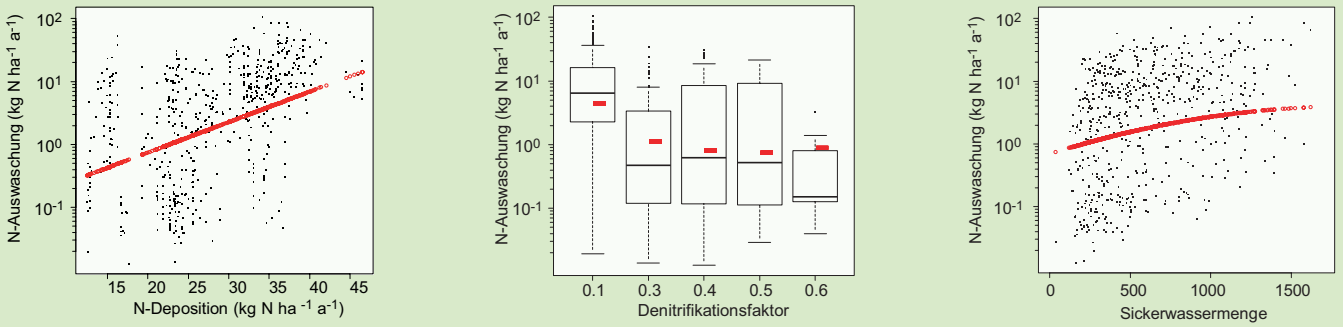
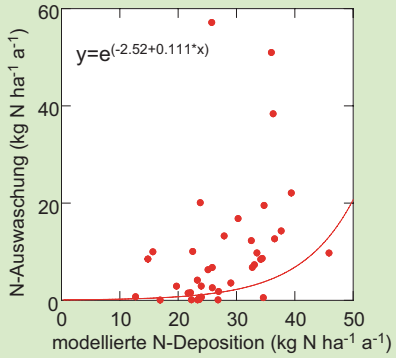


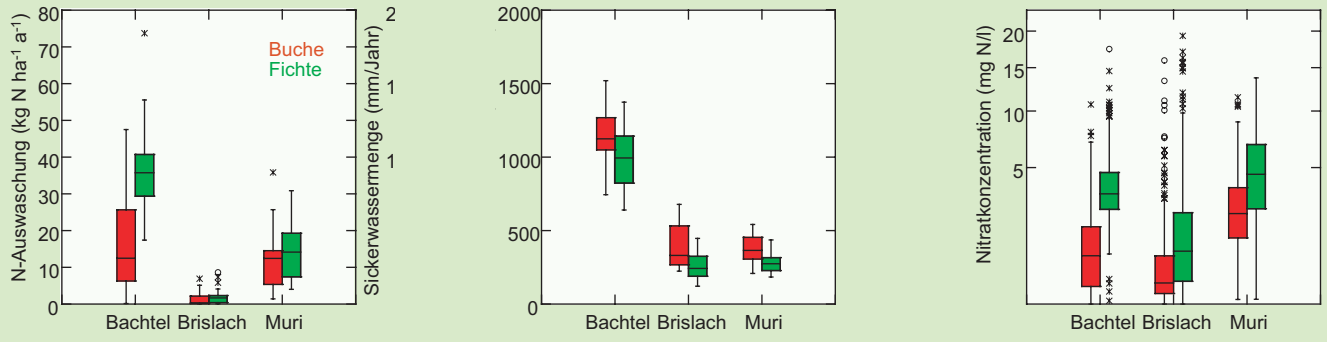
Abb. 88: Beziehung zwischen der modellierten N-Deposition und dem N-Austrag (Mittelwerte über alle Jahre). Eingezeichnete Linie: Regression aus Tab. 31.



deposition ist in Abb. 88 auch mit nichtlogarithmischer Skalierung dargestellt.

Bei drei Flächen wird die Bodenlösung in unmittelbar benachbarten Buchen- und Fichtenbeständen gesammelt, um den Einfluss der Baumartenzusammensetzung zu untersuchen. Es handelt sich zwar nur um drei Flächenpaare, trotzdem sind die Ergebnisse klar: unter Fichten sind die Nitratkonzentrationen höher als unter Buchen (Abb. 89 rechts). Obwohl die Sickerwassermengen unter Fichten wegen der höheren Kroneninterzeption geringer sind als unter Buchen (Abb. 89 Mitte), sind die resultierenden Austräge unter Fichten höher (Abb. 89 links). Dies deckt sich mit Ergebnissen aus Deutschland (Rothe et al. 2002) und zeigt die Bedeutung der Baumartenwahl für die Bodenversauerung, da ausgewaschenes Nitrat zugleich auch Kationenverlust bedeutet. Trotzdem war die Baumartenzusammensetzung in der allgemeinen Auswertung aller Flächen kein signifikanter Prädiktor.

Abb. 89: N-Auswaschung (links), Sickerwassermenge (Mitte) und Nitratkonzentration (rechts) in der Bodenlösung von benachbarten Buchen- und Fichtenbeständen. Mittelwert über die Jahre 2005 bis 2016.



7.2 Bodenversauerung

7.2.1 Entwicklung in den Beobachtungsflächen mit Bodenlösungsmessungen

Das Verhältnis zwischen den basischen Kationen Ca, K und Mg einerseits und Aluminium anderseits (BC/Al-Verhältnis) ist ein Mass für die Versauerung der Bodenlösung (Sverdrup und Warfvinge 1993). Da nur anorganisches Aluminium toxisch ist (Ulrich und Matzner 1983), wurde vor der Berechnung dieses Verhältnisses organisches Aluminium abgezogen. In den meisten Flächen hat das BC/Al-Verhältnis im Laufe der Beobachtungszeit abgenommen, d.h. die Böden sind messbar versauert. Diese Abnahme hat sich im Laufe der Beobachtungszeit allerdings verlangsamt. So wurde im Oberboden zwischen 2005 und 2010 in 21 von 30 Flächen eine signifikante Abnahme des BC/Al-Verhältnisses beobachtet, zwischen 2010 und 2015 in 13 von 35 (Abb. 90). Die Veränderung wird auch in Abb. 91 sichtbar, wo der Gesamttrend während dreier Perioden zusammen

Für einen Gesamtüberblick wurden die Flächen nach der mittleren Basensättigung in 0-40 cm Bodentiefe gruppiert: ≤15%, >15-40% und >40%. In allen drei Klassen ist im Oberboden eine deutliche und in 40-70 cm eine mässige Abnahme des BC/Al-Verhältnisses zu erkennen (Abb. 92). In noch grösserer Tiefe sind die Trends schwächer. Die Abbildung stellt Schätzwerte aus einer gemischten Regression mit Standort als Gruppe dar und korrigiert damit für die unterschiedliche Flächenzahl in den einzelnen Jahren. Diese beeinflusst diese Auswertung ohnehin nicht wesentlich. Bemerkenswert ist die markante Abnahme im Unterboden von Böden mit einer Basensättigung >40%.

Dass bereits stark versauerte Böden nicht mehr so rasch weiter versauern, zeigt eine Auswertung, die mit Differenzen des BC/Al-Verhältnisses über jeweils vier Jahre für den Oberboden durchgeführt wurde. Bei tiefem BC/Al-Verhältnis, hoher Basensättigung

Abb. 90: Jährliche Veränderung des BC/Al-Verhältnisses von 2010 bis 2015 in verschiedenen Bodentiefen für Flächen, die seit mindestens 2010 beprobt wurden. Eine Veränderung um -0.1 entspricht einer jährlichen Abnahme des BC/Al-Verhältnisses um 20.6% ($10^{-0.1}$=0.794). Das heisst, wenn das BC/Al-Verhältnis im ersten Jahr 10 war und im zweiten Jahr 7.94, dann ist log(7.94/10) bzw. log(7.94) minus log(10) = 0.1. Signifikante Veränderungen sind durch ausgefüllte Säulen hervorgehoben.

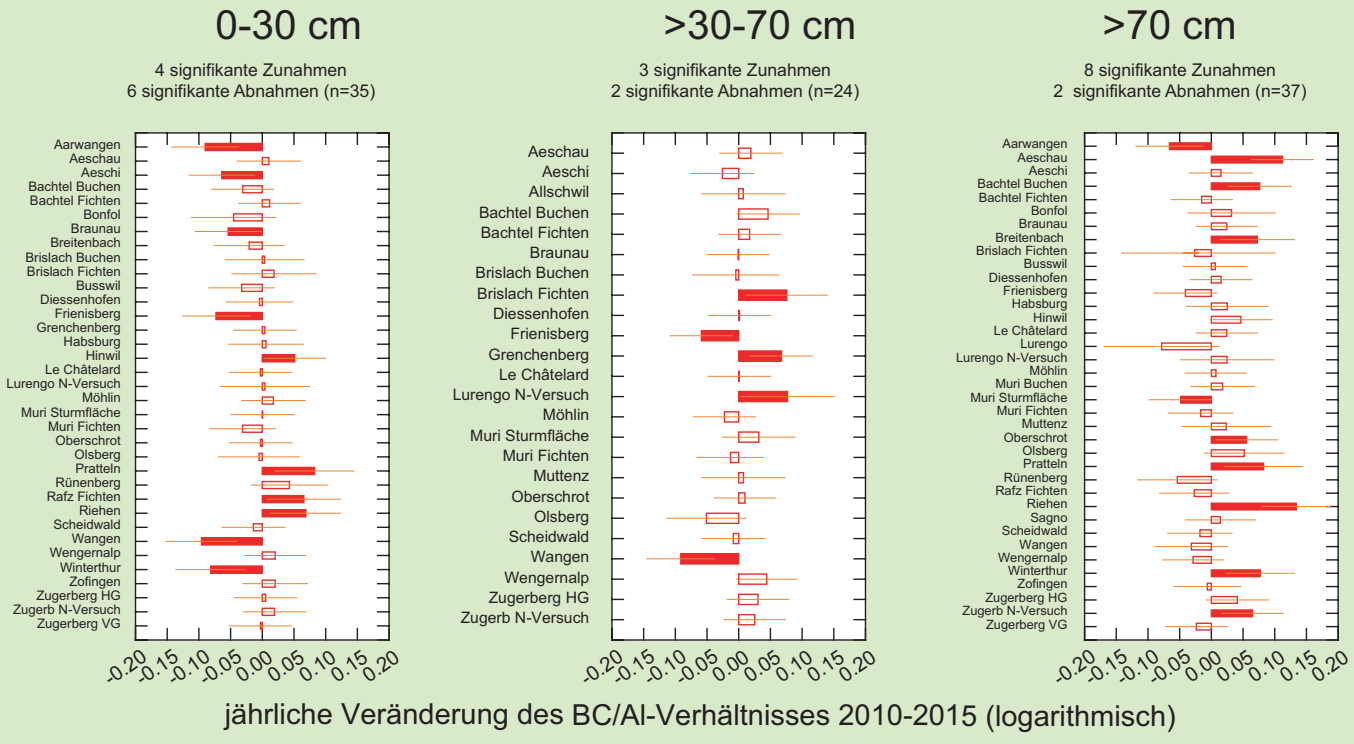
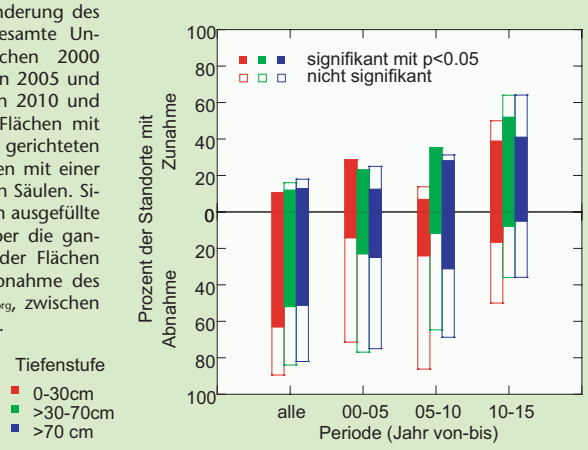


Abb. 91: Übersicht über die Veränderung des BC/Al_{anorg}-Verhältnisses über die gesamte Untersuchungsperiode («alle»), zwischen 2000 und 2005 (Periode 00-05), zwischen 2005 und 2010 (Periode 05-10) und zwischen 2010 und 2015 (Periode 10-15). Der Anteil Flächen mit einer Abnahme ist mit nach unten gerichteten Säulen dargestellt, der Anteil Flächen mit einer Zunahme mit nach oben gerichteten Säulen. Signifikante Veränderungen sind durch ausgefüllte Säulen hervorgehoben. Beispiel: über die ganze Beobachtungszeit zeigen 71% der Flächen im Oberboden eine signifikante Abnahme des Verhältnisses zwischen BC und Al_{anorg}, zwischen 2010 und 2015 waren es noch 36%.



und hohem pH-Wert findet im Mittel keine weitere Abnahme des BC/Al-Verhältnisses mehr statt, wobei die Grenzwerte je nach Tiefenstufe (>=70 cm; <70 cm) leicht unterschiedlich sind (Tab. 32). Die Einheiten sind pro Jahr gerechnet und haben deshalb die gleichen Skalenwerte wie in Abb. 90. Die Abb. 93 zeigt die „predicted values" aus dieser Auswertung in Beziehung zur Basensättigung des Bodens in der entsprechenden Tiefe und zum BC/Al-Verhältnis am Anfang der Vierjahresperiode. Negative Dif-

Abb. 92: Entwicklung des BC/Al-Verhältnisses in der Bodenlösung in Kollektiven mit unterschiedlicher Basensättigung des Bodens. Kollektive angepasst an unterschiedliche Beobachtungsdauer.

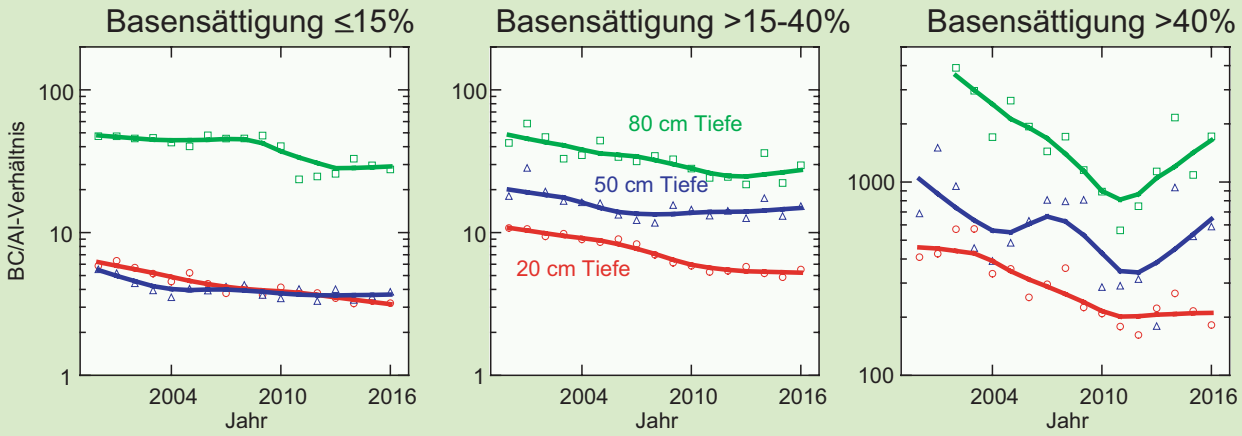
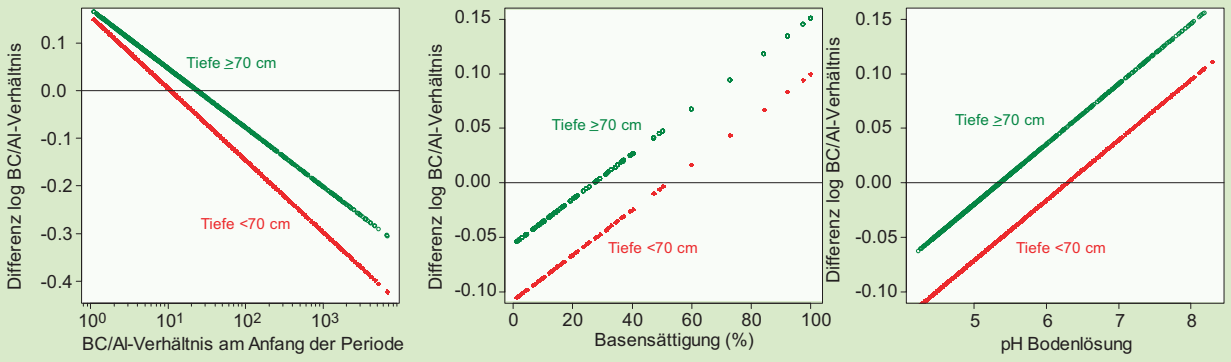


Abb. 93: Mittlere jährliche Veränderung des logarithmierten BC/Al-Verhältnisses während jeweils 4 Jahren in Beziehung zur Basensättigung in der entsprechenden Bodentiefe und zum BC/Al-Verhältnis und zum pH-Wert am Anfang der Periode. Vorhersagen aus dem Regressionsmodell in Tab. 32 unter Mittelung aller anderen Parameter. Insgesamt werden etwa 36% der Varianz erklärt.



ferenzen weisen auf eine Abnahme in dieser Zeit hin. In Bodenhorizonten mit einer Basensättigung unterhalb von 62% im Ober- bzw. 28% im Unterboden und bei pH-Werten in der Bodenlösung von unter 6.3 bzw. 5.3 nimmt das BC/Al-Verhältnis im Mittel ab. Da ist der Ca-Puffer aufgebraucht und der Austauscher/Silikat hat der Versauerung weniger entgegen zu setzen. Lag der Startwert des BC/Al-Verhältnisses jedoch unter 10.5 (Tiefe <70 cm) bzw. 25.4 (Tiefe >70 cm), gab es in den darauffolgenden vier Jahren im Mittel keine Abnahme des BC/Al-Verhältnisses. Hier verhindert der Aluminiumpuffer eine weitere Versauerung.

Trägt man die Residuen dieser Auswertung gegen den Standort auf, so wird ersichtlich, in welchen Flächen die Versauerung rascher abläuft als aufgrund des Regressionsmodells erwartet und in welchen langsamer (Abb. 94). Im Oberboden und im mittleren Wurzelraum ist die Versauerung in Zofingen und Möhlin unterdurchschnittlich. Eine überdurchschnittliche Versauerung im Oberboden kann in Bachtel (Fichten), Brislach (Fichten), Busswil und Rafz (Fichten) beobachtet werden. Im Unterboden ist die Versauerung überdurchschnittlich in Braunau, Zofingen, Möhlin, Zofingen und Zugerberg Vordergeissboden, während sie in Bachtel (Buchen), Brislach (Fichten) und Rafz (Fichten) langsamer verläuft als mit dem Regressionsmodell geschätzt.

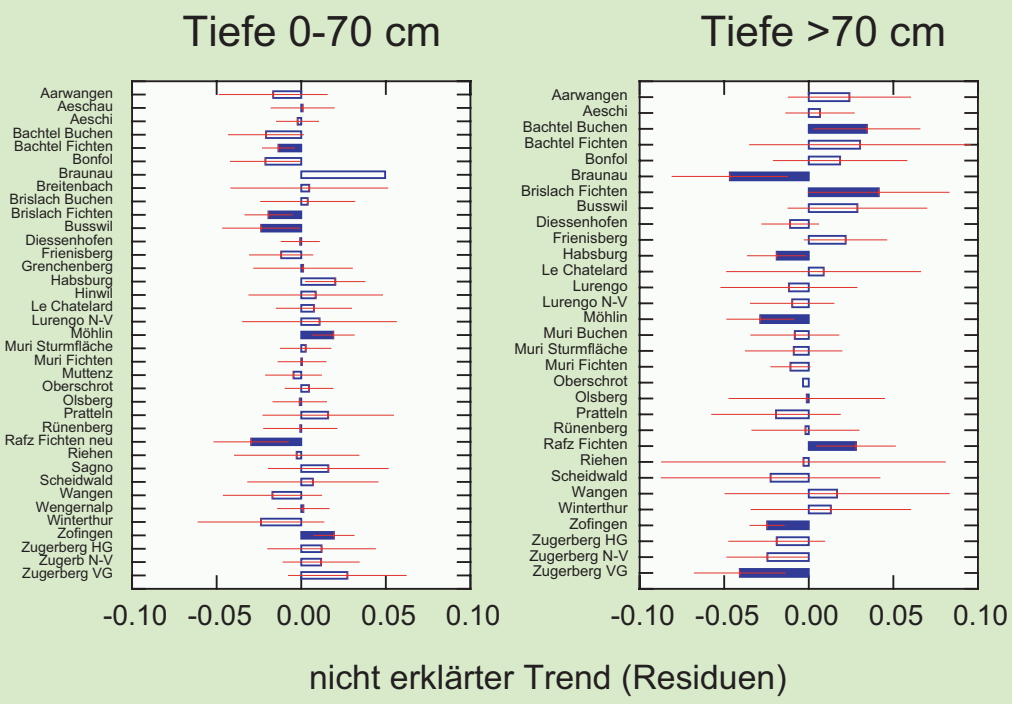


Abb. 94: Residuen der in Abb. 93 gezeigten Beziehung für die Tiefenstufen 0-70 cm (links) und >70 cm (rechts). Werte links der Nulllinie deuten eine überdurchschnittlich rasche, Werte rechts der Nulllinie eine unterdurchschnittliche Versauerung an. Balken=95%-Vertrauensbereich.

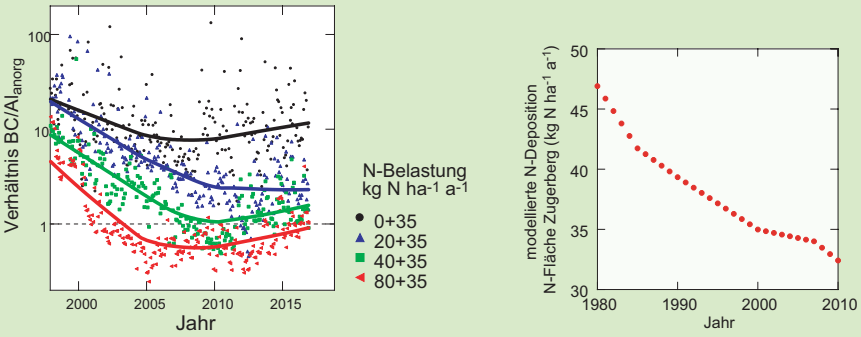
7.2.2 Entwicklung der Bodenversauerung in den Stickstoffversuchsflächen

Auf dem Zugerberg und in Lurengo werden seit 1992 junge Forstpflanzen mit verschiedenen Mengen an Ammoniumnitrat behandelt (0, 10, 20, 40, 80, 160 kg N ha^{-1} a^{-1}). 2008 erfolgte eine Neupflanzung. 1997 wurden in den einzelnen Plots Lysimeter installiert. 2009 wurde die Behandlung in einem Teil der Plots eingestellt, um Regenerationseffekte verfolgen zu können.

In der Stickstoffversuchsfläche Zugerberg ist ein deutlicher Effekt der Düngung auf die Entwicklung des Verhältnisses zwischen basischen Kationen und Aluminium zu sehen (Abb. 95). In der höchsten Düngestufe wird 2005 eine Schwelle erreicht, bei der keine weitere Versauerung mehr stattfindet (vgl. auch in Tab. 32 und Abb. 93 gezeigte Auswertung). In der zweithöchsten Düngestufe ist dies 2008 der Fall und in der tiefsten 2010. Die leichte Erholung, die bei den Kontrollen zu sehen ist, kann wohl auf eine Reduktion des Stickstoffeintrags zurückgeführt werden (Einführung Katalysator bei Autos und Schleppschlauchsystem in benachbarter Landwirtschaft).

Eine Einstellung der Düngung hat sich auf dem Zugerberg lediglich bei den vorher mit 80 kg N ha^{-1} a^{-1} behandelten Plots in einer Erholung ausgewirkt. Hier hat das BC/Al-Verhältnis seit Einstellung der Düngung zugenommen.

Abb. 95: Links: Entwicklung des Verhältnisses zwischen basischen Kationen und Aluminium in der N-Versuchsfläche Zugerberg, gruppiert nach N-Behandlung. Die atmosphärische Deposition an diesem Standort wurde als 35 kg N ha^{-1} a^{-1} in der Legende angegeben. Rechts: Modellierter N-Eintrag für die Fläche mit dem Stickstoffdepositonsversuch Zugerberg.



Ausmessen von Versuchspflanzen in der N-Versuchsfläche Zugerberg (ZG) mit einem Lysimeter im Vordergrund.



7.3 Auswaschung von Phosphor und organischem Stickstoff

In Jahressammelproben wurden organischer Stickstoff sowie anorganischer und organischer Phosphor gemessen. Die gemessenen Konzentrationen wurden mit dem Jahressummenwert der Sickerwassermenge multipliziert, um Schätzungen für die Auswaschung zu erhalten. Die Messungen bewegen sich an der Nachweisgrenze und nahe an den Blindwerten der Analyse, weshalb eine detaillierte Datenanalyse nach Standorten nicht sinnvoll erscheint. Trotzdem lassen sich einige Ergebnisse aufzeigen. Die Auswaschung von organischem Stickstoff ist nur leicht geringer wie der anorganische Stickstoff (Abb. 96). Im Gegensatz zum anorganischen Stickstoff ist die Fracht des organischen Stickstoffs nicht versauerungsrelevant. Beim Phosphor liegen die meisten Jahresfrachten unter 0.05 kg P ha^{-1} a^{-1}, mit einem linear gerechneten Mittelwert von 0.011 bzw. 0.022 für anorganisches bzw. Gesamt-P (Abb. 97).

Abb. 96: Jahresfrachten von anorganischem (links) und von organischem Stickstoff (rechts). Anzahl Jahressammelproben: 245.

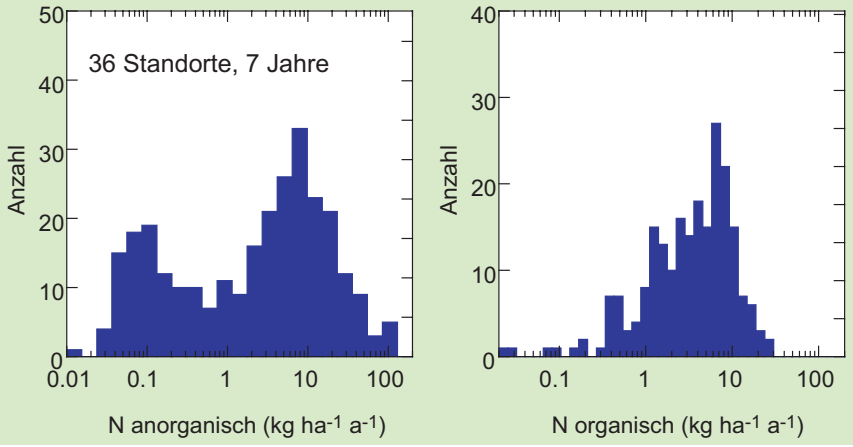
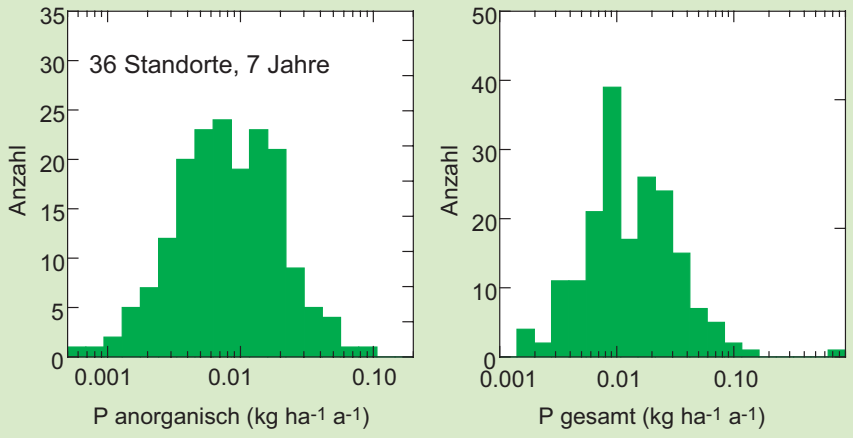


Abb. 97: Jahresfrachten von anorganischem Phosphor (links) und von Gesamt-P (rechts). Sagno wurde aus dieser Auswertung wegen hoher Werte weggelassen. Anzahl Jahressammelproben: 197.



7.4 Abschliessende Bemerkungen zu Bodenlösungsmessung

Bodenlösungsmessungen sind ein geeignetes Mittel, um zeitliche Verläufe chemischer Parameter am gleichen Standort, mit minimaler Störung des Ökosystems, zu verfolgen. Informationen über die Zusammensetzung der Bodenlösung sind erforderlich, um eine Bewertung der Versauerung und der Stickstoffsättigung anhand verschiedener Kriterien (BC/Al-Verhältnis, pH, Konzentration von Al und N) vorzunehmen. Der früher gültige kritische Wert für das BC/Al-Verhältnis von 1 wurde in der Zeit von 1997 bis 2016 nur selten unterschritten; der in der Schweiz nun gebräuchliche Wert von 7, der auf neueren Untersuchungen und Beobachtungen basiert, jedoch häufig. Der neue Grenzwert von BC/Al=7 basiert u.a. auf Effekten, die im Interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramm gefunden wurden. So wurde z.B. in Beobachtungsflächen mit ≤40% Basensättigung ein erhöhter Windwurf beobachtet (Braun et al. 2003). Gemäss der beobachteten Regression zwischen dem BC/Al-Verhältnis und der Basensättigung entspricht dies im Mittel einem BC/Al-Verhältnis von 21. Auch beobachtete Beziehungen von Durchwurzelungstiefe oder Benadelung mit der Basensättigung des Bodens (≤20% bzw. 15%) deuten darauf hin, dass ein BC/Al-Verhältnis von 1 die Böden und Vegetation nicht ausreichend schützen würde, d.h. dass bis zum Erreichen des Wertes von 1 das Kriterium „Basensättigung" verletzt würde. Als Beispiel des Baumzustandes auf stark versauertem Boden sei auch die Fläche Scheidwald (BE) genannt: die Basensättigung im Oberboden liegt bei 7%, der pH bei 3.4, der Kronenzustand der Fichten ist sehr schlecht und die Sturmschäden liegen stark über dem Durchschnitt. Das Verhältnis zwischen BC und Al_{anorg} in der Bodenlösung ist grösser als der alte Grenzwert von 1 (1.9). Wird die ursprüngliche Dosis-Wirkungskurve von Sverdrup und Warfvinge (1993) nach Baumarten getrennt ausgewertet, so kann eine 2%ige Wachstumsreduktion an Fichten bei einem BC/Al-Verhältnis von 15, bei Laubbäumen von 2.5 beobachtet werden. Diese Untersuchungen und theoretische Überlegungen führten zur Revision der kritischen Werte (CLRTAP 2016), die neu eine Differenzierung des BC/Al_{crit} nach Baumarten erlaubt und die Basensättigung als chemisches Kriterium für Bodenversauerung explizit aufgeführt. Die oben genannten, aus den Walddauerbeobachtungen stammenden Wirkungsschwellen von 20 und 40% sind im neuen CLRTAP-Dokument aufgelistet. Wird bei der Basensättigung eine Grenze von 20% verwendet, so werden 16.7% der Walddauerbeobachtungsflächen als kritisch eingestuft. Bei einer Grenze von 40% sind es 34.4%. Basierend auf einer solchen Beziehung zwischen BC/Al und Basensättigung wird in Kanada ein BC/Al_{crit} von 10 verwendet (Ouimet et al. 2006).

Stickstoffeinträge wirken sowohl versauernd als auch eutrophierend. Ein Mass für die Schätzung der versauernden Wirkung ist die Auswaschung von Nitrat und den damit verbundenen basischen Kationen aus der Wurzelzone. Das Eutrophierungsrisiko für die Vegetation kann durch die Konzentration an löslichem Stickstoff in der Bodenlösung ermittelt werden. Unter Beizug der international vereinbarten kritischen Belastungsgrenzen ergibt sich eine adäquate Beurteilung des Risikos. 80% aller Flächen werden entweder aufgrund der N-Konzentration oder aufgrund der N-Auswaschung als belastet eingestuft. In der Realität dürfte der Anteil wahrscheinlich noch höher liegen, wie die beobachteten Nährstoffungleichgewichte bei den Waldbäumen nahelegen (Braun et al. 2010, Braun et al. 2018). Es muss allerdings darauf hingewiesen werden, dass es auch Flächen mit sehr hohem Stickstoffeintrag, aber sehr geringer Auswaschung gibt. Busswil und Grosswangen haben modellierte N-Einträge von 34 bzw. 55 kg N ha^{-1} a^{-1} und Auswaschungsraten von 0.2 bzw. ca. 0.1 kg N ha^{-1} a^{-1}. Die Basensättigung im Oberboden dieser Standorte ist jedoch sehr niedrig (Tab. 6). Es ist bis jetzt nicht bekannt, welche Kriterien hier zur Beurteilung der N-Sättigung herangezogen werden können.

Bodenlösungsmessungen sind auch eine wichtige Grundlage für die Berechnung der Nachhaltigkeit in Bezug auf die Nährstoffversorgung, denn Auswaschungsverluste sind der wichtigste Bestandteil von Berechnungen der Nährstoffbilanzen. Die Frachtberechnungen zeigen, dass der Austrag von basischen Kationen (Mg, Ca, K) mit dem Sickerwasser z.T. deutlich höher ist als der Entzug durch die Ernte sowie die Nachlieferung durch die Verwitterung. Vor allem der Vergleich der Auswaschung von basischen Kationen mit der Nachlieferung durch die Verwitterung ist ein Hinweis auf die fortschreitende Bodenversauerung (Braun et al. 2015).

7.5 Beziehung zwischen Vegetation und Basensättigung

Im Rahmen des Projektes «Erfassung und Behandlung gefährdeter Waldstandorte» wurde geprüft, inwiefern Vegetationsdaten Informationen über den Zustand der Bodenversauerung liefern können. Für Details über die durchgeführten Untersuchungen sei auf den entsprechenden Bericht verwiesen (Braun et al. 2015). Die Auswertungen basieren auf den Vegetationsaufnahmen der Interkantonalen Walddauerbeobachtungsflächen und wurden mit zusätzlichen Aufnahmen aus den Kantonen Bern und Freiburg ergänzt. Insgesamt standen für die Auswertung 366 pflanzensoziologische Aufnahmen aus 303 Flächen zur Verfügung.

7.5.1 Beziehung zwischen Basensättigung und Zeigerarten

Die Auswertung des Datensets nach Arten ergab eine Auswahl von Indikatorarten, die in Abb. 98 für basenarme und in Abb. 99 für basenreiche Verhältnisse dargestellt sind. Als Indikatoren für basenarme Verhältnisse eignen sich das Wald-Seegras (*Carex brizoides*), die Pillentragende Segge (*Carex pilulifera*), der Dornige Wurmfarn (*Dryopteris carthusiana*), der Adlerfarn (*Pteridium aquilinum*) und die Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*). Teilweise hat nicht nur das Vorkommen allein Indikatorwert, sondern auch der Deckungsgrad. Dies gilt für den Adlerfarn (Foto 32) und die Heidelbeere. Abb. 99 zeigt eine analoge Auswahl für basenreiche Verhältnisse mit 8 Arten, den Aronstab (*Arum maculatum*), die Waldzwenke (*Brachypodium sylvaticum*), den Liguster *(Ligustrum vulgaris*), das Bingelkraut (*Mercurialis perennis*), die Waldschlüsselblume (*Primula elatior*), die Feldrose (*Rosa arvensis*), den Wolligen Schneeball (*Viburnum lantana*) und das Waldveilchen (*Viola reichenbachiana*).

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

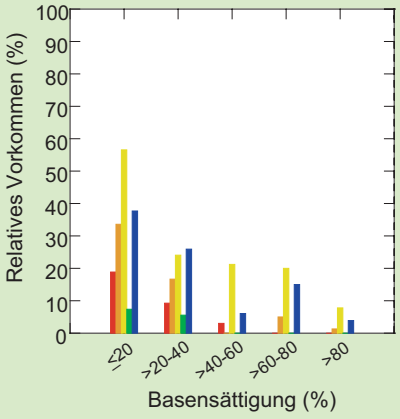


Abb. 98: Relatives Vorkommen der als Indikatorarten für basenarme Böden ausgewählten Pflanzenarten in Beziehung zur Basensättigung des Oberbodens (Prozent der Aufnahmen, die die entsprechende Art enthalten). In Klammern Anzahl Vorkommen in 366 Aufnahmen. Bei Pteridium aquilinum und Vaccinium myrtillus war die Beziehung deutlicher, wenn nur Vorkommen mit Deckungsgraden >2% bzw. >5% berücksichtigt wurden.

- *Carex brizoides* (30)
- *Carex pilulifera* (52)
- *Dryopteris carthusiana* (99)
- *Pteridium aquilinum* >2% (12)
- *Vaccinium myrtillus* >5% (68)

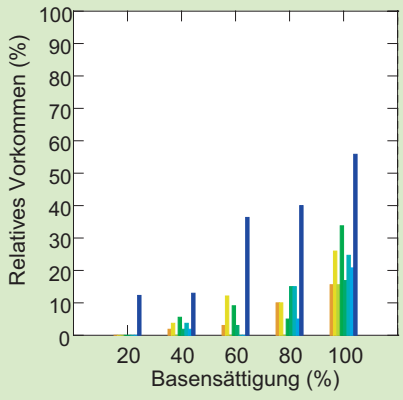


Abb. 99: Relatives Vorkommen der als Indikatorarten für basenreiche Böden ausgewählten Pflanzenarten in Beziehung zur Basensättigung des Oberbodens (Prozent der Aufnahmen, die die entsprechende Art enthalten). In Klammern: Anzahl Vorkommen.

- *Arum maculatum* (16)
- *Brachypodium sylvaticum* (28)
- *Ligustrum vulgaris* (12)
- *Mercurialis perennis* (33)
- *Primula elatior* (18)
- *Rosa arvensis* (24)
- *Viburnum lantana* (18)
- *Viola reichenbachiana* (85)

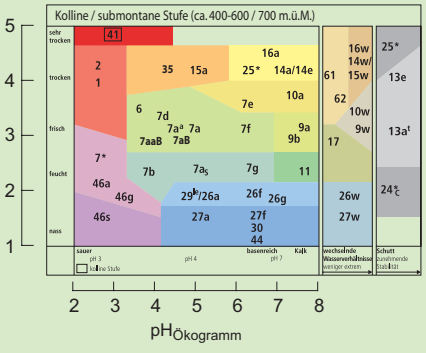


Foto 32: Dichte Adlerfarndecke: ein Zeichen für basenarme Verhältnisse.

7.5.2 Beziehung zwischen Basensättigung und Vegetationseinheit

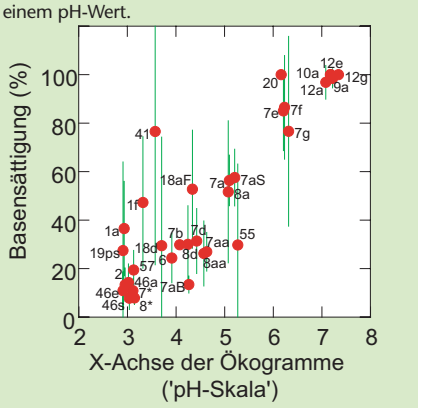
Die Auswertung des Datensets mit den Vegetationseinheiten zeigte, dass die Waldgesellschaften durchaus eine Differenzierung der Basensättigung ermöglichen. Die pflanzensoziologischen Einheiten im linken, ‚sauren' Teil des Ökogramms, kommen vorwiegend auf basenärmeren Böden vor als die im ‚basischen' Teil des Ökogramms. Um diese Beobachtung quantitativ in die pH-Skala der Ökogramme umzusetzen, wurde die Position der Gesellschaften in der Säureskala des Ökogramms in eine lineare Skala umgesetzt (Abb. 100). Diese Skala wird nachfolgend pHÖkogramm genannt. Sie beginnt wie die pH-Skala bei Werten um 3 und endet bei 8, ist aber im Gegensatz zur pH-Skala des

Abb. 100: Erläuterung der Herleitung der Variable ‚pHÖkogramm'.



Ökogramms linear unterteilt. Trägt man diese Säurebewertung der Gesellschaften gegen die Basensättigung auf, so

Abb. 101: Mittelwert der gemessenen Basensättigung 0-40 cm (± 95%-Vertrauensbereich) für pflanzensoziologische Einheiten mit mindestens 4 Aufnahmen in Beziehung zur pH-»Skala" des Ökogramms (Abb. 100). Diese X-Achse ist hier, im Gegensatz zum pH-Wert in den Ökogrammen, linear umgesetzt und entspricht nur an den Enden einem pH-Wert.



ergibt sich eine gute Beziehung (Abb. 101). Ausnahme ist die Gesellschaft 41 (Platterbsen-Eichenmischwald), die im Ökogramm weit links steht, bei der aber eine mittlere bis hohe Basensättigung bis 40 cm Tiefe gemessen wurde. Für die Einheit 41 lagen nur vier Messungen vor. Im Mittel waren es 5.9 Erhebungen pro Gesellschaft.

Die Gesellschaft 41 (Platterbsen-Eichenmischwald) kommt gemäss den Erfahrungen von Thomas Burger und Richard Stocker (pers. Mitt.) auf nur oberflächlich versauerten Böden vor und ist deshalb im Ökogramm wahrscheinlich zu stark im basenarmen Bereich eingestuft. Es ist deshalb legitim, die Zuordnung für Gesellschaft 41 für diese Auswertung soweit anzupassen, dass sie in die Beziehung zwischen Basensättigung und pHÖkogramm plausibel passt. Nach dieser Modifikation wurde die X-Achse aus Abb. 100 als kontinuierliche Variable in die Auswertungen einbezogen. Diese Beziehung ermöglicht eine Kartierung der Basensättigung an Orten, an denen eine Vegetationsaufnahme vorliegt. Das heisst, dass die pflanzensoziologische Standortsbeurteilung, die sich vor allem auf den pH-Wert bezieht, grösstenteils auch für die Beurteilung der Basensättigung geeignet ist.

Zusammen mit Daten aus der Bodeneignungskarte und der geologischen Karte wurde diese Beziehung zwischen Basensättigung und Ökogramm verwendet, um Basensättiungskarten für die Kantone mit Vegetationskarten zu erstellen (Braun et al. 2015).

7.6 Regenwürmer und ihre Beziehung zur Bodenchemie und den Feuchteverhältnissen

Regenwürmer spielen eine wichtige Rolle bei der Streuumsetzung und der Bildung stabiler Bodenstrukturen. Gemäss ihrer ökologischen Funktion werden drei Gruppen unterschieden: Streubewohner, Horizontalbohrer und Vertikalbohrer (Edwards und Bohlen 1996, Glasstetter 1991). Nur die beiden letzteren sind für die Bodendurchlüftung und Durchmischung von Bedeutung. Gemäss Curry (1998) nehmen die Regenwürmer bereits ab einem pH<4.5 deutlich ab und verschwinden vollständig unterhalb von pH 3.5.



Die Zusammenhänge zwischen der Regenwurmpopulation und dem Boden-pH in 0-40 cm Tiefe war schon in früheren Berichten gezeigt worden (Braun und Flückiger 2013). Die Einrichtung neuer Flächen in

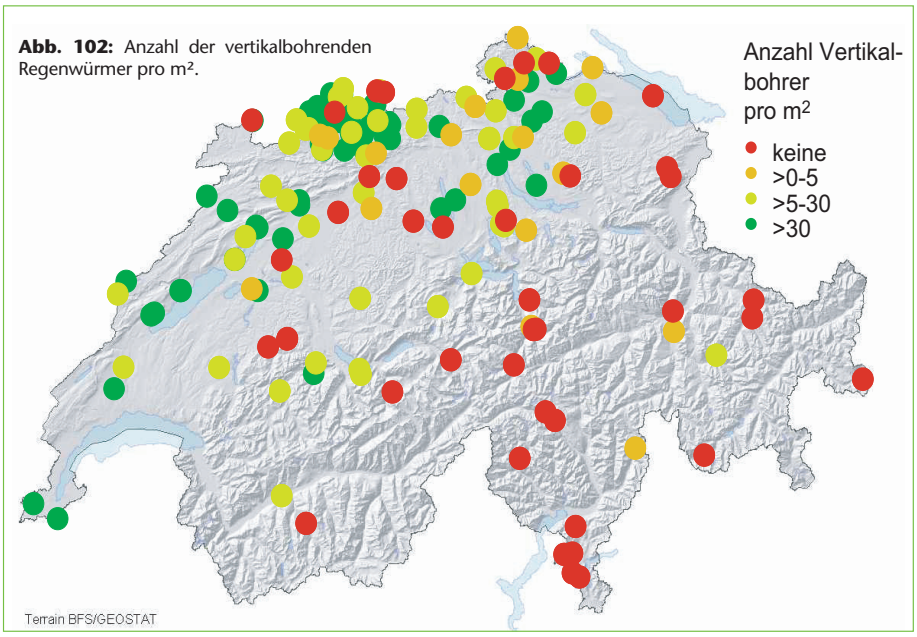


Abb. 102: Anzahl der vertikalbohrenden Regenwürmer pro m².

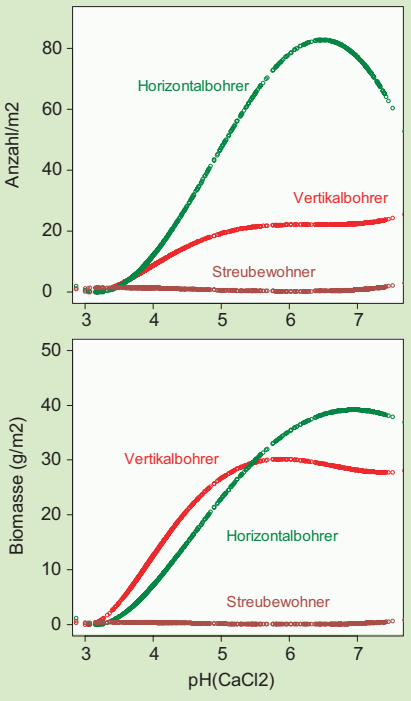
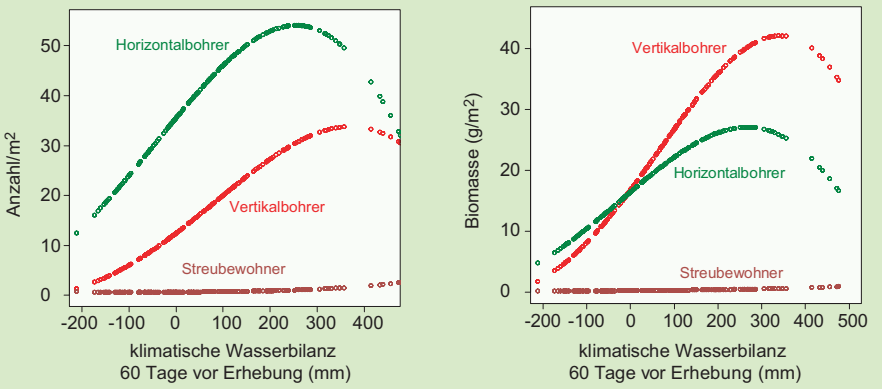


Abb. 103: Beziehung des Boden-pH-Wertes mit der Anzahl (links) und der Biomasse (rechts) von Regenwürmern, gruppiert nach Ökogruppen. Vorhersagen aus dem Regressionsmodell in Tab. 38 unter Mittelung aller anderen Parameter.

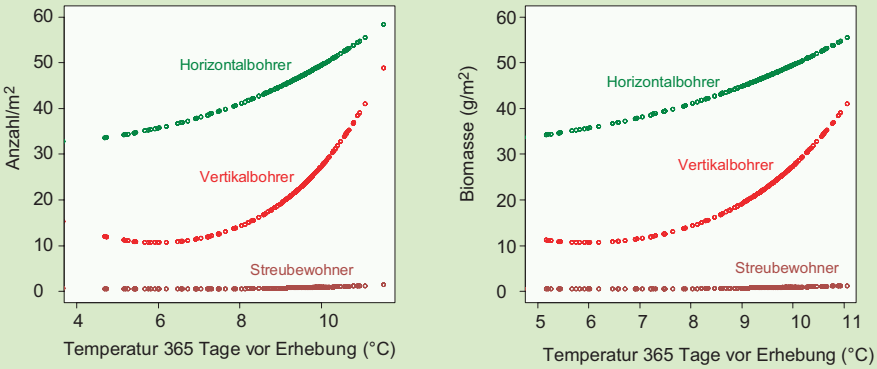
der Zentralschweiz gab jedoch Anlass, die Auswertungen zu wiederholen, diesmal mit einer multivariablen und nichtlinearen Regression. In die Regression wurden Klimavariablen einbezogen, die über eine feste, der Erhebung vorausgehenden Periode, gemittelt wurden (am besten waren 60 Tage für die Wasserbilanz und ein Jahr für die Temperatur). Abb. 103 zeigt die Beziehung zwischen der Anzahl (oben) und der Biomasse (unten) von Regenwürmern mit dem in der entsprechenden Erhebungsgrube gemessenen pH ($CaCl_2$). Die Anzahl der Vertikalbohrer nimmt bis zu einem pH-Wert von 5.3 zu und bleibt dann stabil. Am meisten Horizontalbohrer werden bei einem pH-Wert von 6.5 gezählt. Darüber nehmen sie wieder leicht ab. Streubewohner sind im sauren Bereich (pH 3.1) am häufigsten. Die Beziehung ist aber nur knapp signifikant (Tab. 38). Bei der Biomasse ist der optimale bzw. maximale pH-Wert leicht höher als bei der Anzahl: Vertikalbohrer 5.8, Horizontalbohrer 6.8. Mit zunehmender Trockenheit (d.h. stärker negative Standortswasserbilanz) nehmen sowohl Horizontal- als auch Vertikalbohrer ab, bei sehr nassen Verhältnissen (Wasserbilanz > +300 mm) aber auch (Abb. 104). Die Beziehung mit der Temperatur ist bei Horizontal- und Vertikalbohrern positiv, wenn auch bei Letzteren erst bei einer Temperatur >8°C (Abb. 105).

Abb. 104: Beziehung zwischen der Wasserbilanz mit der Anzahl Regenwürmer (links) und der Biomasse (rechts), gruppiert nach Ökogruppe. Vorhersagen aus dem Regressionsmodell in Tab. 38 unter Mittelung aller anderen Parameter.



Während die Beziehung der Regenwürmer mit dem pH-Wert gut beschrieben ist, sind weniger Studien über klimatische Einflüsse vorhanden. Überflutung scheint Regenwürmer generell zu hemmen (Plum und Filser 2005). Die Reaktionen auf Trockenheit hängen vom Studiendesign und von der Art der Pflanzen ab (Eggleton et al. 2009, Mariotte et al. 2016).

Abb. 105: Beziehung zwischen der Temperatur in dem der Erhebung vorausgehenden Jahr und der Anzahl Regenwürmer (links) und der Biomasse (rechts), gruppiert nach Ökogruppe. Vorhersagen aus dem Regressionsmodell in Tab. 38 unter Mittelung aller anderen Parameter.



Regenwurmgang.



8. Mykorrhizierung von Buchen in einem Stickstoffgradienten

8.1 Einleitung

Die meisten unserer Waldbäume leben mit Ektomykorrhizapilzen (EM) in Symbiose, da die Pilze für eine ausreichende Nährstoffzufuhr der Bäume wichtig sind (Smith und Read 2010). Dass eine erhöhte Stickstoffdeposition einen negativen Einfluss auf die Diversität und Biomasse dieser Pilze haben kann, wurde in Eichen- und Nadelwäldern anhand von Dünge-Experimenten (Ekblad et al. 2016) und Stickstoffgradientenstudien (z.B. Cox et al. 2010, Suz et al. 2014) festgestellt, jedoch nicht in Buchenwäldern. Daher wurde die Veränderung der EM-Gesellschaften auf einem weiten Stickstoffdepositionsgradienten in Schweizer Buchenwäldern und in Zusammenhang mit der in zentraleuropäischen Buchenwäldern beobachteten Nährstoffabnahme (Jonard et al. 2015, Talkner et al. 2015; siehe auch Kapitel 3.) untersucht (de Witte et al. 2017). Es wurde der Frage nachgegangen, ob mit steigender Stickstoffbelastung die Wurzelkolonisierung oder das Myzelwachstum reduziert werden, die Diversität abnimmt, oder sich die Artenzusammensetzung verändert. Die langjährigen Datenreihen des Walddauerbeobachtungsprogramms erlaubten es auch zu analysieren, ob andere Umweltfaktoren wie geografische Lage, Temperatur, Niederschlag, Bodenchemie oder Ozonbelastung einen Einfluss auf die EM haben und ob Veränderungen der EM-Gesellschaften in Zusammenhang mit der Nährstoffversorgung stehen. Dabei wurde vor allem die Korrelation mit der abnehmenden P-Versorgung der Bäume untersucht, welche auch bei der Emboliebildung im Xylem und dem daraus resultierenden Trockenstress eine Rolle spielt (Goldstein et al. 2013).

8.2 Vorgehen

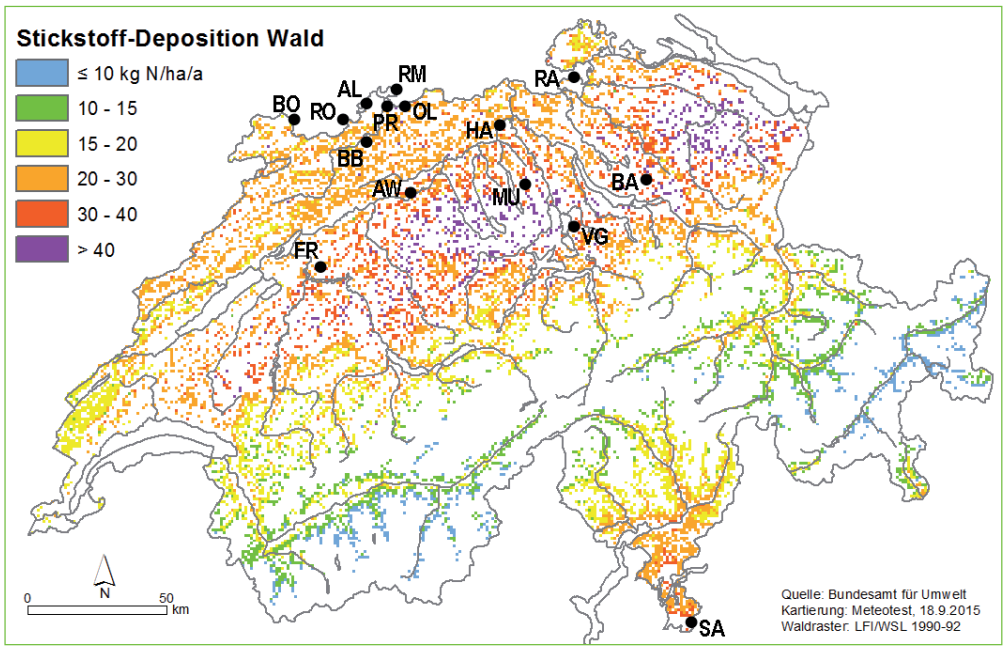


Abb. 106 Die 15 ausgewählten Buchenflächen auf der Stickstoffdepositionskarte für das Jahr 2010.

Im Jahr 2013 wurden 15 Buchenflächen in einem Gradienten von Stickstoffeinträgen ausgewählt (Tab. 8 und Abb. 106). Im Winter 2013 wurden auf diesen Flächen jeweils 40 Bodenproben entnommen und in den so entstandenen Löchern sogenannte Ingrowth-Meshbags vergraben, in die Pilzmyzel, aber keine Wurzeln hineinwachsen können. In jeder Bodenprobe wurden die EM anhand der Rasterlinien-Intersektmethode quantifiziert und morphotypisiert. Um die Pilzarten zu identifizieren, wurden mykorrhizierte Wurzelspitzen für die DNA-Analyse entnommen. Die knapp 1800 DNA-Proben wurden im Molekularlabor des Kew Mycology Teams (Royal Botanic Gardens, London, Grossbritannien) unter Leitung von Dr. Martin Bidartondo und mit Hilfe von Dr. Sietse van der Linde erfolgreich sequenziert.

Im Winter 2014 wurden die Meshbags geerntet und das EM-Myzel mit dem Stereomikroskop quantifiziert. 2015 wurden im Labor der Forschungsgruppe Mikrobiologisk Ekologi (Universität Lund, Schweden) unter Leitung von Prof. Håkan Wallander und mit Hilfe von Dr. Nicholas Rosenstock die Pilzarten in den Meshbags anhand der Next-Generation-Sequencing-Methode identifiziert. Diese Artenlisten der im Boden aktiven Pilze wurden zwischen den Standorten und mit den Artenlisten der auf den Wurzelspitzen lebenden Pilze verglichen. Die Zusammensetzung von Arten und Explorationstypen (diese Klassifizierung beschreibt die Reichweite der Pilze im Boden) auf den 15 Flächen wurde auf dem Stickstoffgradienten verglichen und auch mit anderen Umweltfaktoren wie Bodenversauerung oder Ozonbelastung ausgewertet. Anhand einer Indikatorenanalyse (R-Paket TITAN2, Baker et al. 2015) wurden diejenigen EM-Arten eruiert, welche auf steigende Stickstoffdeposition sensitiv reagieren oder mit einer guten Phosphorversorgung der Bäume in Zusammenhang stehen.

Foto 34: Sand mit Mykorrhizamyzel.



Foto 33: Entnahme von Sandsäckchen mit Mykorrhizamyzel (Mesh-Bags) (Sagno TI).



Name	Code	Höhe (m)	Jahresniederschlag (mm a^{-1})	Temperatur während Wachstumsperiode (°C)	Evapotranspirationsverhältnis (Eta/Etp)	pH	Basensättigung (%)	N Deposition (kg ha^{-1} a^{-1})	N im Laub (mg g^{-1})	P im Laub (mg g^{-1})
Bonfol	BO	450	1114.9	15.27	0.92	4.3	18.1	16.8	18.27	1.08
Rodersdorf	RO	440	1050.6	15.46	0.83	4.1	54.7	19.1	20.97	0.99
Riehen-Maienbühl	RM	470	1012.3	15.54	0.82	5.3	100.0	19.2	20.21	1.21
Rafz	RA	530	982.5	15.31	0.78	4.1	39.4	20.1	18.96	1.37
Allschwil	AL	350	885.0	16.27	0.84	4.1	36.4	21.1	18.44	1.73
Breitenbach	BB	460	995.4	15.89	0.82	5.2	90.7	21.9	21.15	0.80
Olsberg	OL	380	1013.8	15.72	0.87	4.1	19.8	23.1	19.74	0.91
Pratteln	PR	415	1116.5	15.36	0.87	4.5	100.0	23.7	19.47	1.55
Habsburg	HA	430	1089.0	15.57	0.84	4.2	16.3	24.7	18.54	1.13
Aarwangen	AW	470	1162.4	15.17	0.89	4.0	9.6	25.4	18.53	0.90
Frienisberg	FR	725	1218.9	14.13	0.85	3.9	21.1	27.6	21.60	1.39
Bachtel	BA	1030	1882.6	13.08	0.91	3.9	36.4	30,2	22.25	1.33
Vordergeissboden	VG	900	1507.0	13.06	0.92	3.6	23.2	30,6	17.32	1.01
Muri	MU	490	1133.7	15.38	0.88	4.0	23.5	32.4	18.30	0.80
Sagno	SA	770	1769.5	15.39	0.79	4.6	81.8	32.7	20.34	0.87

Tab. 8: Die 15 ausgewählten Buchenflächen auf dem Stickstoffdepositionsgradienten. Boden-pH und Basensättigung sind über die obersten 40 cm gemittelt. Stickstoffdeposition: Modelliert für das Jahr 2010.

8.3 Ergebnisse

Die Stickstoffdeposition spielte eine wichtige Rolle für EM-Gesellschaften: Die relative Feinwurzellänge, die EM-Wurzelkolonisierung (Abb. 107) und das Myzelwachstum in den Meshbags (Abb. 108) waren stark negativ mit der steigenden N-Deposition korreliert.

Anhand der Wurzelspitzenproben wurden insgesamt 241 EM-Arten identifiziert. Pro Fläche sind es durchschnittlich 38.5 EM-Taxa (23–55). Laut dem geschätzten Artenreichtum (ACE, O´Hara 2005) wurden im Mittel 70% (±10%) aller Taxa gefunden. Die Diversität auf den Wurzelspitzen war stark negativ mit steigender N-Deposition korreliert, während sie mit der Kalium- und Phosphorkonzentration im Laub positiv korreliert war (Abb. 109). Auf dem ausgewählten Gradienten zwischen 16 und 40 kg N ha^{-1} a^{-1} wurde also die Artanzahl um mehr als 50% reduziert. Die Diversität in den Meshbags unterscheidet sich von den Wurzelproben darin, dass auch saprophytische Arten vorkommen, da auch ihr Myzel den Stoff der Meshbags durchdringen kann. In den Meshbags wurden insgesamt 3114 Pilzarten identifiziert, davon 468 EM-Arten. Auch in den Meshbags gab es einen stark negativen Zusammenhang zwischen Diversität und steigender Stickstoffdeposition, am Standort mit der höchsten Stickstoffdeposition wurde die Artanzahl um knapp 25% reduziert.

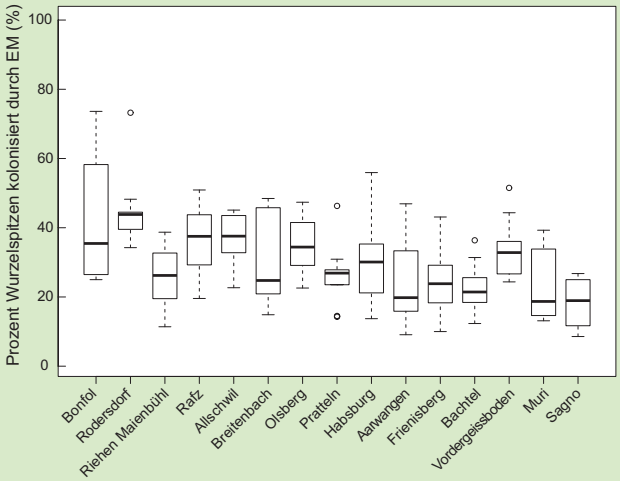


Abb. 107: Prozentualer Anteil der Wurzelspitzen kolonisiert durch Ektomykorrhiza in den 15 Flächen, die nach steigender Stickstoffdeposition angeordnet sind (tiefste Deposition links).

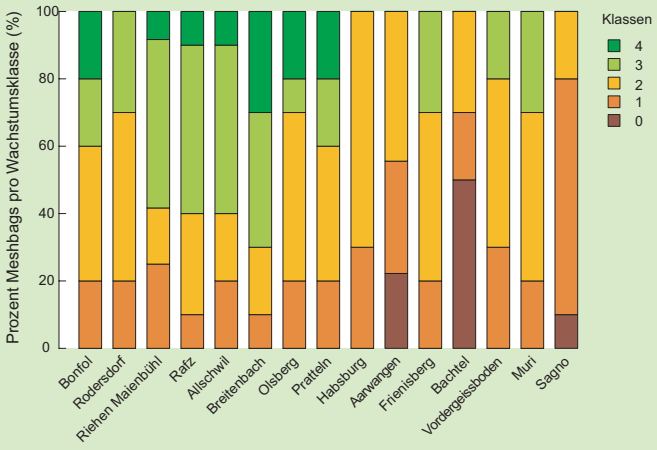
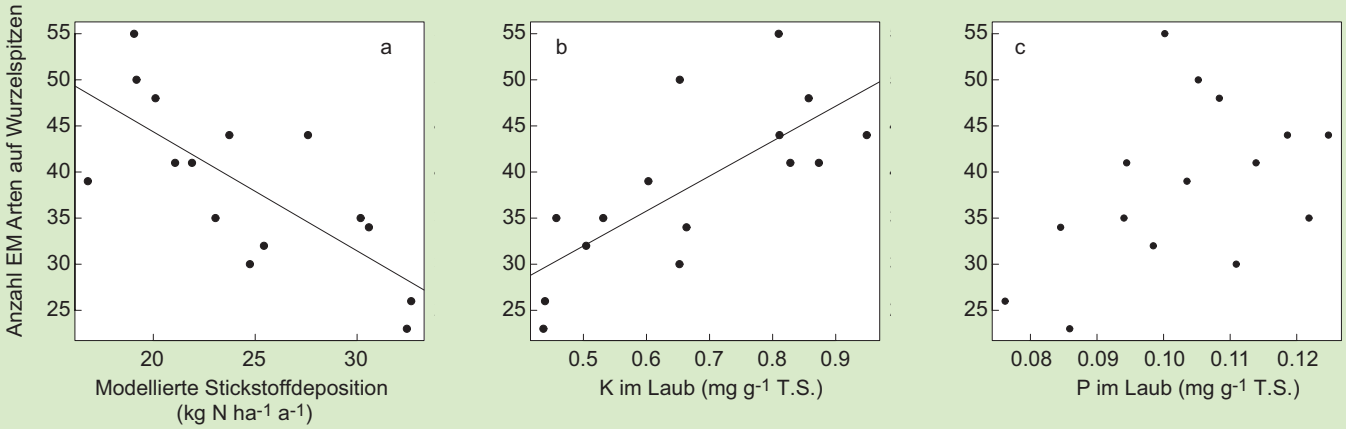


Abb. 108: Wachstum von extramatrikalem Myzel in den Meshbags in den 15 Beobachtungsflächen. Gezeigt wird der prozentuale Anteil an Meshbags pro Wachstumsklasse. Die Flächen sind nach steigender Stickstoffdeposition geordnet. Klassen: 0: kein Myzel, 1: wenig Myzel vorhanden, 2: Myzel vorhanden, aber keine Aggregierung der Sandpartikel, 3: Myzel vorhanden, teilweise Aggregierung von Sandpartikeln, 4: viel Myzel vorhanden, starke Aggregierung von Sandpartikeln.

Die Zusammensetzung der Artengemeinschaft auf den Wurzelspitzen wie auch in den Meshbags wurde durch ein paar wenige Arten dominiert und mehr als die Hälfte aller Arten kamen eher selten vor. Häufige Arten auf den Wurzelspitzen waren *Cenococcum geophilum* (0-32% pro Fläche) und *Lactarius subdulcis* (0-15% pro Fläche). *Cenococcum geophilum* war die häufigste Art in Flächen mit Stickstoffeinträgen von weniger als 31 kg N ha^{-1} a^{-1}, während *L. subdulcis* nur auf Flächen mit mehr als 20 kg N ha^{-1} a^{-1} vorkam. In den Meshbags waren *Laccaria amethystina* (0.009–14.2% pro Fläche) und *Xerocomus pruinatus* (0.006-15.8% pro Fläche) die häufigsten Arten. *Laccaria amethystina* war die häufigste Art in Flächen mit mehr als 20 kg N ha^{-1} a^{-1}.

Basierend auf Ordinationsanalysen (NMDS) und Varianzanalysen für multivariate Daten (PERMANOVA) stand die Zusammensetzung der EM-Artengemeinschaft auf den Wurzelspitzen im Zusammenhang vor allem mit der Temperatur während der Vegetationsperiode, der Basensättigung im Boden und der N-Deposition, in den Meshbags vor allem mit der Temperatur während

Abb. 109. Zusammenhang zwischen EM Diversität auf Wurzelspitzen und a) N-Deposition, b) K im Laub und c) P im Laub.



der Wachstumsperiode, der Basensättigung und dem Niederschlag (Abb. 110). Der kleine Unterschied wurde wohl durch die starke Korrelation von Stickstoffdeposition mit Niederschlag in den ausgewählten Flächen verursacht. Die Zusammensetzung der Explorationstypen auf Wurzelspitzen war mit Basensättigung und Stickstoffgehalt im Boden korreliert. Weitere signifikante Variablen und die Konzentrationen von Ca, K und Mg sind in Abb. 110 dargestellt.

Anhand einer Indikatorenanalyse haben wir eruiert, dass die Abundanz einiger Arten mit steigender Stickstoffbelastung auf den Wurzelspitzen sowie in den Meshbags abnahm (Abb. 111 a und b), darunter die häufigen Arten *C. geophilum* (Abnahme ab 26 kg N ha^{-1} a^{-1}) und *Humaria hemisphaerica* (Abnahme ab 23.5 kg N $ha^{-1}a^{-1}$). Viele Arten wurden aber bereits ab einer Stickstoffdeposition von 21 kg N ha^{-1} a^{-1} seltener, während nur wenige EM-Arten bei erhöhter Stickstoffdeposition häufiger vorkamen. Andererseits gab es einige Arten, deren Abundanz ab einer Phosphorkonzentration von 1.1 mg P / g Laub grösser wurde (Abb. 111 c und d), auf Wurzelspitzen besonders *C. geophilum* und in den Meshbags nebst vielen anderen Arten auch *H. hemisphaerica*. Diese beiden Arten stehen also in einem direkten Zusammenhang mit erhöhter Stickstoffdeposition und reduzierter Phosphorversorgung in den Bäumen.



Foto 35: Buchenwurzeln von Hochwald (SO) mit *Cenococcum geophilum* (schwarz) und *Trichophaea woolhopeia* (braun).



Foto 36: Buchenwurzeln von Aarwangen mit *Genea hispidula.*

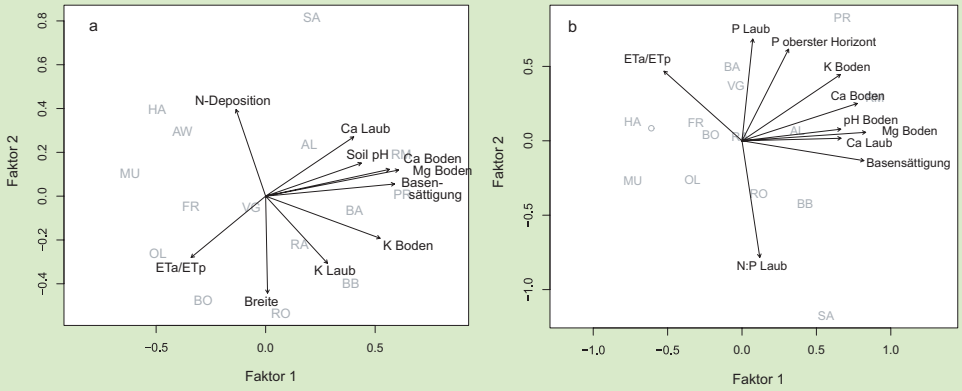


Abb. 110: Beziehung zwischen Umwelt- sowie Baumfaktoren mit der EM-Artenzusammensetzung auf den Wurzelspitzen (a) und in den Meshbags (b), dargestellt anhand einer Multidimensionalen Skalierung (NMDS). Der Stressfaktor beträgt 0.16 für Wurzelspitzen und 0.15 für Meshbags. Signifikante Variablen ($P < 0.1$) sind in der NMDS als Pfeile dargestellt, deren Länge die Stärke des Zusammenhangs wiedergibt.

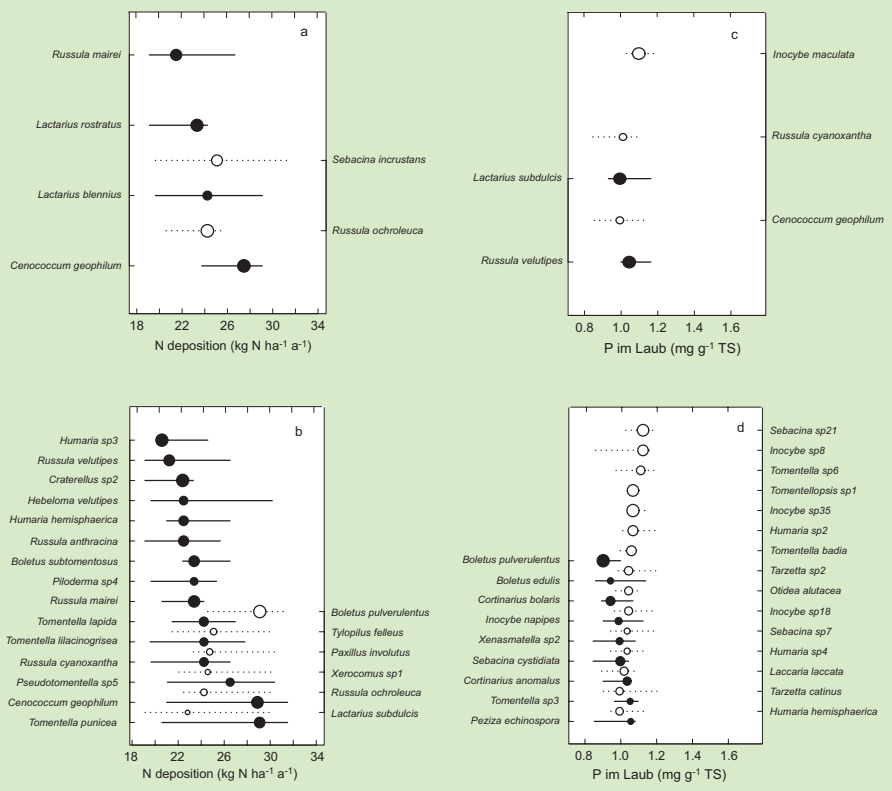


Abb. 111: Arten, deren Abundanz auf Wurzelspitzen (oben) und in Meshbags (unten) signifikant ändert auf dem Stickstoffgradienten (a, b) und dem Phosphorgradienten im Laub (c, d). Arten die mit zunehmender Stickstoffdeposition seltener werden, sind auf der linken Seite (gefüllte Symbole und durchgezogene Linien) und Arten, die häufiger werden, sind auf der rechten Seite (offene Symbole mit gestrichelten Linien) aufgelistet.

8.3 Diskussion

Auf einem breiten N-Depositionsgradienten im Schweizer Buchenwald konnte diese Studie mehrere Veränderungen in den EM-Gesellschaften feststellen, welche für den Kohlenstoff- und Nährstoffkreislauf der Waldökosysteme von grosser Bedeutung sind. Unsere Resultate zeigen sehr deutlich, dass die Artenvielfalt und Biomasse der auf den Wurzeln lebenden EM im Schweizer Buchenwald auf dem ausgewählten Gradienten zwischen 16 und 40 kg N $ha^{-1}a^{-1}$ stark abnehmen. Die langjährigen Datenreihen des Walddauerbeobachtungsprogramms sowie nationale meteorologische Daten und modellierte Stickstoffdepositionen haben es uns erlaubt, diejenigen Faktoren zu identifizieren, welche die EM-Gesellschaften am stärksten beeinflussen. Es sind dies: Temperatur, Basensättigung, Stickstoffdeposition und Niederschlag. Damit bestätigen unsere Resultate die Befunde von zwei Studien in Eichen- und Nadelwäldern (Cox et al. 2010, Suz et al. 2014). Im Gegensatz zu diesen Studien, in denen die N-Deposition mit dem pH-Wert korreliert war, konnten wir auch die Basensättigung als Indikator für die Bodenversauerung testen. Weil das geologische Substrat in den von uns ausgewählten Buchenflächen variierte, korrelierte die Basensättigung nicht mit der N-Deposition. Die Basensättigung beeinflusste die EM-Gesellschaften am stärksten und hatte einen anderen Effekt auf die EM-Gesellschaften als die Stickstoffdeposition, wie auch aus den rechtwinklig zueinander stehenden Pfeilen in der NMDS-Grafik hervorgeht (Abb. 110). Stickstoffdeposition und Niederschlag sind in den ausgewählten Flächen stark korreliert, weil Stickstoff mit Regen vermehrt eingetragen wird, und für die Artenzusammensetzung in den Meshbags zeigt Niederschlag in der multivariaten Analyse sogar einen etwas stärkeren Einfluss. Aufgrund der NMDS-Analyse konnten wir jedoch feststellen, dass nicht Niederschlag, sondern das Verhältnis zwischen aktueller und potentieller Evapotranspiration den bedeutendsten Trockenstressindikator für EM-Gesellschaften darstellt. Weiter stehen in der NMDS-Grafik die Pfeile der N-Deposition und der Breitengrade entgegengesetzt, weil der ausgewählte N-Gradient sehr stark mit der Nord-Südachse korreliert ist, wie aus Abb. 110 hervorgeht.

Die N-Deposition am oberen Ende des ausgewählten Gradienten ist im Vergleich zu anderen Studien sehr hoch. Die kleinste N-Deposition auf unserem Gradienten befindet sich nur 20% unter der oberen Grenze des empirischen UNECE-Grenzwerts für Europäische Laubwälder (UNECE 2010) und die N-Deposition in 11 der 15 Flächen befindet sich oberhalb dieses Grenzwertes. Das Fehlen einer Korrelation zwischen N-Deposition und N-Konzentration im Laub zeigt auch, dass diese Waldökosysteme nicht N-limitiert sind, sondern eher P-limitiert, da sie tiefe P-Konzentrationen im Laub aufweisen (Kap. 3). Daher ist es bemerkenswert, dass wir bei so hohen N-Depositionen immer noch eine Abnahme der Diversität und Kolonisierung sehen. Dies weist darauf hin, dass die erhöhten Depositionen nicht nur die N-Limitierung der Bäume aufheben, sondern tatsächlich einen schädlichen Einfluss auf EM haben.

Die reduzierte Feinwurzelbildung und die reduzierte Wurzel- und Bodenkolonisierung durch EM unter erhöhter Stickstoffbelastung, wie wir sie in dieser Studie gefunden haben, stimmt mit Befunden aus früheren Studien (Braun et al. 2010; Schirkonyer 2013) überein und hat für die Buche weitreichende Konsequenzen. Erstens führt ein schwaches Wurzelwerk zu geringerer Stabilität und zweitens wird der Zugang zu Bodennährstoffen verringert, da der Baum und seine EM-Symbionten weniger Bodenvolumen erschliessen können. Zudem wird die Kohlenstoffspeicherung im Boden verringert, da EM-Arten mit langen oder persistenten Myzelfäden seltener werden. *Cenococcum geophilum* z.B. lagert viel Melanin in seine Pilzfäden ein. Damit sind solche Arten resistenter gegen die Zersetzung durch Mikroorganismen und ihre Verweildauer im Boden ist dadurch länger (Fernandez et al. 2013). Wie oben bereits erwähnt, wird *C. geophilum* oberhalb von 26 kg N ha^{-1} a^{-1} seltener. Oberhalb dieser N-Deposition wird auch das Wachstum der Buchen gehemmt (siehe Kap. 5.3). Es scheint, dass dies auch ein wichtiger Grenzwert für den Kohlenstoffkreislauf im Buchenwald ist.

Die Indikatorenanalyse hat aufgezeigt, dass mehrere Arten ab einer N-Deposition von ca. 21 kg N ha^{-1} a^{-1} seltener werden und bei noch höheren N-Depositionen sogar verschwinden. EM-Arten, die in der Literatur bereits als „N-sensitiv" eingestuft wurden wie z.B. *Tricholoma sp.* oder *Cortinarius sp.* (Lilleskov et al. 2011), kommen in den 15 Flächen generell eher selten vor. Dies ist ein

Hinweis darauf, dass die tiefste modellierte N-Deposition in den von uns ausgewählten Buchenflächen bereits zu hoch ist für solche sensitive EM-Arten. Andererseits gibt es auch ein paar wenige EM, die häufiger werden, sogenannte N-tolerante Arten. Auf den Wurzelspitzen konnten wir ein entsprechendes Phänomen bei den beiden häufigsten Arten entdecken: Während die Abundanz von *C. geophilum* mit steigender N-Deposition seltener wurde, besonders oberhalb 26 kg N ha^{-1} a^{-1}, kam *L. subdulcis* erst ab 26 kg N ha^{-1} a^{-1} vor und wurde darüber sogar häufiger. *Cenococcum geophilum* wurde bereits in anderen Studien als „stickstoffempfindlich" eingestuft und gleichzeitig als sehr trockenheitstolerant beschrieben (Jany et al. 2003) und kann scheinbar seinen Wirt während längeren Trockenperioden mit genügend Wasser versorgen (Hasselquist et al. 2005). Der Rückgang dieser Art unter der hohen Umweltbelastung kann also zu Trockenstress oder zu Nährstoffmangel im Buchenwald führen, falls ihre Funktion nicht von anderen EM-Arten übernommen wird. Darüber hinaus bestätigt der signifikante Zusammenhang zwischen EM-Gesellschaften auf Wurzelspitzen mit dem Evapotranspirationsverhältnis sowie mit dem Niederschlag in den Meshbags die Annahme, dass EM sehr sensitiv auf Trockenheit reagieren und die Wasseraufnahme der Bäume beeinflussen (Lehto und Zwiazek 2011).

Schlussendlich konnte mit dieser Studie zum ersten Mal die Veränderung in den EM-Gesellschaften durch N-Deposition mit der mangelhaften Nährstoffversorgung, welche während den letzten Jahren bei den Buchen beobachtet wurde (Kap. 3), in Zusammenhang gebracht werden. In der NMDS-Analyse wurden nebst den Umweltfaktoren auch Nährstoffkonzentrationen im Laub getestet und mehrere wichtige Nährstoffe waren mit den EM-Gesellschaften signifikant korreliert, darunter P und K. Mit der Indikatorenanalyse konnten wir zudem einige Arten identifizieren, die mit der P-Versorgung der Buchen im Zusammenhang stehen. Oberhalb einer P-Konzentration von 1.1 mg/g im Laub ändert sich die gesamte EM-Zusammensetzung auf Wurzelspitzen und in Meshbags am stärksten und viele Arten werden häufiger. Dieser Wert entspricht dem Grenzwert für eine Normalversorgung nach Göttlein (2015). Zu den Arten, deren Häufigkeit sich auf dem P-Gradienten am deutlichsten ändert, gehören auch einige Arten, die durch erhöhte N-Deposition seltener werden, darunter die wichtige Art *C. geophilum*. Dies belegt unsere Vermutungen, dass die erhöhte N-Deposition und andere Umweltbelastungen nicht nur generell die Diversität vermindern, sondern auch jene Arten negativ beeinflussen, die für eine genügende Nährstoff- und Wasserversorgung funktionell wichtig sind. Eine Studie im Nadelwald (Rosenstock et al. 2016) bestätigt, dass die verminderte Aufnahme von Nährstoffen durch EM im Boden die Nährstoffversorgung der Bäume hemmt. Diese Entwicklung im Waldökosystem ist beunruhigend, da die P-Unterversorgung zu verminderter Photosynthese und daher zu reduziertem Wachstum und Vitalität der Bäume führt (Talkner et al. 2015; Yang et al. 2016). Gleichzeitig gibt es in unserer Studie einen Hinweis darauf, dass sich die EM-Gesellschaften an die Umstände – N-Überfluss und P-Limitierung – anpassen und dabei gleichzeitig der P-Unterversorgung entgegenwirken könnten. Ein paar wenige Arten, die bei erhöhter Stickstoffdeposition und tiefen Phosphorwerten vermehrt vorkommen, gehören zu jenen Explorationstypen, die ein längeres Myzel produzieren und daher potentiell mehr Phosphor aufnehmen können, wie z.B. *Boletus sp., Cortinarius sp., Paxillus involutus, Tylopilus felleus, Xenasmatella sp.* und *Xerocoum sp.*.

Die langandauernde und stark erhöhte N-Deposition, wie sie in Zentraleuropa grossflächig vorkommt, führt zu einer signifikanten Reduktion der EM-Diversität und der EM-Kolonisierung auf Wurzelspitzen sowie im Boden in Buchen- Fichten und Eichenwäldern. Zudem gibt es eine Verschiebung von EM-Gesellschaften hin zu mit Arten mit hohem Bedarf an Kohlenstoff zu Gesellschaften mit Arten mit wenig Bedarf an Kohlenstoff. Durch den Stickstoffüberfluss produzieren die Bäume vermehrt oberirdische Biomasse, und die unterirdische Kohlenstoffversorgung wird relativ geringer. Sobald der Stickstoffeintrag zu hoch ist, wird durch einen Mangel an anderen Nährstoffen, welche auch die EM nicht mehr genügend nachliefern können, das Baumwachstum und die Vitalität negativ beeinflusst.

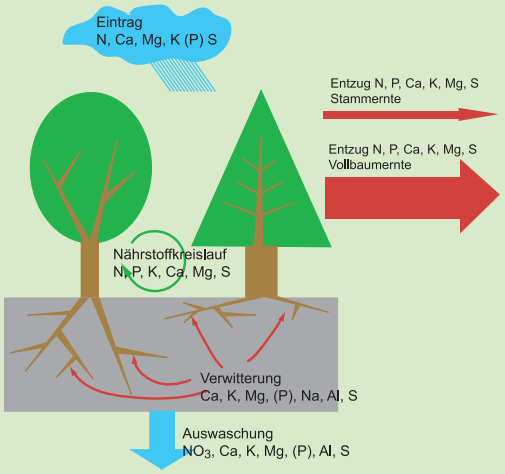
9 Nährstoffbilanzen

Nährstoffbilanzen sind die Differenz zwischen Einträgen (Deposition, Verwitterung) und Verlusten (Entzug durch Ernte, Auswaschung) (Abb. 112). Bilanzrechnungen waren Bestandteil eines Berichts, der im Auftrag des BAFU erstellt wurde. Nachstehend einige wichtigen Erkenntnisse aus diesem Bericht (Braun et al. 2015).

Für einfache Bilanzrechnungen wurden die einzelnen Beiträge folgendermassen abgeschätzt:

- Deposition: Modellierte Einträge von Stickstoff und den basischen Kationen K, Ca und Mg (Rihm und Kurz 2008). Phosphor: Herleitung einer Abschätzung in Kap. 9.2.
- Verwitterung: Verwitterungsrate mit dem Modell SAFE berechnet für 82 Flächen. Aufsummiert über die Tiefe des Wurzelraums gemäss Kap. 9.4.
- Entzug durch Ernte: Biomasse auf grund der bekannten Bonitätsklasse der Waldbeobachtungsfläche. Die Nährstoffgehalte sind eine Kombination von Literaturwerten und eigenen Messungen (vgl. Kap. 9.1)
- Verlust durch Austrag: Herleitung aus Messergebnissen der Bodenlösungsstandorte (40 Flächen)

Abb. 112: Komponenten der Nährstoffbilanzrechnung.



9.1 Nährstoffkonzentrationen in Rinde und Holz

Die Nährstoffkonzentrationen in der Biomasse sind eine wichtige Grösse für die Berechnung von Nährstoffbilanzen von Wäldern. Deshalb wurden Stammproben zur Nährstoffanalyse überall dort gesammelt, wo in den Beobachtungsflächen eine Durchforstung durchgeführt wurde. Rinde und Holz wurden getrennt analysiert. Für die Auswertung lagen Ergebnisse von 91 Proben aus 29 Beobachtungsflächen vor. Tab. 9 gibt eine Übersicht über sie sowie einen Vergleich mit Literaturdaten.

Die Nährstoffkonzentrationen in Holz und Rinde wurden mit verschiedenen Standortseigenschaften korreliert (Bodenchemie, N-Deposition). Die signifikanten Ergebnisse dieser Korrelationen sind in Tab. 10 aufgeführt. Die Regressionsresultate für Holz und Rinde sind für die verschiedenen Elemente unterschiedlich. N-Deposition ist ein signifikanter Prädiktor für N-Konzentrationen in Holz und Rinde. Die Anwesenheit von freiem Kalk im Boden war nicht mit erhöhten Ca-Konzentrationen in der Rinde korreliert. Im Gegenteil, der Koeffizient war negativ, was auf eine nichtlineare Beziehung oder auf Störvariablen hinweist. Die in Tab. 10 aufgeführten Koeffizienten können dazu verwendet werden, in Bilanzrechnungen für den entsprechenden Standort die Konzentrationen der Baumkompartimente und damit die Elemententzüge durch die Ernte genauer zu schätzen, als dies mit der Verwendung von Mittelwerten aus der Literatur möglich wäre. Wenn nur eine Konstante angegeben ist, heisst das, dass keine signifikante Regression gefunden wurde und dass ein konstanter Wert (Mittelwert aus den vorhandenen Proben) in die Berechnungen eingesetzt wurde.

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

Tab. 9: Übersicht über Nährstoffkonzentrationen in Holz und Rinde. Die Literaturdaten basieren auf Ellenberg et al. 1986, Krauss und Heinsdorf 2008, Lyr und Hoffman 1992, Rademacher 2008, Jacobsen et al. 2003, Kreutzer 1979, Duvigneaud et al. 1971, Feger et al. 1991, Nykvist 1971. n = Anzahl Einzelbäume (eigene Daten). sd = Standardabweichung.

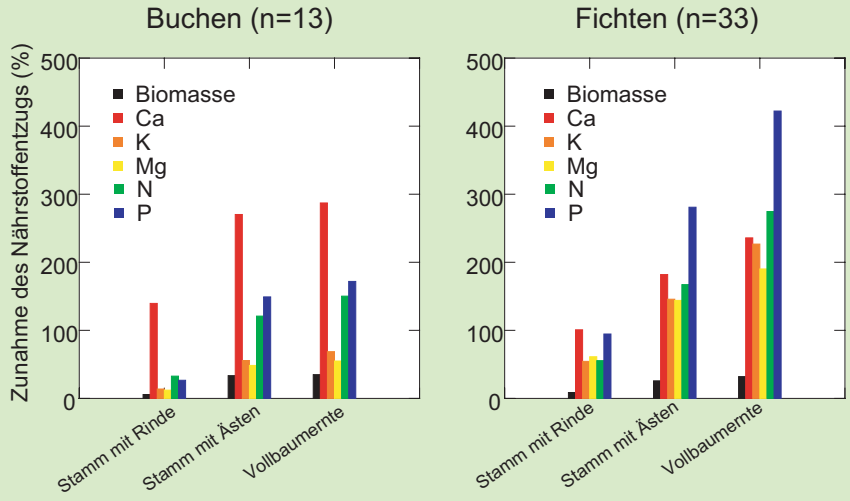
Element		Buchen	Fichten
Ca_{Holz}		0.969+0.00586*BS40	0.969+0.00586*BS40
Mg_{Holz}		0.162*Mg_{Boden}	0.123*Mg_{Boden}
K_{Holz}		1.68+0.00343*BS40	0.49+0.00343*BS40
P_{Holz}		0.0948	0.0295
N_{Holz}		0.883+0.0174*NDEP	0.268+0.0174*NDEP
Ca_{Rinde}		13.87+0.219*BS40	13.87+0.073*BS40
Mg_{Rinde}		0.896	0.896
K_{Rinde}		3.73	2.364
P_{Rinde}		0.736	0.469
N_{Rinde}		0.426*NDEP	0.207*NDEP
wobei	NDEP	Modellierte N-Deposition (kg N ha^{-1} a^{-1}1)	
	BS40	Mittlere Basensättigung in 0-40 cm Bodentiefe (%)	
	Mg_{Boden}	Austauschbares Mg in 0-40 cm Bodentiefe (log kg/ha)	

Tab. 10: Gleichungen für die Berechnung der Nährstoffkonzentrationen im Holz und in der Rinde (mg g^{-1}) mit Standortsvariablen. Lesebeispiele:
N Holz Buche (mg g^{-1}) =0.883+0.174*N-Deposition
Mg Rinde Buche (mg g^{-1}) =0.896

9.2 Nährstoffentzug bei Ernte verschiedener Baumfraktionen

Ziel der Modellierung der Elementbilanzen ist die Berechnung der Nachhaltigkeit verschiedener Ernteverfahren, da vermehrt Vollbaumernte für die Gewinnung von Biomasse für energetische Zwecke durchgeführt wird. Dies führt zu einer drastischen Erhöhung des Nährstoffentzugs gegenüber einer Ernte von Stammholz, wie aus zahlreichen Studien hervorgeht (s. Abb. 113). Werden die Bäume mit Ästen oder gar mit der ganzen Krone aus den Beständen entfernt, so erhöht sich der Nährstoffentzug um bis zu 290% (Kalzium in Buchen) bzw. um 420% (Phosphor in Fichten), während der Gewinn an zusätzlich genutzter Biomasse maximal 35% beträgt. Zudem ist der Brennwert dieser zusätzlichen Biomasse um etwa 10% geringer (Holzenergie Schweiz, www.holzenergie.ch 20.12.17).

Abb. 113: Erhöhung des Nährstoffentzugs bei der Entfernung von Ästen oder der ganzen Krone sowie der Gewinn an Biomasse im Vergleich zur Ernte von Stamm ohne Rinde. Datengrundlage: Literaturstudie von Jacobsen et al. (2003) sowie Duvigneaud et al. (1971), Krauss und Heinsdorf (2008), Krapfenbauer und Buchleitner (1981).



9.3 Phosphor-Eintrag und Phosphor-Austrag

Während für Stickstoff und basische Kationen die Deposition relativ gut bekannt ist, gilt dies nicht für Phosphor. Es gibt wenige Messungen des P-Eintrages, und Kontamination der Messungen z.B. durch Vogelkot in den Sammeltrichtern kann ein grosses Problem sein. Als weitere Schwierigkeit kommt hinzu, dass der Anteil von Pollen am Phosphoreintrag beträchtlich sein kann. Gemäss J. Block (Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz, pers. Mitt.) weist die P-Deposition in Deutschland zur Zeit des Pollenflugs einen deutlichen Peak auf. Polleneintrag ist jedoch als Recycling im Ökosystem, nicht als Nettoeintrag zu werten. Wird dieser Peak aus der Bilanz entfernt, so beträgt der geschätzte Eintrag von Phosphor 0.03 kg P ha^{-1} a^{-1}. Die meisten publizierten Zahlen zum P-Eintrag, z.B. in der Zusammenstellung von Mahowald et al. (2008), liegen um etwa das 10fache über diesem Wert. Die realistische Schätzung des P-Eintrags ist deshalb wichtig, weil ein P-Eintrag von 0.3 kg P $ha^{-1}a^{-1}$ einen beträchtlichen Beitrag zum Gesamt-P-Entzug mit der Biomasse leisten würde. Dieser beläuft sich, aufsummiert über eine Rotationsperiode von 120 Jahren, bei Stammernte im Mittel auf 5.3 (0.4-11.6) und bei Vollbaumernte auf 9.7 (0.7-18) kg P ha^{-1} (vgl. Kap. 9.5).

Über den P-Austrag liegen nicht sehr viele Angaben vor. Wegen sehr geringer Konzentrationen wird P nicht routinemässig in der Bodenlösung gemessen. Zahlen aus einer Catchment-Studie in Deutschland zeigen einen Auswaschungsverlust aus Waldgebieten von etwa 0.04 kg P ha^{-1} a^{-1}, der damit ähnlich hoch wie der Nettoeintrag ist (Benning 2012). Die Phosphoranalyse in Jahressammelproben der Bodenlösung ergab eine mittlere Schätzung für Gesamt-P von 0.022 kg P ha^{-1} a^{-1}(Abb. 97). Damit können Ein- und Austrag aus den Berechnungen weggelassen werden, da sie sich gegenseitig aufheben.

9.4 Berechnung der Durchwurzelungstiefe



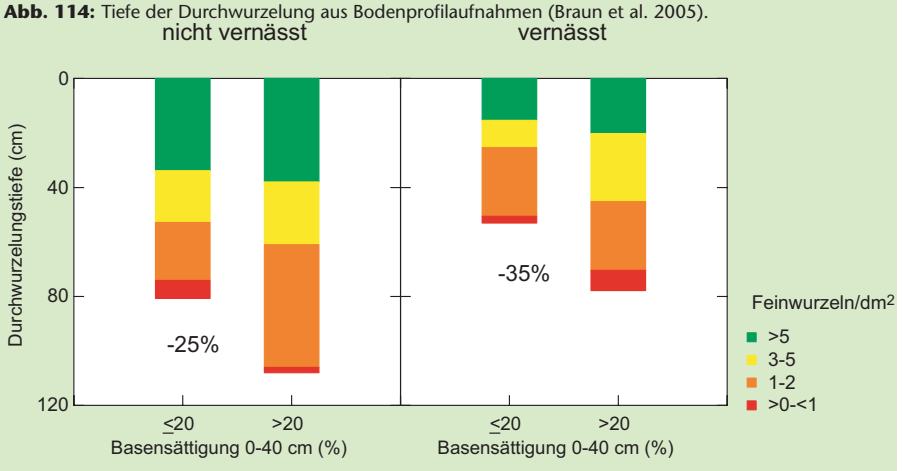
Foto 37: Bodenprofil mit dichter Durchwurzelung.

Bei Nährstoffbilanzrechnungen ist es wichtig zu wissen, wie gross der zur Verfügung stehende Wurzelraum ist. Rosengren-Brinck und Stjernquist (2010) werteten Durchwurzelungsdaten von 18 Buchen-, 26 Fichten- und 7 Eichenflächen aus. Bei der Buche waren unterhalb von 60 cm nur noch an wenigen Standorten Wurzeln zu finden, bei der Fichte unterhalb von 40 cm, bei der Eiche bis über 100 cm. In nicht versauerten und nicht vernässten Böden aller Beobachtungsflächen fanden Braun et al. (2005) im Mittel Wurzeln bis 108 cm, wenn alle Dichteklassen berücksichtigt wurden, bis 61 cm, wenn die Dichteklasse >2 Feinwurzeln/dm² Profilwand berücksichtigt wurde und bis 38 cm mit Dichteklasse >5 Wurzeln/dm² (Abb. 114).

Die physische Präsenz von Wurzeln in Bohrkernen oder Bodenprofilen ist jedoch nur ein Aspekt. Ausschlaggebend für die Bilanzierung sind die Tiefen, aus denen ein Nährstoff aufgenommen wird. Das heisst, es musste abgeklärt werden, ob z.B. eine Ca-reiche Schicht in 1 m Tiefe, wie sie für Moränen- und Molasseböden in der Schweiz nicht untypisch ist, für die Baumwurzeln zur Nährstoffaufnahme verfügbar ist oder nicht. Deshalb wurde eine Auswertung von Elementkonzentrationen in Blättern und Nadeln in Beziehung zur Tiefenverteilung der Elemente vorgenommen. Die Berechnungen wurden auf zwei Arten durchgeführt: mit einem polynomially distributed lag model (Details s. Anhang) sowie mit einer Faktoranalyse. Einbezogen wurden Daten für alle vier genannten Nährstoffe und alle verfügbaren Jahre mit Nährstoffkonzentrationsmessungen im Laub. Die Nährstoffkonzentrationen im Laub werden alle 4 Jahre gemessen, so dass für Buchen und Fichten zwischen 1984 und 2007 8 Zeitpunkte (Mg, K, P) bzw. 7 Zeitpunkte (Ca) zur Verfügung standen, für die Eichenbeobachtungsflächen seit 2013 erst 3 Zeitpunkte.

Tab. 33 gibt eine Zusammenfassung der Ergebnisse des polynomially distributed lag models. Mit dem Verfahren wird die Tiefe geschätzt, bis zu der eine Nährstoffaufnahme nachweisbar ist. Bei den Eichen muss einschränkend vermerkt werden, dass aufgrund des kleineren Datensets mit einem grösseren Fehlerbereich gerechnet werden muss. Die Schätzwerte für die verschiedenen Nährstoffe sind recht ähnlich. Bei Buchen und Eichen war Trockenheit (als Evapotranspirationsverhältnis) negativ mit den Blattgehalten von Calcium korreliert, d.h. in feuchten Jahren waren die Blattgehalte tiefer. Bei den übrigen Klimavariablen waren die Korrelationen z.T. gegenläufig: die Temperatur war positiv mit Ca in Fichtennadeln

Abb. 114: Tiefe der Durchwurzelung aus Bodenprofilaufnahmen (Braun et al. 2005).



Tiefe	Buchen				Fichten				Eichen			
cm	Ca	Mg	K	P	Ca	Mg	K	P	Ca	Mg	K	P
Variable	Faktorladung				Faktorladung				Faktorladung			
Blattkonzentrationen	0.596	0.239	0.087	0.060	0.026	0.640	0.300	0.295	0.303	0.272	0.451	0.260
Gehalte im Boden 10 cm	0.325	0.301	0.208	0.100	0.097	0.312	0.222	0.286	0.313	0.290	0.208	0.331
Gehalte im Boden 20 cm	0.318	0.329	0.282	0.102	0.107	0.258	0.346	0.334	0.309	0.308	0.370	0.332
Gehalte im Boden 30 cm	0.188	0.251	0.302	0.105	0.112	0.223	0.302	0.257	0.281	0.267	0.347	0.328
Gehalte im Boden 40 cm	0.119	0.181	0.267	0.108	0.112	0.188	0.250	0.206	0.16	0.143	0.145	0.182
Gehalte im Boden 50 cm	0.062	0.100	0.171	0.109	0.111	0.034	0.096	0.097	0.022	0.046	-0.035	-0.023
Gehalte im Boden 60 cm	-0.045	-0.023	-0.038	0.111	0.111	-0.003	0.016	0.023	-0.030	-0.031	-0.100	-0.05
Gehalte im Boden 70 cm	-0.067	-0.050	-0.068	0.113	0.111	-0.102	-0.080	-0.129	-0.082	-0.070	-0.133	-0.231
Gehalte im Boden 80 cm	-0.189	-0.128	-0.082	0.108	0.106	-0.232	-0.177	-0.169	-0.135	-0.120	-0.166	-0.228
Gehalte im Boden 90 cm	-0.217	-0.156	-0.083	0.108	0.105	-0.230	-0.154	-0.160	-0.139	-0.088	-0.109	-0.029
Gehalte im Boden 100 cm	-0.217	-0.166	-0.100	0.099	0.104	-0.236	-0.131	-0.112	-0.159	-0.094	-0.045	-0.029

Tab. 11: Faktoranalyse mit Blattkonzentrationen und austauschbaren Gehalten in verschiedenen Bodentiefen. Faktorladungen über Null sind entsprechend dem Zahlenwert mit unterschiedlichen Stärken rot eingefärbt. Fehlen die Farben, wurde keine befriedigende Korrelation mit Blattkonzentrationen gefunden (die Faktorladungen für die Blattkonzentrationen selbst sind dann tief). Anzahl Flächen: Buchen 50, Fichten 37, Eichen 41.

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

Der zweite Ansatz zur Schätzung der Bodentiefe der Nährstoffaufnahme bestand aus einer Faktoranalyse mit den Blattkonzentrationen einerseits und den austauschbaren Mengen in allen Bodentiefen andererseits. Resultierte für einen Faktor eine befriedigende Korrelation mit den Blattgehalten, können die Faktorladungen für die verschiedenen Tiefen als Mass für die Aufnahme genommen werden. Das Ergebnis dieser Analyse ist in Tab. 11 dargestellt. Es zeigt durchwegs hohe positive Faktoren in den oberen Bodentiefen und negative in den unteren Tiefen und stimmt bei den Buchen und Fichten sehr gut mit den Schätzwerten aus dem polynomially distributed lag model überein: unterhalb von 50-60 cm Tiefe findet keine Aufnahme mehr statt. Bei den Eichen weicht das Ergebnis insofern ab, als dass die Aufnahmetiefe etwas geringer ist als mit dem polynomially distributed lag model geschätzt. Die Ergebnisse stützen die oben dargelegte Interpretation des polynomially distributed lag models, auch wenn das Ergebnis bei den Eichen (ähnliche Tiefen wie bei den Buchen) etwas überraschend ist. Möglicherweise ist das eine Folge des deutlich kleineren Datensets.

Die so ermittelten Tiefen sind geringer als jene aus der Durchwurzelungsansprache bei der Profilaufnahme (Abb. 114). Sie entsprechen etwa der für die Dichteklasse 2 (≥3-5 Feinwurzeln/dm² Profilwand) berechneten Durchwurzelungstiefe. Aufgrund dieser Auswertungen wurde entschieden, die mit SAFE modellierten Verwitterungsraten bis auf eine Tiefe von 60 cm aufzusummieren. Tiefere Horizonte wurden jedoch berücksichtigt, wenn die nach der bodenkundlichen Kartieranleitung (Benzler et al. 1982) im Bodenprofil aufgenommene Wurzeldichte mindestens Stufe 2 erreichte (≥ 3 Feinwurzeln/dm² Profilwand).

9.5 Berechnung von Nährstoffbilanzen

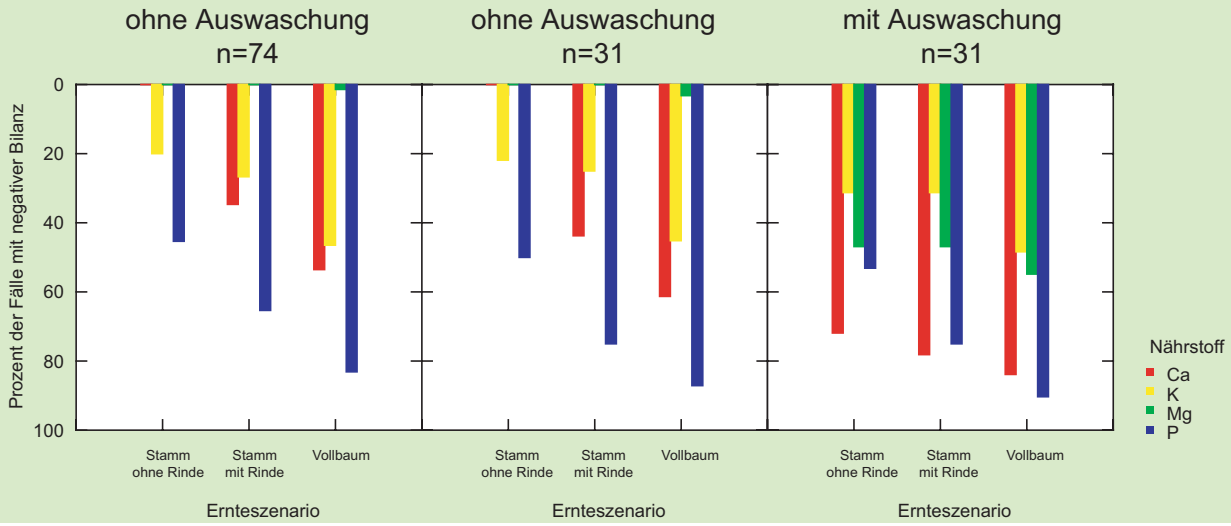
Nährstoffbilanzrechnungen wurden mithilfe folgender Daten durchgeführt:

- 2005 wurden durch D. Kurz, EKG Geoscience, für 82 Waldflächen die Verwitterungsraten aufgrund der mineralogischen Zusammensetzung der Feinerde berechnet (Modell SAFE, Alveteg et al. 1998). Diese ist aufgeschlüsselt nach den einzelnen Makronährstoffen (Ca, Mg, K, P) und aufsummiert über eine Tiefe von 60 cm oder für die effektive Durchwurzelungstiefe, je nachdem, was grösser war.
- Aufgrund der Bonitätsklasse dieser 82 Waldflächen wurde die während einer Rotationsperiode (120 Jahre) geerntete Stammholzmenge aus der Ertragstafel entnommen (EAFV 1968a, EAFV 1968b, Spalte „Gesamtleistung an Derbholz"). Diese Art der Biomasseberechnung berücksichtigt keine Änderungen der Bonität während der gesamten Lebensdauer. Da die Bonitätsklassen zugenommen haben, erfolgt bei einer rückwirkenden Berechnung mit Ertragstafelwerten wohl eine Überschätzung der Holzentnahme.
- Die Nährstoffkonzentrationen in Holz und Rinde wurden gemäss Kap. 9.1 berechnet. Nährstoffkonzentrationen im Laub wurden den eigenen Analysen entnommen (Bezugsjahr 2007).
- Das Verhältnis zwischen Stammholz und übrigen Kompartimenten wurde hergeleitet aus der Zusammenstellung von Jacobsen et al. (2003) sowie weiteren Daten (Duvigneaud et al. 1971, Krauss und Heinsdorf 2008, Krapfenbauer und Buchleitner 1981). Dies gilt sowohl für die Biomasse als auch für die Nährstoffkonzentrationen. Mit diesen Verhältniszahlen wurde der Nährstoffentzug für verschiedene Ernteszenarien berechnet. Nachstehend dargestellt sind die Szenarien für Stammholz ohne Rinde und Vollbaumernte (oberirdische Biomasse, inkl. 70% des Laubes).
- Die Deposition von basischen Kationen wurde von Meteotest (Rihm, 2010), gemäss Methodenbeschreibung in Kurz et al. 1998b) modelliert. Für die P-Deposition vgl. Kap. 9.2.

Die Berechnungen wurden ohne und mit Einbezug der Nährstoffauswaschung durchgeführt. Da Bodenlösungsdaten nur für einen Teil der Flächen mit Verwitterungsdaten verfügbar sind, beruht die letztere Auswertung auf einem kleineren Datenset. Diese Reduktion hat auf die Schätzung der Bilanzen wenig Einfluss, wie der Vergleich der mittleren mit der linken Grafik in Abb. 115 zeigt. Auswaschungsverluste wurden für die Jahre 2003-2008 berechnet, mit Ausnahme von P, für das Literaturwerte eingesetzt wurden.

Abb. 115 fasst das Ergebnis der Bilanzrechnungen zusammen. Ohne Berücksichtigung der Auswaschungsverluste weist eine Ernte von Stämmen

Abb. 115: Nährstoffbilanzen für zwei verschiedene Ernteszenarien. Links: ohne Berücksichtigung des Austrags mit dem Sickerwasser (74 Flächen). Mitte: ohne Berücksichtigung des Austrags mit dem Sickerwasser, aber mit Beschränkung auf die Flächen mit Bodenlösungsinformation (31 Flächen). Rechts: gleiches Kollektiv wie in der Mitte, aber unter Berücksichtigung des Austrags.



ohne Rinde in keiner der Flächen eine negative Ca- und in 45% eine negative P-Bilanz auf. Bei Vollbaumernte ist die Ca-Bilanz in 54% der Flächen negativ und die P-Bilanz in 83% der Flächen. Mit Berücksichtigung von Auswaschungsverlusten auf heutigem Niveau steigen diese Anteile bei Ca und P auf 83% bzw. 90% der Flächen. Beim Kalium sind die Unterschiede zwischen den Ernteszenarien nicht so gross wie beim Calcium, und auch die Auswaschung macht nicht ganz so viel aus. Bei Ca und Mg übersteigt die Auswaschung die Nachlieferung durch Verwitterung und Eintrag z.T. deutlich (Abb. 116).

Die grosse Rolle der – durch Luftschadstoffe getriebenen – Auswaschung bedeutet, dass neben dem Zurücklassen von Ernterückständen im Wald auch Massnahmen zur Verminderung der Auswaschungsverluste wesentlich zur Verbesserung der Nachhaltigkeit beitragen. Sei es durch die forstliche Bewirtschaftung (Baumartenwahl, Durchforstungsintensität) oder durch lufthygienische Massnahmen zur Emissionsminderung von u.a. NH_3 und NO_x.

Ohne Berücksichtigung der Auswaschung ist bei einer Vollbaumernte die Ca-Bilanz positiv, wenn entweder die Wüchsigkeit des Bestandes schlecht oder die Ca-Verwitterungsrate hoch ist (Abb. 117 links, grüne Punkte). In gutwüchsigen Beständen mit einer geringen bis mässigen Ca-Verwitterungsrate ist die Ca-Bilanz bei einer Vollbaumernte negativ (Abb. 117, rote Punkte). Für Phosphor zeigen nur wenige Flächen mit sehr hoher Verwitterungsrate oder sehr tiefer Oberhöhenbonität noch eine positive Bilanz (Abb. 117 rechts). Es muss allerdings einschränkend angeführt werden, dass die P-Verwitterungsraten möglicherweise zu hoch geschätzt sind, da bei der Bestimmung der Mineralogie die Trennung zwischen anorganischem und organischem Phosphor schwierig ist.

Abb. 116: Auswaschung pro Rotationsperiode im Vergleich zum Input (Verwitterung + Deposition). Punkte über der grünen Linie zeigen Flächen, bei denen die Auswaschung auf dem heutigen Niveau die Nachlieferung übersteigt. Diese Grafiken vergleichen nur Auswaschung und Input aus Verwitterung und Eintrag; der Entzug durch die Biomasse ist nicht eingeschlossen.

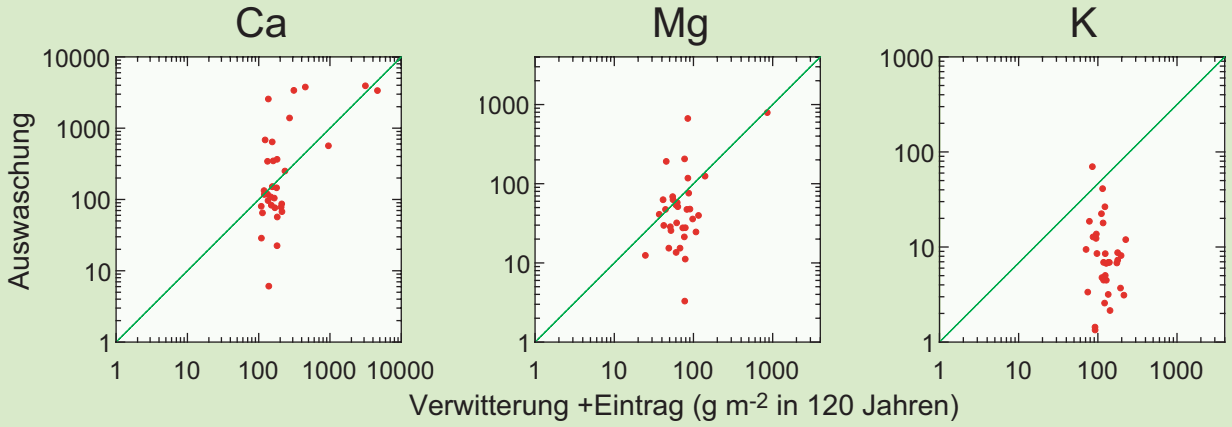
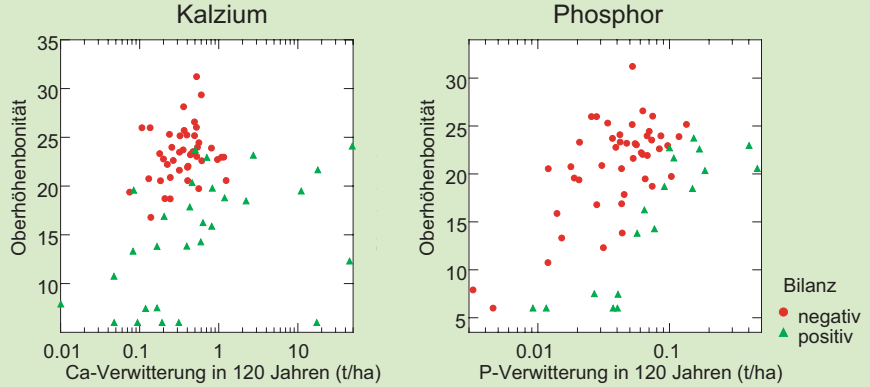


Abb. 117: Oberhöhenbonität und Verwitterung von Ca (links) und P (rechts) für Flächen mit negativer (rot) und mit positiver Bilanz bei Vollbaumernte (grün).



9.6 Verallgemeinerung der Nährstoffbilanzrechnungen

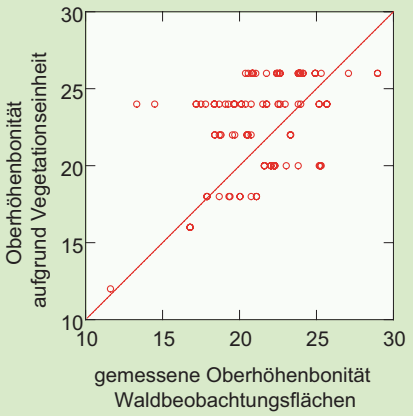
Vollbaumernte erhöht den Nährstoffentzug und damit das Risiko eines nicht nachhaltigen Nährstoffhaushalts. Dieses Thema war deshalb auch Gegenstand verschiedener in Deutschland durchgeführter Arbeiten. In Baden-Württemberg wurde für die Berechnung des Nährstoffentzugs das Modell HOLZERNTE 8.0 entwickelt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

Die Herleitung kartierbarer Empfehlungen für die Nachhaltigkeit verschiedener Ernteverfahren basierte auf den Daten der in Kap. 9.5 vorgestellten 74 Flächen mit Verwitterungsrate und von 31 Flächen mit Bodenlösung. Mit Hilfe von Daten aus der Vegetationszusammensetzung, der Bodeneignungskarte, der geologischen Karte und von Depositionskarten wurden Beziehungen mit Bilanzen für die einzelnen Nährstoffe hergeleitet. Der Oberhöhenbonität als wichtigem Teilaspekt der Nährstoffbilanzrechnung wurde dabei eine besondere Beachtung geschenkt. Die Herleitungen und Formeln sind im entsprechenden Projektbericht (Braun et al. 2015) näher erläutert.

9.6.1 Modellierung Oberhöhenbonität

Wie in Abb. 117 gezeigt, hängt die Nährstoffbilanz nicht nur von der Nachlieferung durch die Verwitterung ab, sondern auch von der Wüchsigkeit, die den Entzug durch die Biomasse bestimmt. Eine Verallgemeinerung der Nährstoffbilanzrechnung muss deshalb auch eine Schätzung der Oberhöhenbonität einbeziehen. Für viele Vegetationseinheiten gibt es Schätzwerte dazu (Stocker et al. 2002, Stocker pers. Mitt., Burger pers. Mitt.), jedoch nicht für alle, was eine kartenmässige Verarbeitung erschwert. Die Bonitäten wurden auch für die Flächen des Interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramms erhoben. Die zwei Methoden liefern z.T. recht unterschiedliche Werte, wie ein direkter Vergleich anhand des Datensets der Beobachtungsflächen zeigte (Abb. 118). Es wurden deshalb zwei verschiedene Varianten gerechnet. Die eine schätzt die den Vegetationseinheiten zugeordnete Bonität aus der Nährstoffachse (X)- und der Feuchtigkeitsachse (Y)-Achse des Ökogramms sowie der Meereshöhe (Tab. 35 rechts), die andere die gemessene Oberhöhenbonität der Dauerbeobachtungsflächen (Tab. 35 links). Beide Auswertungen wurden mit dem Datenset der Waldbeobachtungsflächen gemacht, d.h. auch die Schätzwerte der Vegetationseinheit wurden mit diesem Datenset ausgewertet. In beiden Fällen konnten gute Beziehungen gefunden werden. Die Säure-Basen-Achse der Ökogramme ($pH_{Ökogramm}$) sowie die trockenheitserklärende Y-Achse (Variable $TRO_{Ökogramm}$) waren beides wichtige Prädiktoren für die Oberhöhenbonität, zusammen mit der Höhe über Meer und, für Fichten der Walddauerbeobachtung, auch der Stickstoffdeposition. Die Ergebnisse der Regressionsrechnungen (Walddauerbeobachtung, Gl. 5 und 6) wurden im nächsten Schritt als erklärende Variablen eingesetzt.

Abb. 118: Vergleich der in Waldbeobachtungflächen gemessenen Oberhöhenbonität von Buchen und Eichen mit dem von der Vegetationseinheit erwarteten Wert nach Stocker et al. (2002).



Aus den Koeffizienten in Tab. 35 ergeben sich folgende Gleichungen:
Oberhöhenbonität aus Waldbeobachtungsflächen:

$$OHB_{Bu} = 16.4 + 0.0212 * HOE - 0.0000188 * HOE^2 - 2.54 * TROOEK + 3.67 * PHOEK \quad (1)$$

$$OHB_{Fi} = 23.85 - 0.0118 * HOE + 0.236 * NDEP \quad (2)$$

Bonität aus Beschreibungen der Vegetationseinheiten:

$$OHB_{Laub} = 34.0 - 4.648 * TROOEK + 0.438 * PHOEK \quad (3)$$

$$OHB_{Nadel} = 33.7 + 0.0173 * HOEHE - 0.0000132 * HOEHE^2 - 4.681 * TROOEK \quad (4)$$

mit

HOE: Meereshöhe in m

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

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

NDEP: in kg N ha^{-1} a^{-1}

In den weiteren Auswertungen wurden den Gleichungen 1 und 2 verwendet.

Abb. 119 zeigt das kartierte Ergebnis der Oberhöhenbonität für die Kantone Basel-Stadt und Basellandschaft.

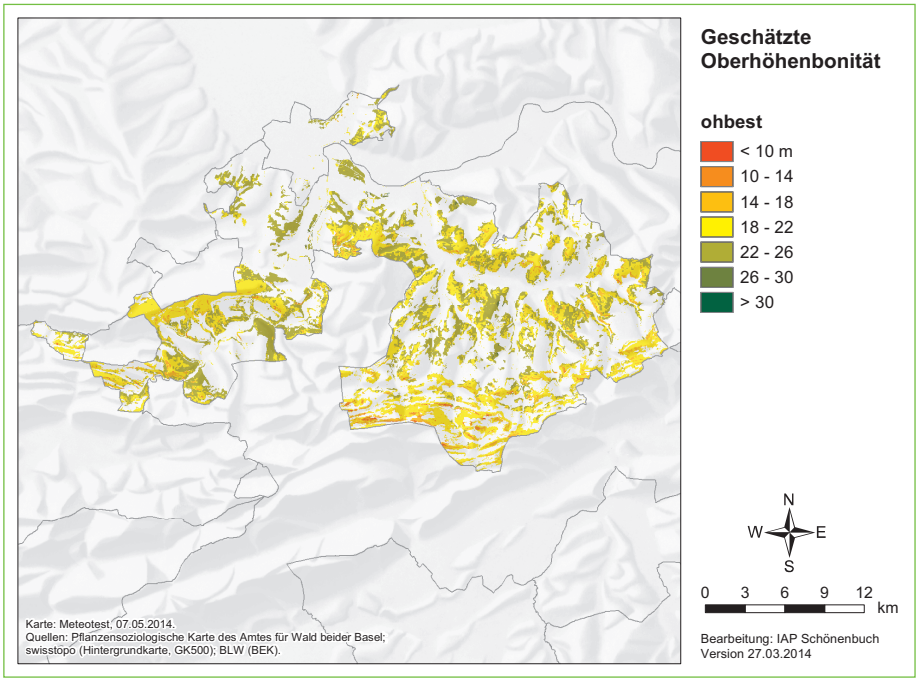


Abb. 119: Kartierte Oberhöhenbonität für Buchen und Eichen gemäss Gleichung 1 für die beiden Basel.

9.6.2 Modellierung der Nährstoffbilanzen

Nach der Modellierung der Oberhöhenbonität wurde die gemäss Kapitel 9.5 berechnete Nährstoffbilanz mit Hilfe der folgenden Variablen regionalisiert:

- OHB: Oberhöhenbonität aus Waldbeobachtungsflächen gemäss Gleichung 1 und Gleichung 2 und Mittelung gemäss Baumartenzusammensetzung.
- Deposition von Ca, K und Mg: Eintrag des entsprechenden Elementes gemäss Kartierung Meteotest (Methode: Kurz et al. 1998b, Periode 1990-2000). Einheit g/m² in 120 Jahren (d.h. 1 Rotationsperiode)
- Baumart: binäre Variable mit dem Wert 1, wenn es sich um eine gemischte Buchen/Fichtenfläche handelte, sonst 0.
- $pH_{Ökogramm}$: X-Achse aus Ökogrammen
- $TRO_{Ökogramm}$: Y-Achse aus Ökogrammen
- Säuredeposition: Summe von Schwefel- und Stickstoffdeposition minus Deposition von basischen Kationen (Einheit eq ha^{-1} a^{-1}). Referenzperiode für Schwefeldepositionen 1993-2000, für Stickstoff 2007.
- Regen: Niederschlag in mm/Jahr (Hydrologischer Atlas)
- Bodeneignungscode: Eignungscode aus Bodeneignungskarte
- Verwitterungsklassen basische Kationen: geologische und lithologische Formationen wurden aus dem Atlas der Schweiz ausgelesen und gutachtlich zu Verwitterungsklassen gruppiert.
- Verwitterungsklassen Phosphor: Eine empirische Auswertung der Phosphorverwitterung für 71 IAP-Flächen und 159 WSL-Bodenprofile, für die Verwitterungsraten im Rahmen der schweizweiten Critical Loads-Kartierung berechnet worden waren (Kurz et al. 1998b), führte zu einer groben —binären— Klassierung der Phosphorverwitterung: die geologischen Formationen ch (Muschelkalk) und ce (Lias) sowie die lithologischen Klassen 20 (=Kalkstein mit Dolomit einlagen), 6 (=Tone) und 53 (=Amphibolit) wurden als hoch (=1), alle übrigen als tief (=0) eingestuft.

Die Bilanzen beziehen sich auf das ganze Ökosystem Wald, d.h. die Untergrenze des Wurzelraums ist die Ebene des Austrags. Mit diesen Variablen wurden Regressionen für die Nährstoffbilanz für einzelne Elemente bei Vollbaumernte ohne und mit Auswaschung auf heutigem Niveau berechnet. Diese beiden Varianten wurden gewählt, um den Einfluss der heutigen Schadstoffeinträge aufzuzeigen. Um die Ergebnisse für die verschiedenen Nährstoffe besser vergleichen zu können, wurden sie in Prozent des Nährstoffgehalts der bei Vollbaumernte geernteten Biomasse angegeben. -40% bedeutet beispielsweise, dass bei Vollbaumernte die Nachlieferung nur 60% des Entzugs mit der Biomasse deckt (vgl. Abb. 122). Mit den oben aufgelisteten Variablen konnten gute bis sehr gute Regressionsergebnisse erzielt werden. Die erklärte Varianz bewegt sich zwischen 37% und 69% (Tab. 12, Abb. 120). Einzig beim Phosphor ohne Auswaschung wurden lediglich 26% erreicht, mit Auswaschung war kein plausibles Ergebnis zu erzielen. Da Phosphor ohnehin mit einer konstanten und geringen Auswaschungsrate berechnet wurde, wurde für die Kartierung die Gleichung für Phosphor ohne Auswaschung minus diesen konstanten Betrag genommen.

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

Tab. 12: Regressionen der Nährstoffbilanzen mit und ohne Auswaschung mit verschiedenen Prädiktoren. Die Zahlen in den einzelnen Feldern sind die Koeffizienten, die zur Kartierung der Nährstoffbilanz verwendet wurden. Abhängige Variable: Bilanz des entsprechenden Elementes in % des Gehaltes in der entzogenen Biomasse, logtransformiert (zur Vermeidung negativer Werte wurde vor der Logtransformation bei den Bilanzen ohne Auswaschung ein Wert von 100, mit Auswaschung ein Wert von 2000 dazugezählt). Baumartspezifische Oberhöhenbonität (OHB) gemäss Gleichung 1 und Gleichung 2. VK = Verwitterungsklasse. Mit „Deposition" ist der Eintrag des entsprechenden Elements gemeint.

Berechnungsbeispiel: Ca-Bilanz ohne Auswaschung $CaBIL_{oa}=e^{((6.22-0.127*OHB+0.017*DEPOSITION+0.000812*REGEN+0.55*BAUMART)}-100$

Abb. 120: Herkunft der in die Berechnung der Nährstoffbilanz einbezogenen Variablen

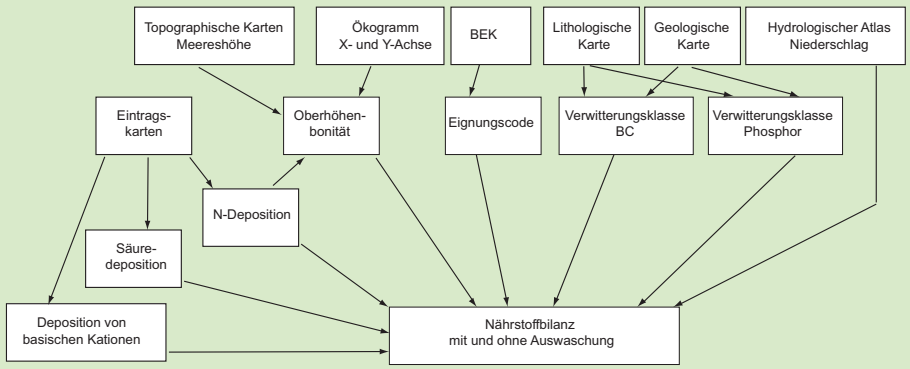
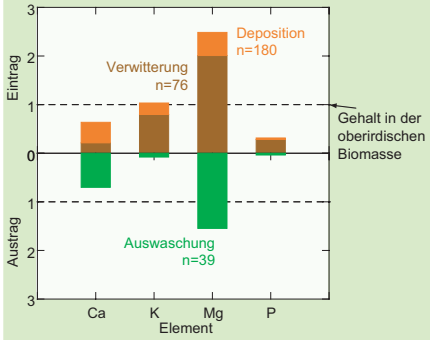


Abb. 121: Flüsse für Ca, K, Mg und P im Verhältnis zum Gehalt in der oberirdischen Biomasse (=1) in den Walddauerbeobachtungsflächen. Die zugrundeliegende Datenbasis ist nicht für alle Komponenten gleich, deshalb ist jeweils die Anzahl angegeben (n).

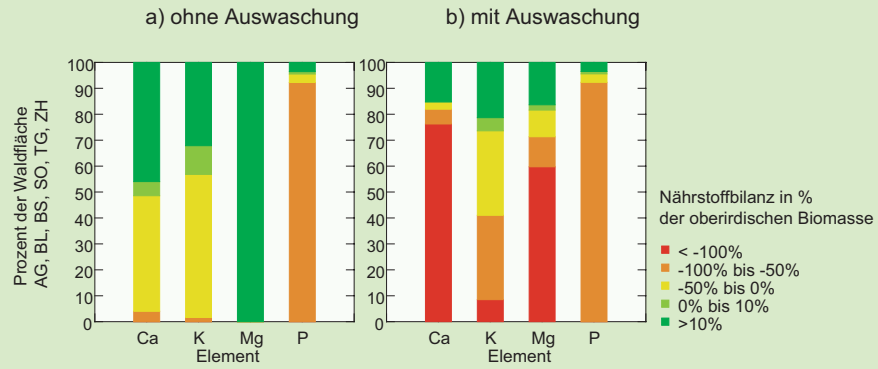


Damit können die Nährstoffbilanzen für die Massstabsebene 1:5'000 (Forstliche Standortskarte) kartiert werden.
Abb. 120 verdeutlicht schematisch das Verfahren und die Herkunft der verwendeten Variablen.

Mit den Gleichungen nach Tab. 12 wurden die Nährstoffbilanzen bei Vollbaumernte berechnet und kartiert. Für die resultierenden Karten sei auf den Detailbericht verwiesen (Braun et al. 2015). Berechnet wurden die Bilanzen für Ca, Mg, K und P jeweils mit und ohne Auswaschung. Damit sie für die verschiedenen Nährstoffe quantitativ verglichen werden können, wurden sie jeweils auf den Elementgehalt in der Biomasse bei Vollbaumernte bezogen. -50% bedeutet, dass eine Vollbaumernte die vorhandenen Ressourcen um 50% überschreitet. Bei den Auswertungen ohne Auswaschung kann dieser Wert -100% naturgemäss nicht unterschreiten, mit Auswaschung ist dies jedoch möglich, da der Elementexport nicht nur über die Biomasse, sondern auch über die Auswaschung erfolgt. Diese Darstellung ermöglicht einen prozentualen Vergleich der Ernteverfahren für einzelne Elemente.

Nachstehend sind die wichtigsten Ergebnisse der Nährstoffbilanzrechnungen zusammengefasst. In Abb. 121 werden die Nährstoffflüsse pro Rotationsperiode in den Waldbeobachtungsflächen in Beziehung gesetzt zum Gehalt in der oberirdischen Biomasse. Diese Abbildung verdeutlicht, dass die P-Flüsse im Vergleich zum Gehalt in der oberirdischen Biomasse sehr gering sind. Abb. 122 fasst die Ergebnisse der Bilanzrechnungen ohne und mit Auswaschung nach Waldflächenanteilen zusammen.

Abb. 122: Bilanzen der Nährstoffe Ca, K, Mg und P bei Vollbaumernte ohne Auswaschung (a) und unter Berücksichtigung der Nährstoffauswaschung auf heutigem Niveau (b): Vergleich des Gehalts in der oberirdischen Biomasse mit der Nachlieferung durch Deposition und Verwitterung und dem Ernteentzug während einer Umtriebszeit von 120 Jahren. Die Grafik zeigt den Anteil der Waldfläche der Kantone AG, BL, BS, SO, TG und ZH mit negativen (orange bis rot) und positiven Bilanzen (grün). Eine Bilanz von -50% bedeutet, dass die negative Bilanz der Hälfte der Elementmenge in der oberirdischen Biomasse entspricht.



9.7 Empfehlungen für gefährdete Standorte

Wegen der grossen Bedeutung der Nährstoffauswaschung für die Nährstoffbilanzen stehen lufthygienische Massnahmen zur Reduktion der Ammoniakemissionen als Massnahme im Vordergrund, während die waldbaulichen Möglichkeiten beschränkter sind. Eine Rückführung von Nährstoffen, z.B. als Asche, ist in der Schweiz nicht erlaubt.

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

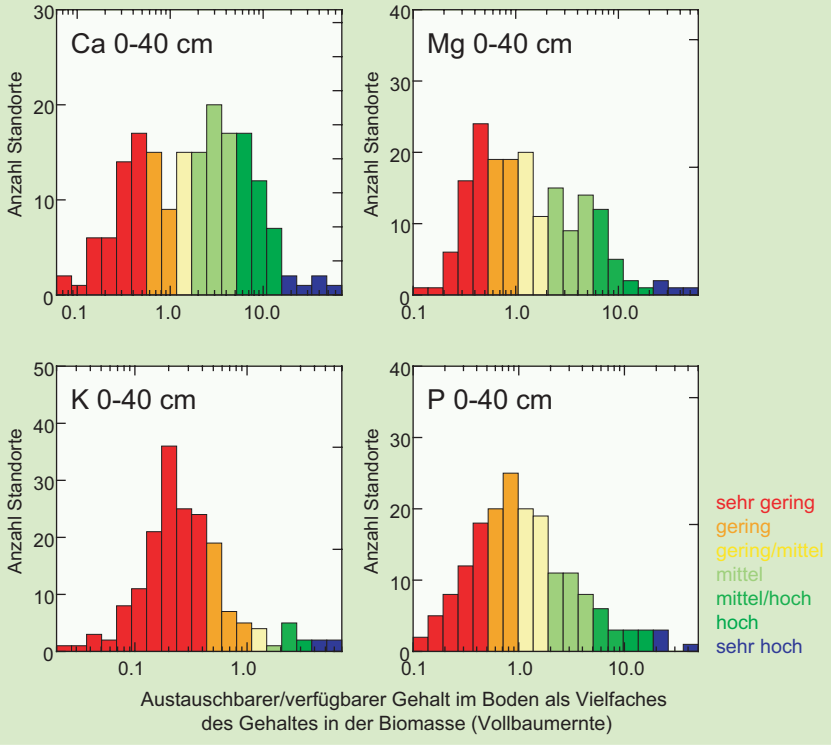
Eine solche Bewertung wurde für die IAP-Waldbeobachtungsflächen vorgenommen. Abb. 123 zeigt den pflanzenverfügbaren Gehalt in den obersten 40 cm des Bodens in Relation zum Gehalt in der Biomasse am jeweiligen Standort für 179 IAP-Beobachtungsflächen. Die Bewertung erfolgte gemäss der Forstlichen Standortskartierung (Arbeitskreis Standortskartierung 2003), wobei P mangels Bewertungsrichtlinien analog wie Ca und Mg eingestuft wurde. Ein beträchtlicher Anteil der Flächen weist bei mindestens einem Nährstoff sehr geringe Vorräte auf.

Berücksichtigt man weiterhin die durch die Stickstoffdeposition verursachten teilweise sehr hohen Auswaschungsraten, so wird ersichtlich, dass die Vorräte im Boden zu schonen sind und der Entzug durch die Ernte gering sein sollte. Das heisst, dass lufthygienische Massnahmen zur Reduktion des Stickstoffeintrags die waldbaulichen Massnahmen wirksam unterstützen können und sollten.

Als „gefährdet" nach dem Kriterium „tiefe Basensättigung im Wurzelraum" müssen die Vegetationseinheiten 2, 6, 7*, 7aB, 8*, 8d, 46a, 46e und 46w bezeichnet werden. Auch das Vorkommen des Dreilappigen Peitschenmooses (*Bazzania trilobata*), der Besenheide (*Calluna vulgaris*), der Zittergras-Segge (*Carex brizoides*), der Pillen-Segge (*Carex pilulifera*), des gewöhnlichen Dornfarns (*Dryopteris carthusiana* Deckung >2%), des Adlerfarns (*Pteridium aquilinum*; Deckung >25%) und der Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*; Deckung >2%) weist auf sehr arme Verhältnisse hin (vgl. Kap. 7.5).

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

Abb. 123: Austauschbare Gehalte von Ca, K und Mg sowie citratlösliches Phosphor in 0-40 cm Bodentiefe in Relation zum Gehalt in der oberirdischen Biomasse (Vollbaumernte). Die Bewertung von Ca, Mg und K erfolge nach Arbeitskreis Standortskartierung (2003). Phosphor wurde analog, entsprechend den Vorräten in Boden und Biomasse, bewertet.



9.7.1 Förderung des Jungwuchses

Die Förderung des Jungwuchses vermindert die Stickstoff-Auswaschung und damit die Nährstoffverluste. Unter den 31 Waldbeobachtungsflächen mit Bodenlösungsmessungen finden sich nur zwei mit niedrigen Auswaschungsraten (Braun 2013). Eine davon ist Busswil (BE), mit einem extrem dichten Bestand an jungen Tannen im Unterwuchs, bei der trotz hoher Stickstoffdeposition (modellierter Eintrag 46.5 kg N ha^{-1} a^{-1}) im Mittel über die Jahre 2005-2012 nur 0.1 kg N ha^{-1} a^{-1} den Wurzelraum verlässt. Der andere ist Möhlin Unterforst (AG), ein Fichtenbestand mit sehr starkem Wachstum (heutiges Alter 75 Jahre) und mit sehr dichter Adlerfarndecke. Auch hier ist die Stickstoffauswaschungsrate und damit die Auswaschung basischer Kationen unterdurchschnittlich (mittlere Auswaschung über die Jahre 1998-2012 3.5, Eintrag 23 kg N ha^{-1} a^{-1}).

9.7.2 Ernteverfahren

Eine Biomassenutzung, die nur Stammholz aus den Wäldern entfernt, hat geringfügige Konsequenzen für den Nährstoffentzug, da Stammholz verhältnismässig nährstoffarm ist. Im Gegensatz dazu hat die Bereitstellung von Hackschnitzel für moderne Feuerungsanlagen, bei der ein Grossteil der Krone, z.T. auch mit dem Laub, verarbeitet wird, weitreichende Konsequenzen für die Nährstoffversorgung (Abb. 113; Kreutzer 1979, Jacobsen et al. 2003, Stüber et al. 2008). Deshalb ist es wichtig, auf basenarmen Böden auf ein schonenderes Ernteverfahren zu achten. Selbst die Stammnutzung mit Rinde verdoppelt etwa den Nährstoffentzug. Das heisst, auch die nährstoffreiche Rinde sollte nach Möglichkeit im Bestand belassen werden. Eine Aschenrückführung, die aus Sicht der Nährstoffnachhaltigkeit eine Alternative wäre (Rothpfeffer 2007, von Wilpert et al. 2011), ist in der Schweiz verboten, müsste aber aus wissenschaftlicher Sicht wieder in die Diskussion aufgenommen werden.

9.7.3 Baumartenwahl und biologische Aktivität des Bodens

Die Baumartenwahl beeinflusst den Ein- und Austrag von versauernden Verbindungen. Nadelbäume haben einen höheren Blattflächenindex, der zu einer höheren Ausfilterung von Luftschadstoffen führt. In der Folge können höhere Stickstoffkonzentration in der Bodenlösung und damit eine erhöhte Stickstoffauswaschung unter Nadelwäldern gemessen werden. In drei Flächen des Interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramms wurde die Stickstoffkonzentration in der Bodenlösung parallel in einem Buchen- und in einem Fichtenbestand untersucht. Die Ergebnisse zeigen eine höhere Nitratkonzentration unter Fichten. Die Sickerwassermenge ist unter den Fichtenbeständen zwar geringer als unter Laubholz, dennoch ist die Nitratauswaschung unter Koniferen höher (Abb. 89). Dieses Ergebnis ist in Übereinstimmung mit Daten aus Deutschland (Rothe und Mellert 2004).

Auch das Nährstoffrecycling, d.h. die Aufnahme von Nährstoffen aus tieferen Bodenschichten und ihre Rückführung in den Oberboden über die Laubstreu, wird durch die Baumartenwahl beeinflusst. Ersteres kann durch die Einbringung von tiefwurzelnden Baumarten wie Eiche, Tanne und Föhre oder aber durch Baumartenmischungen, die einen grösseren Wurzelraum erschliessen (Thelin et al. 2002, Meinen et al. 2009), begünstigt werden. Da diese tiefwurzelnden Baumarten eine eher schwer abbaubare Streu haben, sollten sie jedoch nur beigemischt werden. Die Rückführung über die Laubstreu wird durch die Einbringung von Laubbaumar-

ten mit leicht abbaubarer Streu («bodenpflegenden Baumarten»; Stocker et al. 2002) gefördert. Zu den bodenpflegenden Baumarten gehören beispielsweise Ahorn, Esche, Linde und Vogelbeere. Gleichzeitig wird dadurch die Tätigkeit der Bodenlebewesen begünstigt. Die aktive Förderung und wenn nötig Pflanzung solcher bodenpflegender Baumarten ist auf den Vegetationseinheiten mit geringen Basengehalten 2, 6, 7*, 7aB, 8*, 8d, 46a, 46e und 46w dringend zu empfehlen, wie auch auf den Einheiten 1a, 1f, 7a, 7aa, 7aP, 7sS, 7d, 8a, 8aa, 18aF und 19ps.

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

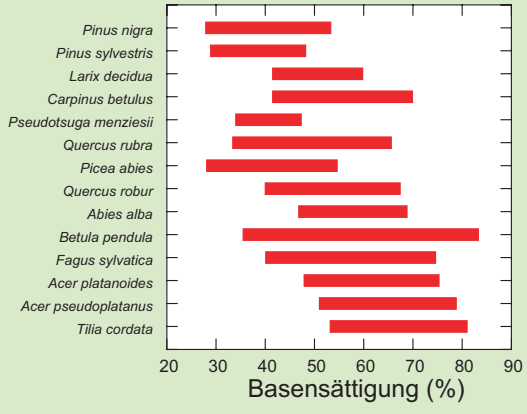
Die Abbaurate ist nicht unbedingt gleichzusetzen mit der Freisetzungsrate der in der Streu vorhandenen Nährstoffe. Jacob et al. (2009) analysierten die in der Streu zurückbleibenden Nährstoffe für Buche, Esche, Ahorn und Linde. Sie fanden heraus, dass aus der Buchenstreu die Nährstoffe nur sehr langsam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

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

Obwohl die Laubstreu nur einen Teil des gesamten Streuumsatzes ausmacht, zeigen die Versuche von Hobbie et al. (2010) deutlich, dass die oberirdische Streu für das Bodenleben viel entscheidender ist als die Wurzelstreu. Diese Autoren fanden, dass die Bestockung mit unterschiedlichen Baumarten dreissig Jahre nach Pflanzung an einem gemeinsamen Standort die Bodenchemie erheblich beeinflussen kann (Abb. 124).

Die verschiedenen Baumarten erschliessen z.T. unterschiedliche Bodentiefen: Fichte wurzelt flacher als Buche und Föhre. Noch tiefer gehen Eichenwurzeln (Rosengren et al. 2005; vgl. auch Kap. 9.4). Damit steht auch für das Nährstoffrecycling ein unterschiedliches Bodenvolumen zur Verfügung, was sich auf die Nährstoffversorgung auswirken kann (Thelin et al. 2002). Auch der Feinwurzelumsatz kann in Beständen mit mehreren unterschiedlichen Baumarten erhöht sein (Meinen et al. 2009). Alle diese Ergebnisse sprechen für eine Mischung von Baumarten. Eine Beimischung anderer Laubbaumarten zu Buchen kann zudem den Vorrat an organischem P im Boden erhöhen (Talkner et al. 2009).

Abb. 124: Basensättigung unter verschiedenen Baumarten 30 Jahre nach der Pflanzung an einem gemeinsamen Standort. Die Versuchsfläche liegt in Polen auf einer sandigen Gletscherablagerung mit ursprünglich pH 4.3 im A-Horizont und war vor Versuchsbeginn ein Föhrenwald (Reich et al. 2005). Die Balken verbinden den Messwert für die organische Auflage (O-Horizont) und für den Oberboden (0-20 cm) (höherer Wert für die organische Auflage). Die Baumarten sind nach steigender Ca-Konzentration in der Streu angeordnet (von oben nach unten).



9.7.4 Humusbewirtschaftung

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

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

9.8 Nährstoffrecycling mit der Laubstreu

Das Nährstoffrecycling mit der Laubstreu wurde an 11 Standorten erfasst, in Brislach und auf dem Bachtel in benachbarten Fichten- und Buchenflächen (Bachtel BA – BAB, Brislach BR – BRB). Die Jahresfrachten der Trockensubstanz sind in Abb. 125 und der Nährstoffe in Abb. 128 dargestellt. Abb. 129 zeigt die zeitliche Variation in den acht Flächen, die seit 2005 unter Beobachtung stehen. Die Frachten der Nährstoffe folgen in etwa denjenigen der Trockensubstanz. So sind die erhöhten Frachten 2011 auf das starke Buchenmastjahr zurückzuführen. Sie sind auch bei N, P, K und beim Mg, weniger beim Ca sichtbar. Abb. 126 illustriert die Menge der Buchenfrüchte in der Beobachtungszeit.

Foto 38: Streusammler und Lysimeter in der Fläche Zugerberg Vordergeissboden (ZG).



Abb. 125: Mittelwert der Trockensubstanz in der oberirdischen Streu über die Jahre 2010-2013 (BB, BO, STA) bzw. 2005-2016 (alle übrigen Flächen).

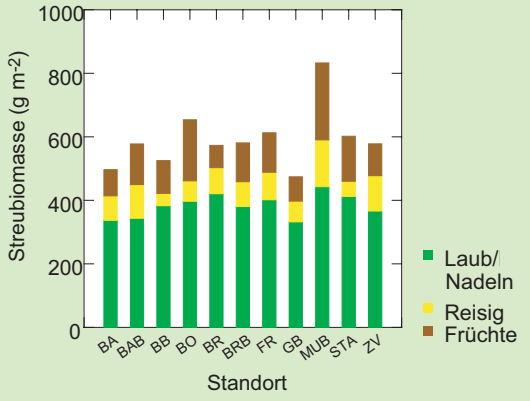


Abb. 126: Trockengewicht Buchenfrüchte in 5 Buchenflächen (Bachtel, Breitenbach, Bonfol, Brislach, Muri).

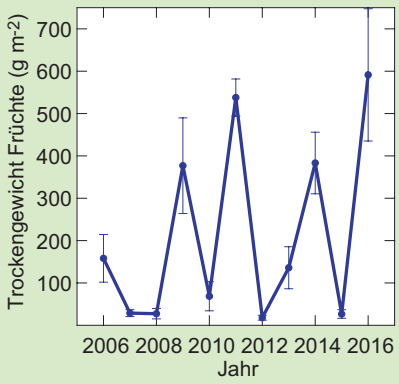


Abb. 127: Nährstoffrecycling in Buchenflächen in Jahren ohne und mit (2006, 2009, 2011, 2014) Buchenmast.

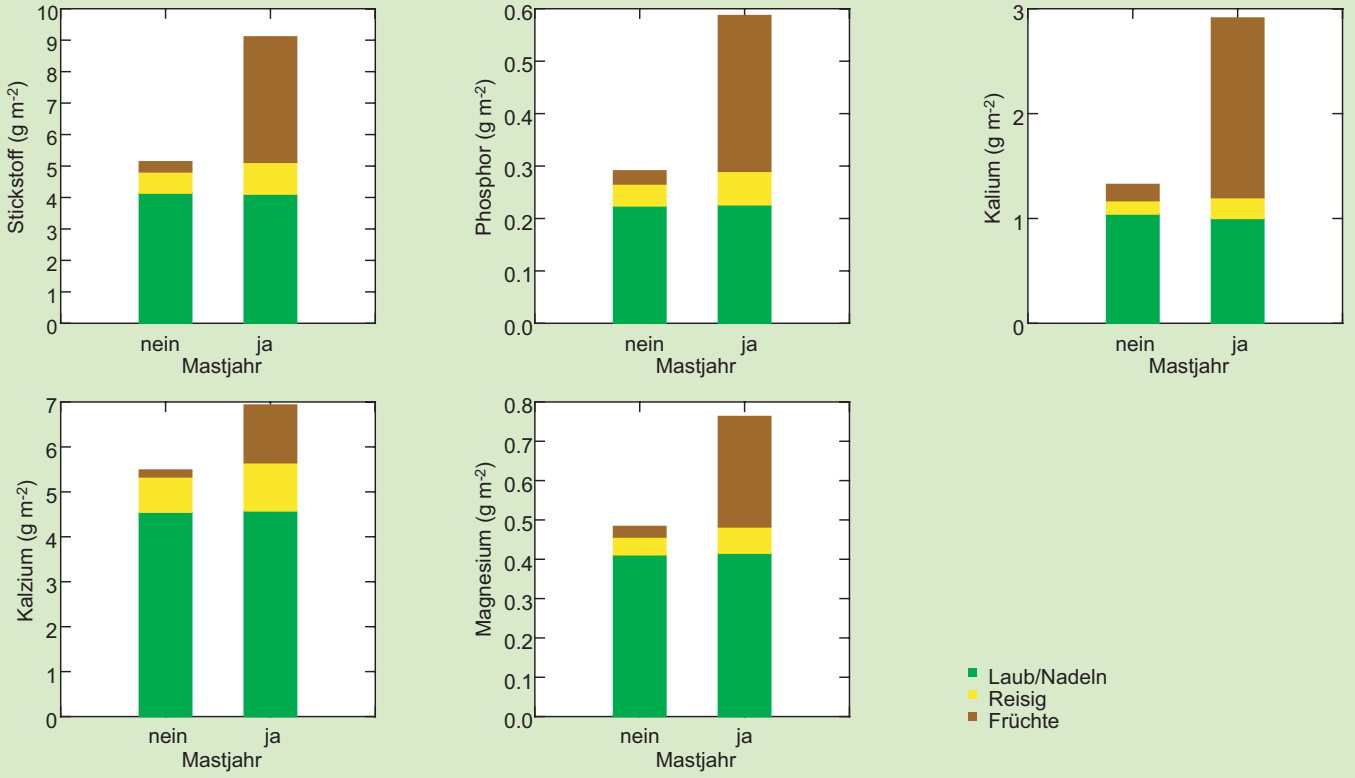


Abb. 128: Mittelwert der Nährstofffrachten in der oberirdischen Streu über die Jahre 2010-2014 (BB, BO, STA) bzw. 2005-2014 (alle übrigen Flächen).

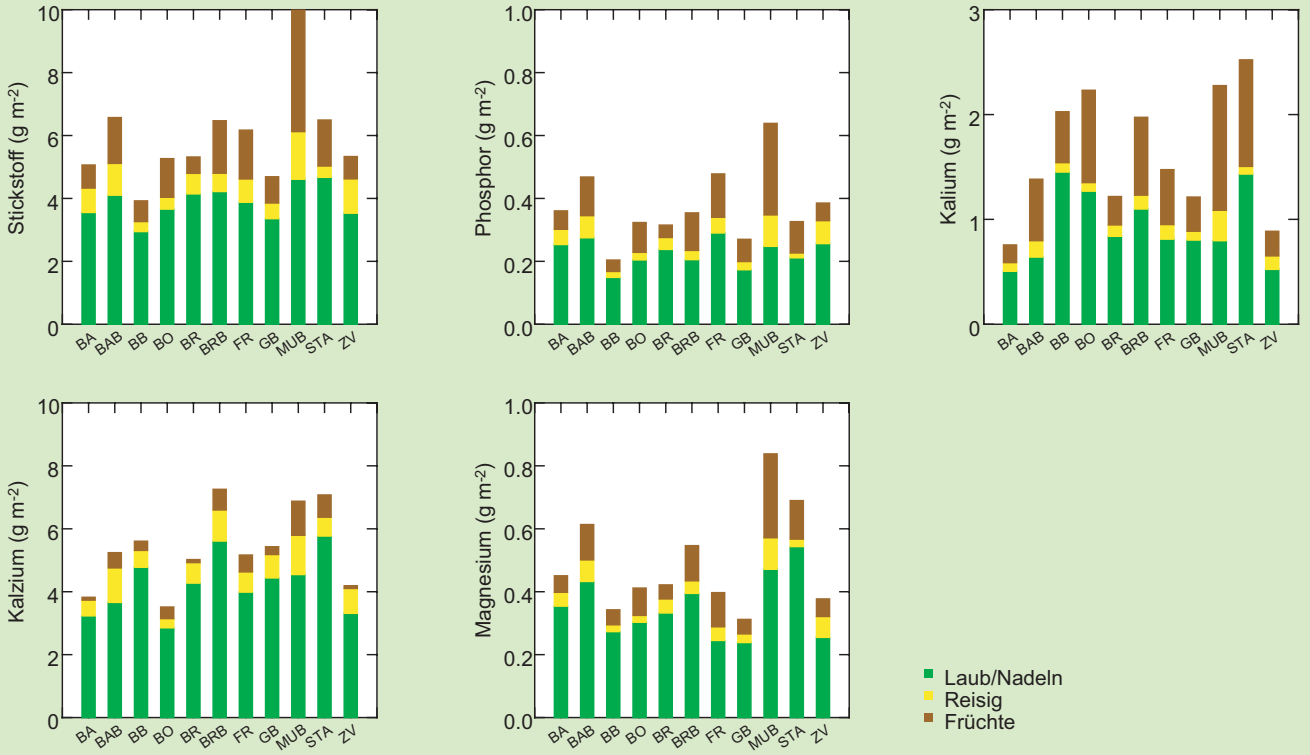
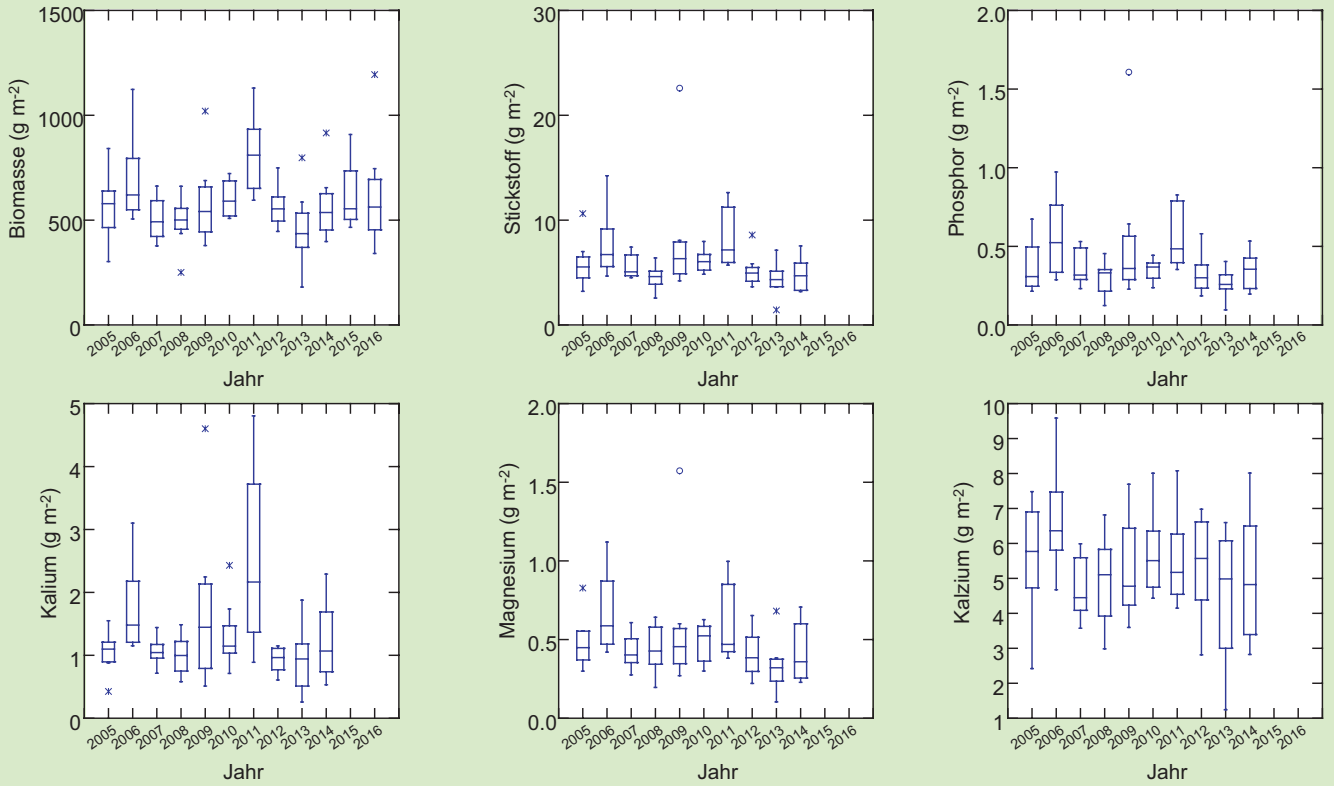


Abb. 129: Jahressummen der Frachten in der oberirdischen Streu über die Flächen mit längerdauernder Beobachtung.



10 Trockenheit

Trockenheit kann die Pflanzen entweder durch Kohlenstoffmangel infolge geschlossener Stomata („Verhungern“) oder durch Versagen des hydraulischen Systems („Verdursten“) beeinträchtigen (McDowell et al. 2008, O›Grady et al. 2013), wobei neuere Daten letztere Hypothese begünstigen (Fatichi et al. 2014). Oft spielt aber auch ein erhöhter Befall mit Schwächeparasiten eine Rolle (Desprez-Loustau et al. 2006).

Klimamodelle sagen voraus, dass Hitzesommer wie 2003 häufiger auftreten werden, und dass die Trockenperioden zunehmen werden (OcCC 2008, IPCC 2013). Um die Auswirkungen auf die Zukunft der Waldwirtschaft abschätzen zu können, ist es wichtig, dass bereits die heutige Trockenheitswirkung gut verstanden wird. Dies bedingt nicht nur eine Beschreibung der Auswirkungen des Hitzesommers 2003, die ausführlich erfolgt ist (Cias et al. 2005, Leuzinger et al. 2005). Es bedingt auch, dass die Trockenheit mit geeigneten Mitteln quantifiziert wird. Diese Fragestellung wurde in einem Projekt im Rahmen von «Wald und Klima» bearbeitet. Detailinformationen finden sich im Schlussbericht des Projektes (Braun 2015).

10.1 Wasserfluss im Stamm

Die Jahre 2015 und 2016 waren gekennzeichnet durch ein nasses Frühjahr und einen sehr heissen und trockenen Sommer. Die Wasserhaushaltsmodellierung zeigt für ein Beispiel in der Nordwestschweiz (Riehen Maienbühl) Verhältnisse von aktueller zu potentieller Evapotranspiration von nahe Null im Sommer 2015 (Abb. 130). In der Eichenfläche Möhlin waren während der Trockenperiode Sonden zur Messung des Wasserflusses im Stamm (Stammflusssonden) und des Wasserpotentials im Stamm (Psychrometer) installiert. Obwohl die Bodenwassersonden kein pflanzenverfügbares Bodenwasser mehr anzeigten (ab Mitte Juli in allen Tiefen >4.2 pF, d.h. < -1.5 MPa Wasserpotential), und das Stammwasserpotential recht tiefe Werte erreichten (Abb. 131), wurde die Wasserverdunstung nur etwa auf die Hälfte eingeschränkt (Abb. 132). Dies stimmt überein mit Ergebnissen von Leuzinger et al. (2005) und Zweifel et al. (2009), die zeigen, dass Eichen ihre Spaltöffnungen unter Trockenheit lange offen halten.

Foto 39: Stammpsychrometer zur Messung des Wasserpotentials im Stamm.



Abb. 130: Verhältnis zwischen aktueller und potentieller Evapotranspiration in der Fläche Riehen Maienbühl, berechnet mit Wasim-ETH.

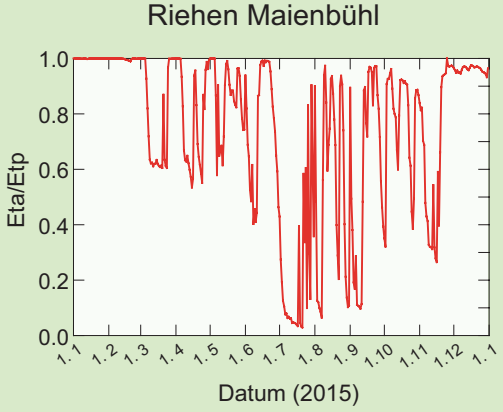


Abb. 131: Stammwasserpotential in einer Traubeneiche (obere Grafik) und Bodenwasserpotential (untere Grafik) in der Eichenfläche Möhlin.

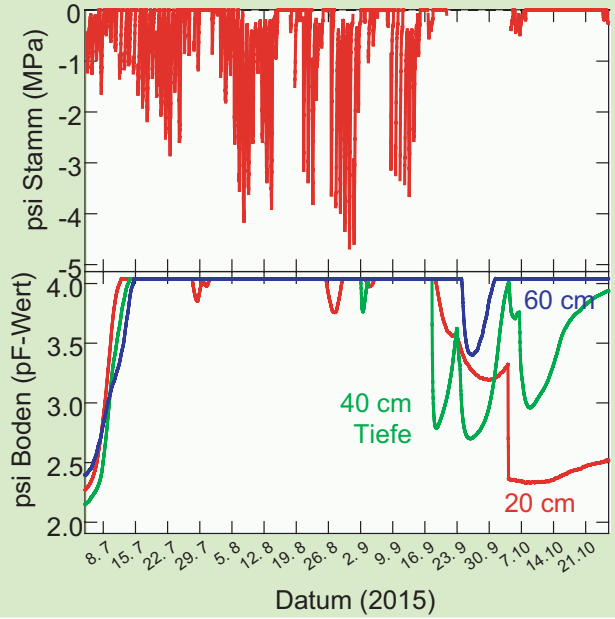
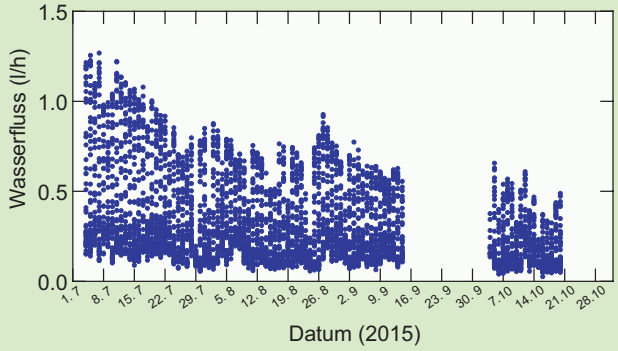


Abb. 132: Wasserfluss im Stamm der gleichen Eiche wie in Abb. 131.



10.2 Tiefe der Wasseraufnahme

Die Stammflussmessungen in der Eichenfläche in Möhlin, die einen messbaren Wasserverbrauch zeigen, obwohl in den obersten 60 cm des Bodens kein pflanzenverfügbares Wasser mehr nachweisbar ist, lassen vermuten, dass das verdunstete Wasser aus tieferen Bodenschichten kommen muss. Das zeigen Messungen des Bodenwassergehaltes bis 2 m Tiefe in der Eichenfläche Allschwil (Abb. 133): rund 10% des aufgenommenen Wassers stammt aus der Tiefenstufe 1.8-2 m.

Auf die Bedeutung tieferer Bodenschichten deutet auch die Beobachtung von massiven Trockenschäden an Flaumeichen in der Gegend von La Sarraz (VD) (Foto 40). Dieser Standort zeichnet sich dadurch aus, dass der Untergrund aus kompaktem, nicht erschliessbarem, Kalkstein besteht. Die Wasserspeicherkapazität des Bodens beträgt 140 mm, was an der Grenze zwischen mittlerem und geringem Speichervermögen liegt (Foto 41). Ist der Wasserspeicher aufgebraucht, haben Bäume wie im Fall La Sarraz, keine Möglichkeit tiefere Bodenschichten zu erschliessen um sich mit Wasser zu versorgen. So können selbst Flaumeichen, die als toleranter gegenüber Trockenheit gelten, gestresst werden. Die Auswertung der Isotopenanalysen in Xylemwasser der Gipfeltriebe wird noch detailliertere Ergebnisse über die Tiefe der Wasseraufnahme liefern (Kap. 10.5).

Abb. 133: Wassersättigungsdefizit in verschiedenen Bodentiefen der Eichenfläche Allschwil.

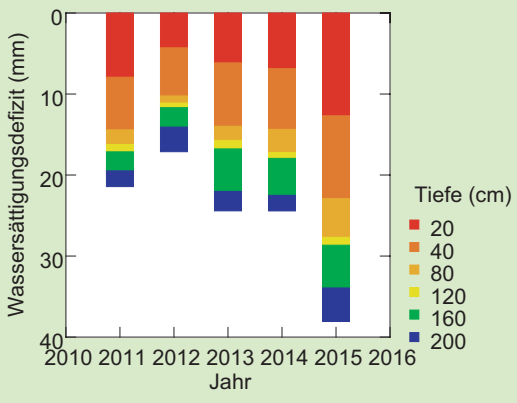




Foto 40: Bestand von Flaum- und Traubeneichen in La Sarraz (VD) mit starken Trockenschäden. Im Bildvordergrund der Rand eines Kalksteinbruchs.



Foto 41: Bodenprofil in der Eichenfläche La Sarraz. Nutzbare Feldkapazität: 140 mm.

10.3 Trockenheitsindikatoren

Der Sommer 2003 war nicht nur durch eine langandauernde Trockenperiode gekennzeichnet, sondern auch durch erhöhte Temperaturen und damit durch ein erhöhtes Wasserdampfsättigungsdefizit der Luft. Regenmengen allein sind deshalb kein geeigneter Indikator, um die zukünftige Trockenheit an einem Standort zu prognostizieren. Ein geeignetes Hilfsmittel zur Risikoabschätzung stellen Bodenwassermodelle dar, die die Ergebnisse von Klimaszenarien hinsichtlich Trockenheitsbelastung für den Wald besser quantifizieren können (Granier et al. 2000, Schulla 2013).

Bei Trockenheit wird die Transpiration und damit auch die gesamte Evapotranspiration eingeschränkt. Verhältnisse aktueller zu potentieller Transpiration (Ta/Tp) oder aktueller zu potentieller Evapotranspiration (ETa/Etp) sind deshalb geeignete, häufig verwendete Trockenheitsindikatoren. Voraussetzung für die Berechnung dieser Verhältnisse ist die Definition einer Grenze für das Bodenwasser, bei dem die Transpiration eingeschränkt wird. Das kann die relative Sättigung wie bei Granier et al. (2000) oder ein Bodenwasserpotentialwert wie bei WaSiM-ETH (Schulla 2013) sein. Das heisst, dass die Berechnung von Trockenheitsrisiken Kenntnisse über den Wasserhaushalt des Bodens voraussetzt. Allerdings muss man sich dabei bewusst sein, dass eine Einschränkung der Transpiration nicht gleichbedeutend ist wie eine Einschränkung des Wachstums (Fatichi et al. 2014) oder einer Erhöhung der Mortalität.

Hydrologische Modelle berechnen Verdunstung, Bodenwassergehalte und Bodenwasserpotentiale in einer zeitlich hohen Auflösung. Für einen Vergleich mit Effektparametern wie dem Wachstum von Bäumen ist jedoch meist eine Zusammenfassung für ganze Vegetationsperioden oder Teilen davon sinnvoller. In Niedersachsen erklärten die Faktoren Wasserverfügbarkeit im Vorjahressommer, Bodenfeuchte im vorangehenden Winter und Austrocknungsgeschwindigkeit im Frühsommer zu mehr als 50 % den Wachstumsverlauf der Buchen seit 1960 (Fleck et al. 2010). Für

die Beschreibung von Trockenheitseffekten können verschiedene Indikatoren verwendet werden, die einen Bezug zum Wasserhaushalt von Bäumen oder Beständen haben, z.B. mittlerer relativer Bodenwassergehalt, mittleres Bodenwasserpotential, Anzahl Tage, an denen die Trockenheit einen bestimmten Grenzwert überschreitet, Verhältnis zwischen aktueller und potentieller Evapotranspiration in der Vegetationszeit.

Die Wahl des Indikators hängt davon ab, welcher Effekt betrachtet wird. So fanden Granier et al. (2000) eine Beziehung zwischen dem relativen pflanzenverfügbaren Wasser (REW, relative extractable water, d.h. nFK in einer Relativskala von 0 bis 1) und der mittels Stammfluss gemessenen Kronenleitfähigkeit, die für verschiedene Baumarten Gültigkeit hatte (*Quercus petraea, Fagus sylvatica, Abies bornmulleriana, Picea abies, Pinus pinaster*). Sie fanden einen Grenzwert für verminderte Kronenleitfähigkeit bei REW=0.4. Grigoryan et al. (2010) verglichen drei verschiedene Indices: eine Differenz zwischen ETa und ETp mit Schwellenwert, einen relativen Bodenwassergehalt ähnlich wie Granier sowie die nach Durchwurzelungsintensität gewichtete Wasserspannung im Wurzelraum. Die Autoren verwendeten das hydrologische Modell WaSiM-ETH. Klap et al. (2000) berechneten das Verhältnis zwischen aktueller und potentieller Transpiration (Ta/Tp), um das Trockenheitsrisiko in deutschen Wäldern zu schätzen. Sie werteten dieses Verhältnis als Mittelwert über die Zeitperiode 1987-1995. Jahresmittelwerte >0.95 werden als sehr feucht, von <0.6 als sehr trocken eingestuft.

In der Landwirtschaft wird häufig ETa/ETp als Indikator eingesetzt (Doorenbos und Kassam 1979). Fuhrer und Jasper (2009) wendeten diesen Indikator für die Schweizer Landwirtschaft an. Sie wählten einen Schwellenwert von 0.8 für das mittlere Verhältnis während der Vegetationsperiode, um Trockenstress zu charakterisieren.

10.3.1 Verwendete Trockenheitsindikatoren

Daten des Stammzuwachses (Kap. 5), des Triebwachstums (Kap. 4.1), der Kronenverlichtung (Kap. 2.1 und der Mortalität (Kap. 2.2) wurden verwendet, um verschiedene Indikatoren zu testen. Für Details zur Auswertung sei auf den Schlussbericht des Projektes (Braun 2015) verwiesen. Nachstehend sind nur die wichtigsten Schlussfolgerungen ausgeführt.

Trockenheit wurde mit dem hydrologischen Modell WaSiM-ETH (Schulla 2013) quantifiziert. Dieses Modell berechnet die Evapotranspiration mit dem Penman-Monteith-Modell (Penman 1948) und die Bodenwasserspannung mit dem Richards-Modell (Richards 1931). Die Transpiration wird eingeschränkt, wenn das Bodenwasserpotential einen Schwellenwert, in den vorliegenden Berechnungen -35 kPa (pF=2.5), unterschreitet. Die Transpiration wird zusätzlich auch in staunassen Böden eingeschränkt (aktuell bei einem relativen Wassergehalt von >0.95). Folgende standortsspezifischen Eingangsdaten gehen in die Modellierung ein:

- Horizontweise Daten von Textur, Lagerungsdichte und organischen Kohlenstoff zur Berechnung der Porenverteilung
- Wurzeltiefe und -verteilung (konvex, konkav, linear). Für die Buchen wurde die in den Bodenprofilen beobachtete Wurzeltiefe eingesetzt. Bei den Fichten wurde sie für die Berechnungen auf maximal 60 cm beschränkt, da in früheren Auswertungen Trockenheitsindikatoren, die das Bodenwasser bis 60 cm berücksichtigen, besser mit dem Stammzuwachs korreliert waren als solche, die eine grössere beobachtete Wurzeltiefe beinhalteten (Braun et al. 2014).
- Vegetation: verschiedene Schichten definierbar (Baumschicht, Strauchschicht, Krautschicht). Jeder Schicht kann eine Pflanzenhöhe, ein Diffusionswiderstand und ein jahreszeitlicher Verlauf des LAI und der Durchwurzelung zugeordnet werden. Herleitung aus den Vegetationsaufnahmen.
- Meereshöhe
- Neigung und Exposition

Die Klimadaten (Temperatur, Luftfeuchtigkeit, Niederschlag, Strahlung, Windgeschwindigkeit) wurden durch Jan Remund (Meteotest) in täglicher Auflösung für die Einzelstandorte interpoliert. Als

Output werden Bodenwassergehalt, Bodenwasserspannung und Sickerwassermenge pro Horizont in täglicher Auflösung ausgegeben. Für eine Auswertung der Waldbeobachtung müssen diese Werte zu horizontübergreifenden Jahreswerten zusammengefasst werden. Gleiches gilt für Temperatur- und Niederschlagswerte. Mit den gewünschten Effektparametern wurden verschiedene Mittelungsperioden getestet.

Berechnet wurde das Verhältnis zwischen aktueller und potentieller Evapotranspiration (ETa/ETp) als Mittelwert oder als Schwellenwert, dessen Unterschreitung quantifiziert wurde. Zu Vergleichszwecken wurde auch das Verhältnis zwischen aktueller und potentieller Transpiration (Ta/Tp) berechnet.

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

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

2) SWB_{August}: Berechnung wie Site Water Balance nach Spellmann, aber Wert Ende August

3) $SWB_{minimum}$: Berechnung wie Site Water Balance nach Spellmann, aber tiefster erreichter Wert während der Vegetationsperiode.

4) $SWB_{August} - SWB_{April}$: Site Water Balance nach Grier und Running (1977), berechnet nach Zimmermann (http://www.wsl.ch/staff/niklaus.zimmermann/programs/amls/swb.aml): Aufsummierung der Differenz zwischen Niederschlag und Verdunstung als Monatsmittel, SWB August minus SWB April.

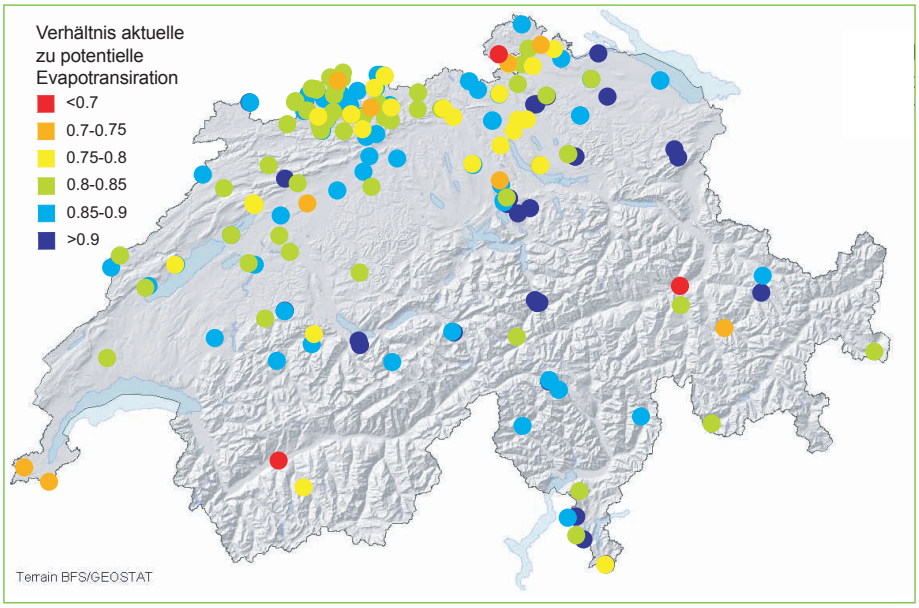
5) $SWB_{August} - SWB_{April}$: Site Water Balance: wie Punkt 4, jedoch auf Tagesbasis berechnet. Der Tageswert Ende April wurde vom Tageswert Ende August subtrahiert. Diese Version wurde in der Endauswertung bevorzugt, da sie bessere Regressionen ergab und etwas differenzierte Zahlen lieferte.

6) Da die SWB-Auswertungen nach Grier und Running z.T. erstaunlich gute Korrelationen mit den getesteten Vitalitätsparametern lieferte, obwohl bei diesem Indikator die nutzbare Feldkapazität des Bodens nicht mehr enthalten ist, wurde der Indikator $SWB_{minimum}$ (Punkt 3) noch in einer Variante ohne nFK berechnet.

Die Indikatorwerte wurden, sofern nichts anderes angegeben ist, über die ganze Vegetationsperiode gemittelt. Zusätzlich wurden verschiedene Mittelungsperioden getestet, die sich am Zeitpunkt des Blattaustriebs der Buche orientieren. Dieser wird von Meteo Schweiz jährlich beobachtet (Defila und Clot 2005). Die Daten von 18 phänologischen Beobachtungsstationen wurden durch jährliche Regressionen mit der Meereshöhe an die Walddauerbeobachtungsflächen angepasst.

In Abb. 134 ist der Mittelwert des Verhältnisses zwischen ETa und ETp über die ausgewertete Zeitperiode, 1981-2012, für die einzelnen Beobachtungsflächen dargestellt. Die trockenen Gebiete in der Nordschweiz, im Raum Genf und im Wallis sind bei dieser Auswertung deutlich erkennbar. Im Kanton Graubünden gibt es auch trockene Regionen. Abb. 135 zeigt den gleichen Indikator in der zeitlichen

Abb. 134: Modelliertes Trockenheitsrisiko für IAP-Dauerbeobachtungsflächen als Verhältnis aktueller zu potentieller Evapotranspiration (Mittelwert über die Jahre 1981-2012, jeweils Vegetationsperiode).



Entwicklung als Mittelwert (dicke grüne Linie), die feuchteste Fläche (Zugerberg Vordergeissboden, blaue Linie), die trockenste Buchenfläche (Riehen Ausserberg, orange Linie) und die trockenste Eichenfläche (Sion, rote Linie). In Abb. 136 ist der entsprechende zeitliche Verlauf für die Standortswasserbilanz nach Grier & Running dargestellt. ETa/ETp differenziert die Wuchsregionen zwar besser (die Fläche Sion ist mit diesem Indikator besser abgetrennt), aber der letztere Indikator zeigte die besseren Korrelationen mit dem Wachstum.

Nicht mit WaSiM-ETH berechnet wurden zwei Varianten des Trockenheitsindikators ETa/ETp, die im Rahmen des Projekts „Schätzung standortsspezifischer Trockenstressrisiken in Schweizer Wäldern" von Meteotest modelliert wurden (ETa/ETp complex und ETa/ETp simple: Remund 2011). Sie unterscheiden sich von der in WaSiM-ETH berechneten Grösse durch die der Berechnung der Evapotranspiration zugrundeliegende Formel. Bei der einfachen Version kam die Evapotranspiration nach Romanenko (1961) zur Anwendung, bei der komplexen diejenige nach Shuttleworth (1993 und 2007), während WaSiM-ETH die Evapotranspiration nach Penman-Monteith (Penman 1956) berechnet. Sie wurden über die Vegetationsperiode gemittelt in die Auswertungen eingesetzt.

Das Wasserhaushaltsmodell WaSiM-ETH wurde nicht nur für die Zeitperiode 1981-2012 mit realen Klimadaten angewendet, sondern auch auf Klimaszenarien für die Zukunft. Die Modelldaten wurden ebenfalls von Meteotest in täglicher Auflösung für jede Beobachtungsfläche geliefert (Remund et al. 2014). Sie basieren auf drei Klimaszenarien, die im Rahmen des Projekts „ENSEMBLES" erarbeitet wurden (Hewitt und Griggs 2004) oder auf das Max-Planck Institut für Meteorologie zurückgehen (Keuler et al. 2009). Ausgewählt wurden die Szenarien CLM, RCA und REGCM3. Es wurden die gleichen Indikatoren verwendet wie zur Datenanalyse der Stammzuwachs- und der Mortalitätsdaten (vgl. Abschnitt Statistik).

Wegen der Schwierigkeiten, die Klimaabhängigkeit des Blattaustriebs der Buche zu modellieren (vgl. Kap. 11.2) wurde mit Daten aus dem phänologischen Beobachtungsnetz der Meteo Schweiz (Defila und Clot 2005) ein einfacheres Modell hergeleitet, das lediglich auf dem Jahresmittelwert der Temperatur basiert:

$$Austrieb_{Buchen} = 157.2 - 4.329 * T_{0403} - 0.05649 * \frac{KN - 200000}{1000}$$

$$Blattfall_{Buchen} = 264.9 + 1.985 * T_{0403}$$

$$Austrieb_{Fichten} = 154.0 - 3.6228 * T_{0403} + 0.01216 * HOEHE$$

wobei T_{0403} das Jahresmittel der Temperatur vom April des Vorjahrs bis März des laufenden Jahres ist, KN die Schweizer Koordinaten in Nord-Süd-Richtung und HOEHE die Höhe über Meer in m.

Dieses Modell wurde schliesslich bei den Klimaszenarien für die Definition der Vegetationsperiode angewendet. Für das in WaSiM-ETH eingebaute Phänologiemodell konnte bis jetzt keine taugliche Parametrisierung gefunden wurde. Die Modellrechnungen wurden deshalb mit dem fixen Datum durchgeführt.

Abb. 135: Modelliertes Verhältnis zwischen aktueller und potentieller Evapotranspiration über die ganze Vegetationsperiode: zeitlicher Verlauf des Mittelwertes über alle Beobachtungsflächen (grüne Linie) sowie drei Beispiele.

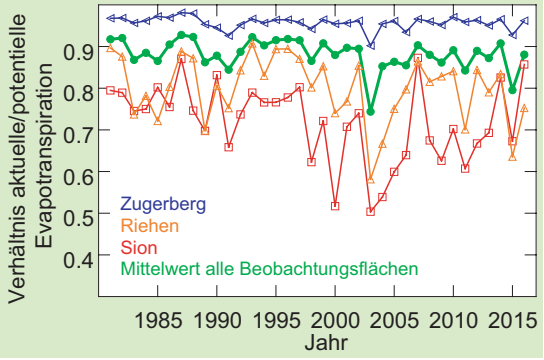
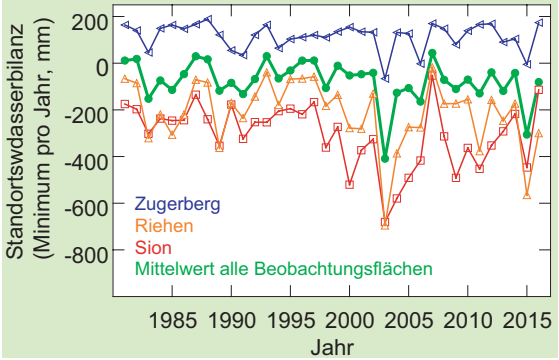


Abb. 136: Zeitlicher Verlauf der minimalen Standortswasserbilanz: Mittelwert über alle Beobachtungsflächen (grüne Linie) sowie drei Beispiele.



10.3.2 Vergleich der Indikatoren

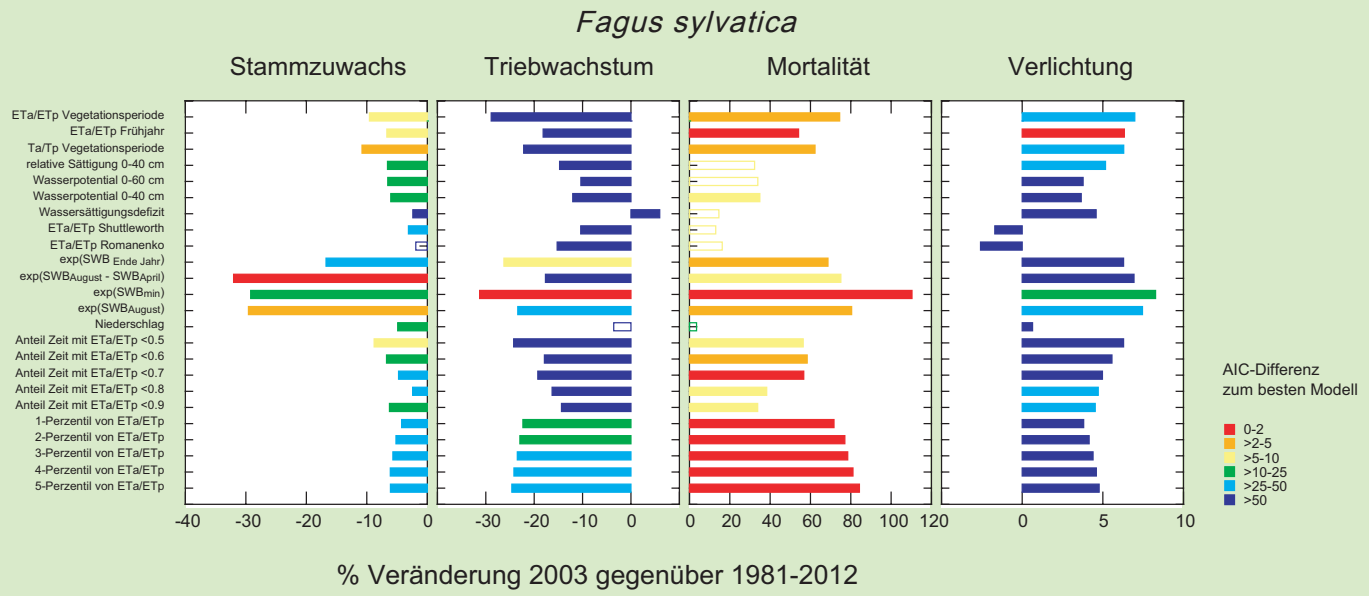
Aus den Regressionsergebnissen wurden Koeffizienten zur Quantifizierung des Trockenheitseffektes gewonnen. Mit Hilfe dieser Koeffizienten wurde für jeden Trockenheitsindikator berechnet, wie hoch die Schätzung von Wachstum, Mortalität und Kronenverlichtung für das Trockenjahr 2003 im Vergleich zur ganzen beobachteten Zeitperiode ausfiel. Dieser Relativwert erlaubte einen direkten Vergleich der verschiedenen Indices. Abb. 137 fasst die aus den Koeffizienten geschätzten trockenheitsbedingten Veränderungen im Jahr 2003 für die Buche zusammen, Abb. 138 für die Fichte. Die Säulen sind gemäss dem AIC-Wert eingefärbt (je röter, umso besser war die Regression). Nichtsignifikante Regressionen sind durch leere Säulen gekennzeichnet. In der Regel bedeutet ein besseres Regressionsergebnis auch eine stärkere Schätzung der Veränderung, im Einzelfall gibt es jedoch auch Abweichungen davon.

Es gibt keinen eindeutig besten Trockenheitsindikator für alle Vitalitätsparameter. Gut schneiden Indikatoren der Standortswasserbilanz (Site Water Balance) beim Stammzuwachs und beim Triebwachstum ab, aber auch bei der Mortalität der Buche. Die Mortalität der Fichte ist am besten mit dem Verhältnis ETa/ETp im Frühjahr korreliert.

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

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

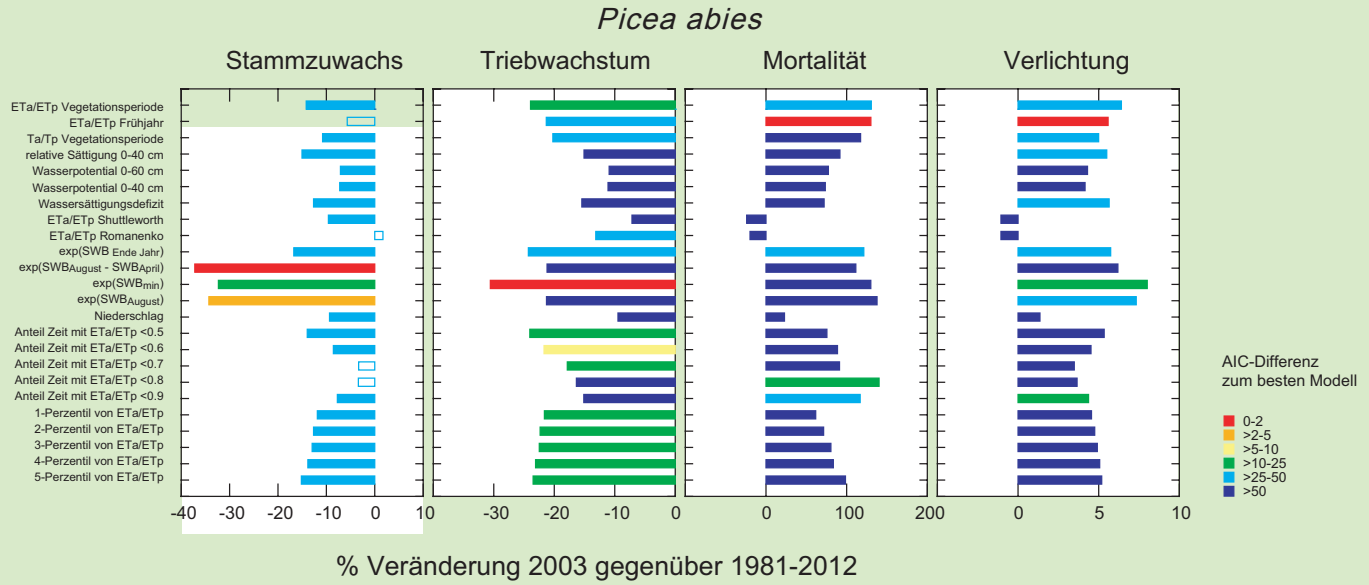
Abb. 137: Vergleich der verschiedenen Trockenheitsindikatoren für die vier getesteten Vitalitätsparameter bei Buchen. Angegeben ist die trockenheitsbedingte Veränderung im Jahr 2003 im Vergleich zur gesamten Beobachtungsperiode. Rot sind die Säulen mit tiefem AIC (gute Regression) und blau diejenigen mit hohem AIC (schlechte Regression). Wenn die Säule nicht ausgefüllt ist, war die entsprechende Regression nicht signifikant.

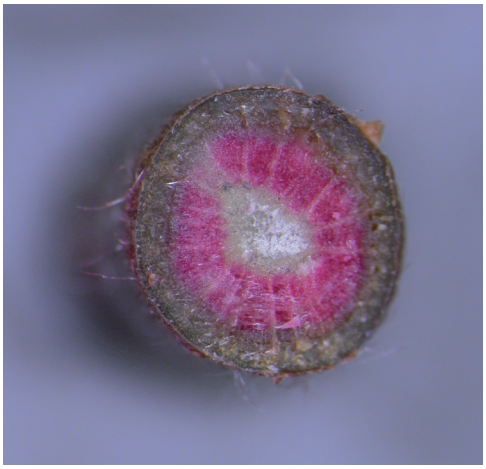


Indikatoren schätzen die trockenheitsbedingte Veränderung im Jahr 2003 um ca. 5-7%.

Aufgrund der Regressionen wird geschätzt, dass 2003 in den Beobachtungsflächen der Stammzuwachs bei Buchen um 32% und bei den Fichten um 36% vermindert war. Bei den Buchen stimmt dieser Wert sehr gut mit der mit der multivariaten Auswertung (Kap. 5.2) ermittelten Schätzung für eine trockenheitsbedingte Wachstumsreduktion von 30.2%, während er für die Fichte höher ist (23.2% Reduktion im multivariaten Modell). Cias et al. (2005) kamen zum Schluss, dass der Verlust der Bruttoprimärproduktion für das Jahr 2003 europaweit etwa 30% betrug. Diese hier hergeleiteten quantitativen Beziehungen werden nachfolgend mittels der Klimaszenarien in die Zukunft projiziert.

Abb. 138: Vergleich der verschiedenen Trockenheitsindikatoren für die vier getesteten Vitalitätsparameter bei Fichten. Angegeben ist die trockenheitsbedingte Veränderung im Jahr 2003 im Vergleich zur gesamten Beobachtungsperiode. Rot sind die Säulen mit tiefem AIC (gute Regression) und blau diejenigen mit hohem AIC (schlechte Regression). Wenn die Säule nicht ausgefüllt ist, war die entsprechende Regression nicht signifikant.





Kavitation: Wasserleitende Gefässe wurden mit einem roten Farbstoff markiert. Links: praktisch embolliefreier Buchenast, rechts: Ast mit stark eingeschränkter Wasserleitfähigkeit.



10.3.3 Gleichungen für die Bewertung des Trockenstresses in Klimaszenarien

Für die Anwendung in Klimaszenarien wurde aus den Regressionsergebnissen folgende Gleichungen zur Berechnung des Zuwachses und der Mortalität hergeleitet:

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

$$Zuwachs_{Buchen} = 100 * (0.0543 + 0.08857 * ESWB)^2 \quad (5)$$

$$Zuwachs_{Fichten} = 100 * (0.01407 + 0.1176 * ESWB)^2 \quad (6)$$

Mortalität mit Gleitmitteln der Trockenheit über mehrere Jahre (% pro Jahr)

$$Mortalität_{Buchen}(\%) = 100 * \frac{e^{(-2.342\ -3.994*KWBAVG2-0.00326*HOEHE)}}{1+e^{(-2.342\ -3.994*KWBAVG2-0.00326*HOEHE)}} \quad (7)$$

$$Mortalität_{Fichten}(\%) = 100 * \frac{e^{(5.761-15.15*ETAETPFAVG3)}}{1+e^{(5.761-15.15*ETAETPFAVG3)}} \quad (8)$$

mit:

SWB:	Site Water Balance nach Grier & Running (Differenz Ende August – Ende April)
SWBA:	Site Water Balance nach Spellmann Ende August (exponentialtransformiert)
REGEN:	Niederschlag während Vegetationsperiode
ETV50:	Anteil Zeit mit ETa/ETp <0.5
ETV75:	Anteil Zeit mit ETa/ETp <0.75
ETV80:	Anteil Zeit mit ETa/ETp <0.8
ETV90:	Anteil Zeit mit ETa/ETp <0.9
ETaF/ETpF:	Evapotranspirationsverhältnis (Frühjahr)
8PZ (ETa/ETp):	8-Perzentilwert des Evapotranspirationsverhältnisses über die Vegetationsperiode
KWBAVG2:	2-Jahresmittel der klimatischen Wasserbilanz nach Spellmann, Minimum pro Vegetationsperiode (exponentialtransformiert)
HOEHE:	Meereshöhe (m)
ETAETPFAVG3:	3-Jahresmittel des Frühjahrs-Evapotranspirationsverhältnisses

Bei der Schätzung der Mortalität muss allerdings berücksichtigt werden, dass die beobachteten Daten in einem sehr tiefen Prozentbereich liegen, mit sehr vielen Nullen, und damit das logistische Modell nicht sehr gut extrapolieren kann.

10.3.4 Projektion in die Zukunft

Veränderungen des Klimas für die Zukunft wurden mit dem Szenario A1B und drei Zukünften (CLM, RCA und REGCM3) berechnet (Remund et al. 2016). Mittels Wasim wurden die Auswirkungen dieser drei Zukünfte auf die zukünftige Trockenheitsbelastung der Walddauerbeobachtungsflächen modelliert. Mit Gleichungen 5 bis 8 wurden Stammwachstum und Mortalität für die reale Zeitperiode 1981-2012 sowie für die modellierte Periode 1981-2099 in jährlicher Auflösung berechnet. Um die Veränderungen quantitativ zu dokumentieren, wurden zudem die Ergebnisse für die Periode 2045-2074 mit der realen Periode 1981-2012 verglichen.

Das Modell CLM lieferte für die historische Periode 1981-2012 die realistischsten Werte. Gleichzeitig ist es von den geprüften Modellen dasjenige mit den stärksten Veränderungen in der Zukunft. Detaillierter angeschaut wurden die Veränderungen für die Zeitperiode 2045-2074. Die Extrapolation der Regressionsergebnisse zwischen Trockenheit und Wachstum für diese Zeitperiode lässt eine mittlere Zuwachsreduktion pro Standort von bis zu 33% für Buchen und von 28% für Fichten erwarten. Bei diesen Berechnungen wurde davon ausgegangen, dass eine erhöhte Temperatur sich bei den Fichten in einer Wachstumssteigerung auswirkt, was spätere Auswertungen in Frage stellen. Die trockenheitsbedingte Erhöhung der Mortalität ist bei den Fichten deutlich höher als bei den Buchen: im Extremfall steigt die Mortalität auf 17.7% (Fichten) bzw. auf 0.33% (Buchen).

Die Ergebnisse für Zuwachs und Mortalität sind nachstehend für das Modell CLM dargestellt (Abb. 139 und Abb. 140). Die Berechnungen zeigen, dass in den meisten Buchenflächen eine Wachstumsreduktion zu erwarten ist, während bei den Fichtenflächen der Flächenanteil mit einer erwarteten Wachstumszunahme etwas grösser ist. Für detailliertere Ergebnisse sei auf den Abschlussbericht des Projekts verwiesen (Braun 2015).

Abb. 139: Häufigkeitsverteilung der modellierten Veränderung des Zuwachses in der Zeitperiode 2045-2074 relativ zum heutigen Zuwachs mit dem Klimaszenario CLM.

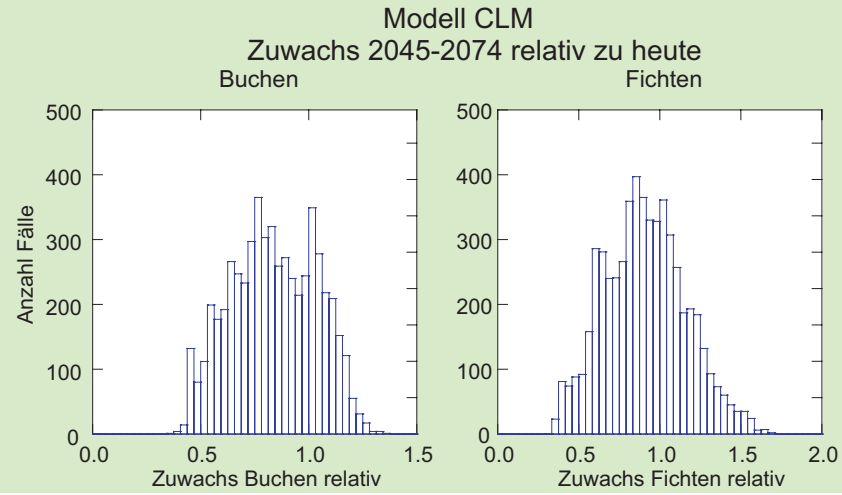
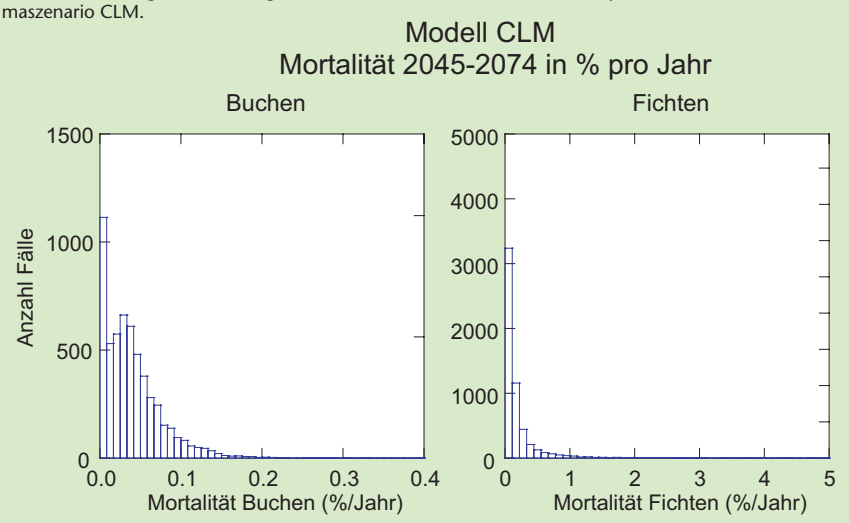


Abb. 140: Häufigkeitsverteilung der modellierten Mortalität in der Zeitperiode 2045-2074 mit dem Klimaszenario CLM.



10.4 Kohlenstoff- und Sauerstoffisotope in Jahrringen

Die Verhältnisse stabiler Isotope ($^{13}C/^{12}C$, $^{18}O/^{16}O$) in der Biomasse geben Auskunft über vorausgegangene Gaswechselprozesse (Scheidegger et al. 2000, Saurer und Siegwolf 2007) und damit über die physiologischen Reaktionsmuster auf Klimaeinflüsse. Angegeben werden die Differenzen zu Umgebungsbedingungen (Aussenluft, Wasser), wobei ein positiver Wert eine Anreicherung gegenüber der Referenz, ein negativer Wert eine Diskriminierung bedeutet. $\delta^{13}C$ ist ein Mass für das Verhältnis zwischen der CO_2-Konzentration im Innern der Stomata (c_i) und in der Aussenluft (c_a) (Farquhar et al. 1989). $\delta^{18}O$ ist abhängig von der Zusammensetzung des Bodenwassers und der Anreichung durch Transpiration (Scheidegger et al. 2000). Die Analyse stabiler Isotope wurde z.B. in Jahrringen angewendet, um Klimaeinflüsse zu rekonstruieren (Schleser et al. 1999, McCarroll und Loader 2004). Dabei wird zwischen Früh- und Spätholz unterschieden (Lévesque et al. 2014b). Frühholz wird zum grossen Teil aus C-Reserven des Baums aufgebaut und enthält Isotopensignale von vorhergehenden Jahren, während Spätholz aus den aktuell gebildeten Assimilaten gebildet wird.

Bei Durchforstungen angefallene Stammscheiben aus den Walddauerbeobachtungsflächen boten sich für eine solche Analyse der stabilen Isotope an. Ziel der Untersuchungen war ein besseres Verständnis der Gaswechselprozesse bei Trockenheit, ein Artvergleich der Wassernutzungseffizienz und ein Test von Trockenheitsindikatoren. Die Daten sind auch eine wertvolle Ergänzung der anlässlich der letzten Asternte in Xylemwasser und Biomasse durchgeführten Analyse von stabilen Isotopen. Die Auswertung des letzteren Datensets ist im Gange (Siegwolf et al. 2016).

10.4.1 Probenumfang und Berechnungen

Es lagen 98 Proben von drei Baumarten vor (Tab. 13). In diesen Stammscheiben wurden Proben aus den Jahrringen 1988, 1991, 1995, 2003 und 2006 entnommen. Die Endauswertung wurde bei Buchen und Fichten auf Proben aus dem Frühholz beschränkt, bei den Eichen war diese Differenzierung nicht möglich.

Die intrinsic water use efficiency (WUEi) ist definiert als Verhältnis zwischen Netto-Photosynthese A und stomatärer Leitfähigkeit gegenüber Wasser, g_{H2O}:

$$WUE_i = \frac{A}{g_{H2O}}$$

Sie berechnet sich aus den gemessenen $\delta^{13}C_{Baum}$ nach folgender Gleichung (Saurer und Siegwolf 2007):

$$WUE_i = \frac{c_a(b - (\delta^{13}C_{atm} - \delta^{13}C_{Baum}))}{1.6(b - a)}$$

mit:
a=4.4
b=27
Die Referenzwerte für $\delta^{13}C_{atm}$ und für c_a wurden aus den jährlichen Messwerten von Mauna Loa (http://scrippsco2.ucsd.edu/data/mlo) entnommen.

Die $\delta^{13}C$ und $\delta^{18}O$-Daten wurden nach dem Konzept von Scheidegger et al. (2000) ausgewertet. Gemäss diesem Konzept kann sich Trockenheit folgendermassen auswirken:

- Tiefere Luftfeuchtigkeit kann zu einer Erhöhung des $\delta^{18}O$ führen (-> negative Korrelation mit der relativen Luftfeuchtigkeit, RH). Unter diesen Bedingungen schliessen die Stomata, was zu einer Zunahme des $\delta^{18}O$-Wertes führt (Oren et al. 1999). Eine Erniedrigung des $\delta^{18}O$ (was einer Zunahme der stomatären Leitfähigkeit entsprechen würde) ist dagegen unplausibel.
- Reduktion der stomatären Leitfähigkeit kann zu einer Erhöhung des $\delta^{13}C$ (→ negative Korrelation mit RH) oder zu einer Erhöhung des $\delta^{18}O$ führen.
- Eine Erniedrigung des $\delta^{13}C$ bei gleichbleibendem $\delta^{18}O$ deutet auf eine Verringerung der Photo-

synthese bei gleichbleibender stomatärer Leitfähigkeit.

Es kann auch nur der eine, der andere oder keiner der genannten Effekte auftreten.

Das Holz von Jahrringen wird über den ganzen Sommer gebildet und repräsentiert verschiedene Witterungssituationen während der gesamten Wachstumsperiode (Lévesque et al. 2014b). Es ist deshalb nicht unbedingt zu erwarten, dass die Isotopen im Holz mit einem durchschnittlichen Trockenheitsindikator in sinnvolle Relation zu setzen sind. Deshalb wurden Trockenheitsindikatoren über verschiedene Zeitperioden gemittelt, ausgehend vom Blattaustrieb der Buche.

Als Trockenheitsindikatoren wurden von den in Kap. 10.3 aufgelisteten Indikatoren Evapotranspirationsverhältnis und Standortswasserbilanz ausgewählt und über verschiedene Perioden der Vegetationsperiode aufsummiert. Die Perioden zur Aufsummierung starteten bei 10, 5 oder 0 Tage vor bzw. 5, bzw. 10 Tagen nach dem Austriebsdatum der Buche und endeten 25, 30, 35, 40, 50, 60 oder 80 Tage nach dem Austriebsdatum. Beide Trockenheitsindikatoren nehmen höhere Werte an bei besserer Wasserversorgung.

Die Auswertungen wurden für die Baumartenguppen (Buchen, Fichten, Eichen) getrennt durchgeführt. $\delta^{13}C$, $\delta^{18}O$ und WUE wurden als abhängige Variablen in Beziehung zu den genannten Trockenheitsindikatoren jeweils für das Vorjahr und das laufende Jahr gesetzt. Dies ergab 13 Varianten pro Indikatorengruppe und Baumart (5 Varianten für den Beginn der Vegetationsperiode und 7 Varianten für die Dauer), wobei nicht alle möglichen Kombinationen getestet wurden. Der Vergleich der Ergebnisse basierte auf den t-Werten der Regressionen, deren absoluter Wert die Stärke der Korrelation angibt.

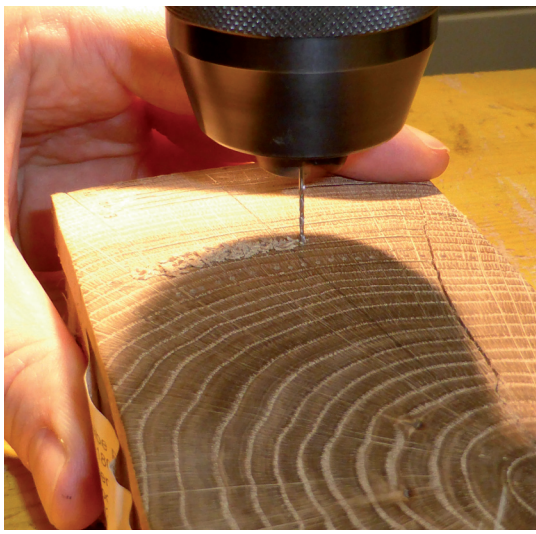


Foto 42: Probenentnahme aus Jahrringen.

Tab. 13: Für Isotopenanalyse verwendete Standorte.

Standort-nummer	Standort	Buchen	Fichten	Eichen	ETa/ETp Vegetations-periode 1981-2015	Minimale Standorts-wasserbilanz 1981-2015
1008	Allschwil	6			0.89	-89
1009	Allschwil		6	2	0.84	-219
1015	Liestal	5			0.90	-111
1018	Zunzgen			2	0.85	-237
1037	Hauenstein	5	5		0.91	-4
1039	Aeschi	5	5		0.92	-2
1046	Möhlin Unterforst		5		0.83	-162
1061	Rafz	4			0.83	-204
1069	Wallisellen			1	0.82	-117
1074	Bachtel	4			0.95	84
1075	Bachtel		5		0.95	30
1091	Busswil		5		0.86	-26
1104	Leissigen	3			0.96	76
1113	Braunau		5		0.93	26
1118	Oberschrot	5	5		0.86	31
1122	Sagno	2	1		0.95	-117
1157	Allschwil			2	0.88	-84
1171	Rheinau			1	0.89	-190
1174	Diessenhofen			1	0.76	-320
1178	Sion			2	0.72	-305
1180	Bonvillars			4	0.90	-39
1191	Tomils			2	0.86	-60
Total		39	42	17		

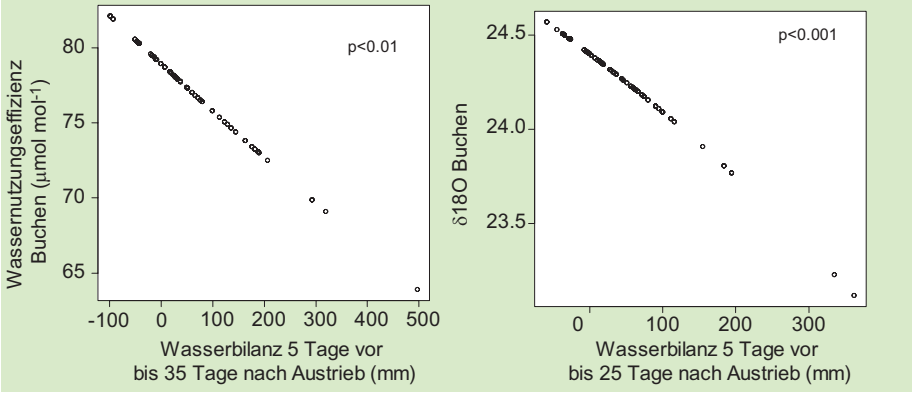
10.4.2 Ergebnisse der Isotopenanalysen

Bei den Buchen ergaben die Indikatoren der Wasserbilanz im laufenden Jahr bessere Korrelationen als die Indikatoren des Evapotranspirationsverhältnisses. Das gilt für alle drei ausgewerteten Indikatoren (WUE, $\delta^{13}C$, $\delta^{18}O$). Für WUE und $\delta^{13}C$ war eine Mittelung über die Zeitperiode 10-60 Tage nach Blattaustrieb der Buche am besten, während die für $\delta^{18}O$ optimale Periode 5-10 Tage vor Blattaustrieb der Buche begann und bis zu 80 Tage danach endete (bester Wert bei 25 Tagen). ETa/ETp im Vorjahr ist zwischen -5 und 80 Tagen mit WUE am besten korreliert. $\delta^{18}O$ zeigt die besten Beziehungen mit der Standortswasserbilanz des Vorjahrs. Beide Beziehungen des Vorjahrs sind negativ mit zunehmender Trockenheit, was als Zunahme der stomatären Leitfähigkeit zu interpretieren und entweder als Kompensation oder als unplausibel einzustufen ist.

Bei den Fichten zeigten die Trockenheitsindikatoren des laufenden Jahres weder mit WUE, $\delta^{13}C$ noch mit $\delta^{18}O$ signifikante Beziehungen. Die Wasserbilanz des Vorjahrs in der Periode 10-60 Tage nach Blattaustrieb der Buche war knapp signifikant mit WUE bzw. $\delta^{13}C$ korreliert. Dagegen zeigte ETa/ETp des Vorjahrs deutlich signifikante Korrelationen mit $\delta^{18}O$, wobei die Periode 5-40 Tage nach Blattaustrieb der Buche am besten abschnitt.

Bei den Eichen war die Standortswasserbilanz des Vorjahrs signifikant negativ mit WUE korreliert. Für die Aufsummierung am besten war die Periode zwischen 10 und 40 Tagen nach Blattaustrieb der Buche. Die Beziehung von $\delta^{18}O$ mit ETa/ETp des Vorjahrs hat ein unplausibles Vorzeichen.

Abb. 141: Visualisierung der signifikanten Regressionen bei der Buche, links mit WUE, rechts mit $\delta^{18}O$.



Einen Überblick über die beobachteten Veränderungen der Isotopenkonzentrationen bei zunehmender Trockenheit und eine Bewertung nach dem Konzept von Scheidegger et al. (2000) gibt Tab. 14. Am deutlichsten sind die Reaktionen bei der Buche. Die Ergebnisse weisen darauf hin, dass Trockenheit im Jahr der Jahrringbildung (Frühholz!) einen Spaltenschluss verursacht. Trockenheit im Vorjahr führt möglicherweise zu einer Kompensation im laufenden Jahr (erhöhte stomatäre Leitfähigkeit). Bei den Fichten zeigen die Isotopen keine Beziehung zur Witterung des laufenden Jahres, während die Ergebnisse des Vorjahrs auf einen Verschluss der Spaltöffnungen unter Trockenheit hinweisen. Die Ergebnisse der Eiche sind wenig plausibel. Der Schluss ist jedoch zulässig, dass die Eiche weniger trockenheitsempfindlich ist als Buche und Fichte. Nichtplausible Ergebnisse könnten durch ungenügende Trennung von Früh- und Spätholz verursacht sein.

Die Ergebnisse weisen darauf hin, dass sich die Wasserbilanz als Indikator für $\delta^{13}C$ bzw. die daraus abgeleitete WUE besser als Trockenheitsindikator eignet, während für $\delta^{18}O$ der beste Indikator je nach Baumart unterschiedlich ist: bei der Buche ist ebenfalls die Wasserbilanz am besten, bei der Fichte das Evapotranspirationsverhältnis. Am besten sind die Korrelationen, wenn die Periode kurz vor und 3-4 Wochen nach dem Blattaustrieb der Buche betrachtet wird. Da die Proben auf Frühholz beschränkt wurden, ist dieses Ergebnis auch plausibel. Die Verknüpfung des Starts der Vegetationsperiode mit dem Austriebsdatum der Buche scheint auch für Fichte geeignet zu sein. Die Treenet-Dendrometerdaten legen nahe, dass die physiologisch auf Trockenheit sensitive Periode zumindest bei der Buche ($\delta^{18}O$) etwas früher anfängt als die eigentliche Wachstumsperiode, die einige Tage nach Blattaustrieb der Buche beginnt (Zweifel et al. 2017).

Aus den beschriebenen Ergebnissen lassen sich folgende Schlussfolgerungen ziehen:

- Von den untersuchten Baumarten

Tab. 14: Überblick über die beobachteten Veränderungen und die Schlussfolgerungen nach dem Konzept von Scheidegger et al. (2000). In der Spalte „Indikator" ist angegeben, auf welcher Indikatorgruppe die Interpretation basiert (SWB Standortswasserbilanz, ETV Verhältnis zwischen aktueller und potentieller Evapotranspiration). Die Spalte „beste Mittelung" gibt die beste Zeitperiode für die Mittelung des Trockenheitsindikators an, jeweils in Tagen bezogen auf das Austriebsdatum der Buche. In den Spalten $\delta^{13}C$ und $\delta^{18}O$ gibt das Vorzeichen die Richtung der beobachteten Reaktion bei zunehmender Trockenheit an, in den Spalten „Photosynthese" und „stomatäre Leitfähigkeit" die Richtung der aus dem Konzept von Scheidegger folgenden Reaktion.

Baumart	Jahr	$\delta^{13}C$/WUE			$\delta^{18}O$			Richtung Reaktion mit zunehmender Trockenheit			
		Indikator	beste Mittelung		Indikator	Beste Mittelung		$\delta^{13}C$	$\delta^{18}O$	Photo-synthese	stomat. Leitf.
			von	bis		von	bis				
Buche	laufend	SWB	10	60	SWB	-5	25	+	+	=	-
Buche	Vorjahr	ETV	-5	80	SWB	10	40	-	-	=	+
Eiche	laufend	ETV	10	40	ETV	5	40	-	-	=	+
Eiche	Vorjahr	SWB	10	40	ETV	0	200	+	-	+	=
Fichte	laufend							=	=	=	=
Fichte	Vorjahr	SWB	10	60	ETV	5	40	+	+	=	-

reagiert die Buche am schnellsten auf die Trockenheit. Die Isotopenanalyse lässt den Schluss zu, dass die stomatäre Leitfähigkeit vermindert wird, während die Photosynthese wahrscheinlich nicht beeinträchtigt wird. Spaltenschluss ist aber auch ein Mechanismus, um die Kavitation zu minimieren.

- Die Eiche reagiert wenig auf Trockenheit. Das stimmt überein mit den in Kap. 10.1 gezeigten Ergebnissen.
- Die Isotopenanalysen lassen vermuten, dass die stomatäre Reaktion der Fichte auf Trockenheit schwächer ausfällt als bei der Buche. Dies steht möglicherweise im Zusammenhang mit der anderen Xylem-Morphologie bei Koniferen (Tracheiden statt Tracheen), die der Grund für eine geringere Kavitationsempfindlichkeit ist. Allerdings sind die Ergebnisse nicht ganz eindeutig.

10.5 Sauerstoffisotope in Xylemwasser

Die für die Nährstoffanalysen geernteten Astproben wurden von der Arbeitsgruppe Greg Goldsmith und Rolf Siegwolf (PSI) verwendet, um Xylemwasser für die Bestimmung von Wasserisotopen zu extrahieren. Zudem wurden getrocknete Laubproben für die Analyse der Isotopen von C, H, N und O gesammelt. Ziel ist ein besseres Verständnis der Wasser- und Nährstoffflüsse im Ökosystem. Nachstehend einige erste Ergebnisse.

Im Winter gesammeltes Regenwasser hat ein tieferes $\delta^{18}O$ als «Sommerwasser», und im Winter werden die Böden bis in grössere Tiefen mit Regenwasser gesättigt. Im Sommer findet Verdunstung vor allem aus den oberen Bodenschichten statt, und das Regenwasser dringt weniger tief ein. Damit entspricht im Sommer die Isotopenzusammensetzung in tieferen Bodenschichten eher dem Winterwasser, während sie in oberen Bodenschichten dem Sommerwasser entspricht. Im Vergleich zu Regenwasserproben aus der gleichen Zeit zeigen Xylemwasserproben von Buchen und Eichen ein geringeres $\delta^{18}O$, d.h. einen grösseren Anteil "Winterwasser", als Fichten (Abb. 142), was auf eine grössere Tiefe der Wasserentnahme hinweist. Ein ähnliches Ergebnis wurde auch bei einer Intensivbeprobung von je 30 Buchen und Fichten in der Dauerbeobachtungsfläche Leissigen gefunden, wo das tiefere $\delta^{18}O$ in den Buchenzweigen ebenfalls auf eine tiefgründigere Wasseraufnahme hinweist im Vergleich zu den Fichten. Die Baumgrösse (BHD, Kronenprojektion) war mit der Tiefe der Wasseraufnahme nicht korreliert.

Proben für Analysen im Xylemwasser.

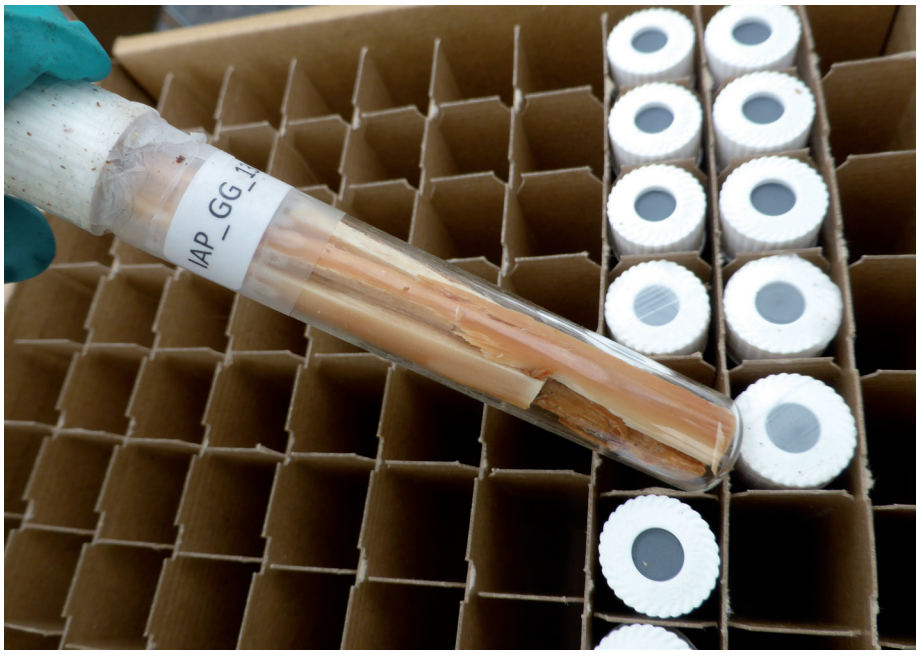
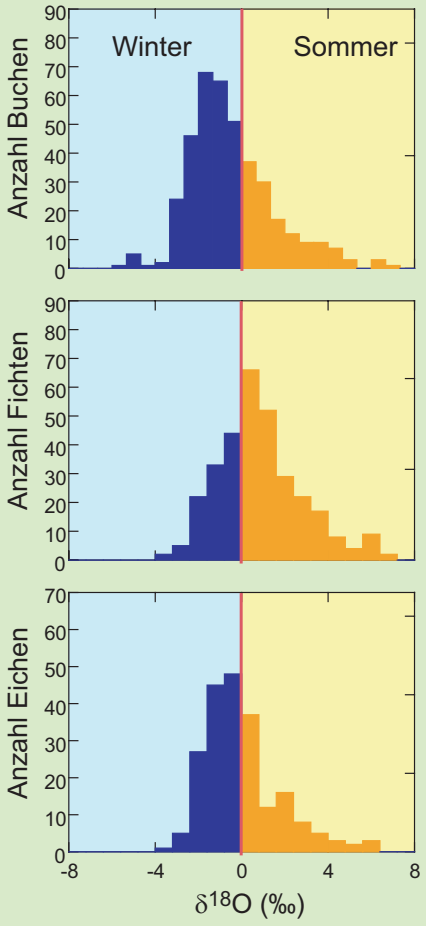


Abb. 142: Differenz von $\delta^{18}O$ in Xylemwasserpoben zu $\delta^{18}O$ im Regenwasser des Vormonats: Häufigkeitsverteilung für Buchen, Fichten und Eichen. Ein höherer Anteil an Winterwasser (mehr Werte im linken Teil) weist auf grössere Aufnahmetiefe hin.



11 Ozon

11.1 Entwicklung und Wirkung auf Pflanzen

Ozon (O_3) ist ein starkes Pflanzengift. Die Wirkungen umfassen sichtbare Schäden an den Blättern (Hicks 1978, Günthardt-Goerg et al. 1993, VanderHeyden et al. 2001), Wachstumsreduktionen (Karlsson et al. 2005, Wittig et al. 2009, UNECE 2017), gehemmter Transport von Photosyntheseprodukten in die Wurzeln (Coleman et al. 1995, Samuelson und Kelly 1996, Lux et al. 1997), veränderte Anfälligkeit gegenüber abiotischen und biotischen Stressfaktoren (Wellburn und Wellburn 1994, Braun und Flückiger 1989, Braun und Flückiger 1995, Karnosky et al. 2007) und eine verminderte Regulationsfähigkeit des stomatären Gasaustausches bei Trockenheit (Pearson und Mansfield 1993, Maier-Maercker und Koch 1991, Paoletti 2005, Barth et al. 2011).

In der Schweiz wurden sichtbare Ozonschäden an Waldbäumen vor allem im Tessin beobachtet (Skelly et al. 1999, Novak et al. 2003). Epidemiologische Auswertungen von Daten aus Buchenbeobachtungsflächen legten eine Wachstumsreduktion durch Ozon nahe, die auch für die Alpennordseite gilt (Braun et al. 2014, Braun et al. 2017a).

Die Ozonbelastung wird an sechs ländlichen Standorten im Nahbereich von Walddauerbeobachtungsflächen gemessen. Für die Auswertung wurde die Ozonaufnahme durch die Spaltöffnungen berechnet, der sog. Ozonflux. Dieser wird in mmol m^{-2} a^{-1} angegeben und ist baumartenspezifisch. Die Berechnungen erfolgten mit dem Modell DO3SE (Emberson et al. 2000, Büker et al. 2015).

Abb. 144 zeigt die zeitliche Entwicklung der für Buchen und Fichten berechneten Ozonaufnahme. Der Critical Level (UNECE 2017) von 5.2 bzw. 9.2 mmol m^{-2} a^{-1} wird in allen Jahren und an allen Standorten überschritten. Die zeitliche Entwicklung ist für Buchen und Fichten unterschiedlich (Tab. 15). Während der Ozonflux für Buchen nur in Muri signifikant abgenommen hat (auf der Wengernalp wurde er nicht berechnet), ist für Fichten eine Abnahme in Muri, auf der Wengernalp und im Tessin (Monti di Sciss, Sagno) zu beobachten. Der Unterschied zwischen Buchen und Fichten deutet darauf hin, dass die Entwicklung im Sommerhalbjahr schwächer ist als im Winterhalbjahr.

Die Wirkung von Ozon auf die Waldbäume wird in den anderen Kapiteln vorgestellt. Hier soll nur eine Zusammenfassung gegeben werden, mit Verweis auf die entsprechenden Kapitel.

Abb. 143: Dem Critical Level zugrundeliegende Dosis-Wirkungskurve für Birken/Buchen (links) und Fichten (rechts) aus Begasungsversuchen mit jungen Bäumen. Die Buchendaten stammen aus Begasungen vom Zugerberg und von Schönenbuch.

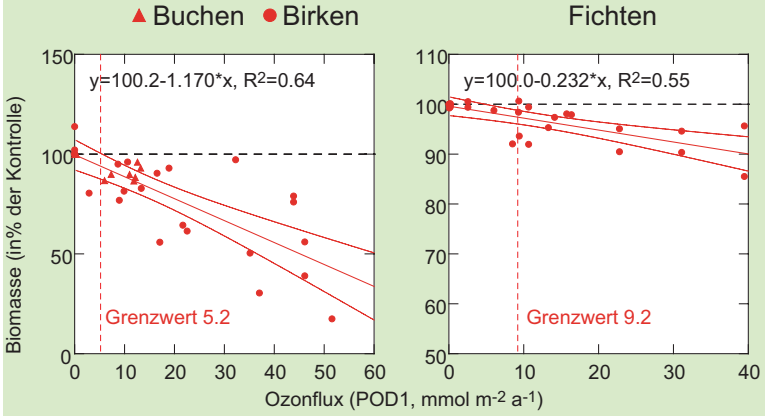
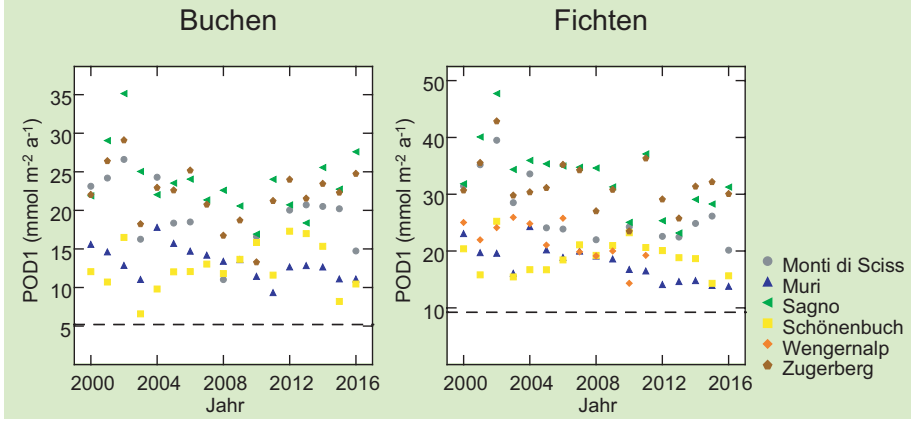


Abb. 144: Ozonflux basierend auf Daten der vom IAP betriebenen ländlichen Messstationen. Links für Buchen, rechts für Fichten. Die gestrichelte Linie ist der Critical Level von 5.2 bzw. 9.2 mmol m² a¹ (UNECE 2017). Für die hochgelegene Station Wengernalp ist der Ozonflux für Buchen nicht relevant.



Der Stammzuwachs wird durch Ozon gehemmt. Basierend auf der Dosis-Wirkungskurve aus Experimenten mit jungen Bäumen (Abb. 143) wurde das Ausmass dieser Hemmung für den Schweizer Wald auf im Mittel 11% geschätzt (Braun et al. 2014, Abb. 15). In Kapitel 5.2 wird die Analyse des Stammzuwachses in Beziehung zu Ozon dargestellt. Diese deutet auf eine stärkere Wirkung hin als in den Experimenten (Abb. 67). Je höher der Ozonflux des Vorjahrs, umso höher ist die Kronenverlichtung der Buchen (Kap. 2.1, Abb. 19). Zudem ist der Ozonflux des Vorjahrs negativ mit den Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen im Buchenlaub bzw. in den Fichtennadeln korreliert (Abb. 43). Die Beziehung mit der Phosphorkonzentration kann ein Grund sein, weshalb die in den Waldflächen beobachtete Ozonwirkung auf den Stammzuwachs stärker ist als aus den Experimenten erwartet. Sichtbare Ozonschäden auf Buchenlaub werden in Kap. 11.2 vorgestellt.

Tab. 15: p-Werte der Entwicklung des Ozonflux.

Standort	Buchen	Fichten
Schönenbuch	n.s.	n.s.
Muri	0.014	<0.001
Zugerberg	n.s.	n.s.
Wengernalp		0.006
Monti di Sciss	n.s.	0.002
Sagno	n.s.	0.005

11.2 Ozonschäden an den Gipfeltrieben

Die für die Nährstoffanalyse geernteten Äste wurden auch auf sichtbare Schäden durch Ozon untersucht. Für den Nachweis solcher Schäden ist eine Laubernte Ende Juli/Anfangs August eher früh, da es dafür eine bestimmte kumulierte Ozondosis braucht. Zudem brachte die Hitzeperiode im Juli 2015 zwar hohe Ozonkonzentrationen, aber die Ozonaufnahme war wegen der geringen Luftfeuchtigkeit (bzw. dem hohen Dampfdrucksättigungsdefizit) eher gering. Deshalb wurden nur wenige Blattschäden beobachtet, die eindeutig dem Ozon zuzuordnen waren. Der Nachweis erfolgte mit dem mikroskopischen Test nach Vollenweider et al. (2003). Da Ozon gezielt das Palisadenparenchym schädigt, muss im Mikroskop eine Verfärbung dieser Zellen nachgewiesen werden können, was sich im Durchlicht als sechseckige dunkle Flecken manifestiert (Foto 44). Die Leitbahnen müssen frei von Verfärbungen sein. Makroskopisch muss sich die Verfärbung auf die Blattoberseite beschränken. In vielen Fällen wurde eine Bronzeverfärbung von Buchenblättern beobachtet, die nicht mit Ozon in Zusammenhang stand, deren Ursache jedoch unbekannt ist.



Foto 43: Bronzeverfärbung infolge Ozoneinwirkung (Fläche Rivera TI).

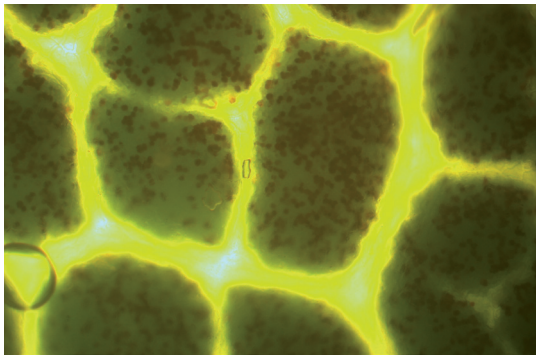


Foto 44: Mikroskopischer Test der Probe von Foto 43. Die sechseckigen dunklen Verfärbungen zeigen abgestorbene Palisadenparenchymzellen an.

11.3 Länge der Vegetationsperiode zur Evaluation der Ozonbelastung

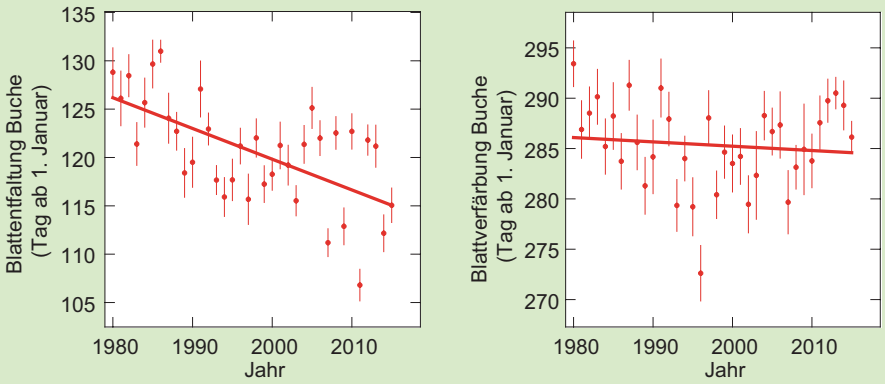
Im Rahmen der Auswertungen für die LRTAP-Konvention (Long Range Transboundary Air Pollution) tauchte die Frage auf, ob die Länge der Vegetationsperiode aufgrund des veränderten Klimas und im Hinblick auf zukünftige Klimaveränderungen abgeschätzt werden kann. Die Frage ist für die Berechnung der saisonalen Ozonaufnahme wichtig, da wegen der Einmischung von stratosphärischer Luft oft hohe Ozonkonzentrationen im Frühjahr (April/Mai) beobachtet werden können und es entscheidend ist, ob ein Austrieb schon stattgefunden hat oder nicht.

Für den Austrieb der Buche existieren spezifische Modelle, die auf einer Vorkonditionierung durch einen Kältereiz („chilling") und einem anschliessenden Wärmereiz („warming") basieren (Kramer 1994b, Menzel et al. 2006). Allerdings ist Buche eine Baumart, bei deren Austrieb auch die Photoperiode eine wichtige Rolle spielt (Basler und Körner 2012). Zunächst wurde anhand des Datensets für Austrieb von Buchen aus der phänologischen Datenbank von MeteoSchweiz geprüft, ob überhaupt ein Trend beobachtet werden kann. Dann wurden Testrechnungen mit verschiedenen Varianten durchgeführt.

Tatsächlich zeigen die Daten von 100 phänologischen Beobachtungsstationen von MeteoSchweiz einen deutlichen Trend des Blattaustriebs der Buche zu früheren Austriebsdaten (Abb. 145). Die Blattverfärbung tritt ebenfalls früher im Jahr ein, aber der Trend ist wesentlich schwächer. Insgesamt resultiert also zwischen 1980 und 2015 eine Verlängerung der Vegetationsperiode um etwa 10 Tage.

Mit einem grösseren europäischen Datenset wurden verschiedene Modelle getestet und in Beziehung zu beobachteten Austriebsdaten von Buchen und Birken gesetzt. Bestes Modell war das Austriebsmodell nach Kramer (1994a, 1994b). 41% der Streuung wurde durch dieses Modell erklärt, und im Mittel war das berechnete Austriebsdatum korrekt. Allerdings wurde der beobachtete Zeittrend nicht vollständig erklärt. Das verfrühte Ende der Vegetationsperiode ist vermutlich trockenheitsbedingt. Modelle für dieses Stadium sind jedoch noch schwieriger als für den Austrieb (Estrella und Menzel 2006).

Abb. 145: Zeitpunkt der Blattentfaltung bei Buchen (links) und der Blattverfärbung (rechts). Auswertung von 100 phänologischen Beobachtungsstationen von Meteo Schweiz. Balken=95%-Vertrauensbereich.



Tab. 16: Für das Austriebsmodell nach Kramer eingesetzte Parameter.

		Fagus sylvatica	*Betula sp. (D)*
C_{crit}	Temperaturschwelle für Kältetage	109	84.3
F_{crit}	Temperaturschwelle für den Wärmereiz	9.66	1.1
T_{min}	Minimaltemperatur für Kältereiz [°C]	-18	-15
T_{opt}	Optimumtemperatur für Kältereiz [°C]	-1.34	-10
T_{max}	Maximaltemperatur für Kältereiz [°C]	97	58.3
b	Koeffizient für Wärmesumme	-0.12	-0.13
c	Koeffizient für Wärmesumme	-20.54	-38
t_1	Beginn der endogenen Dormanz, (1. Nov., DOY 304)		

Aufbrechende Buchenknospe

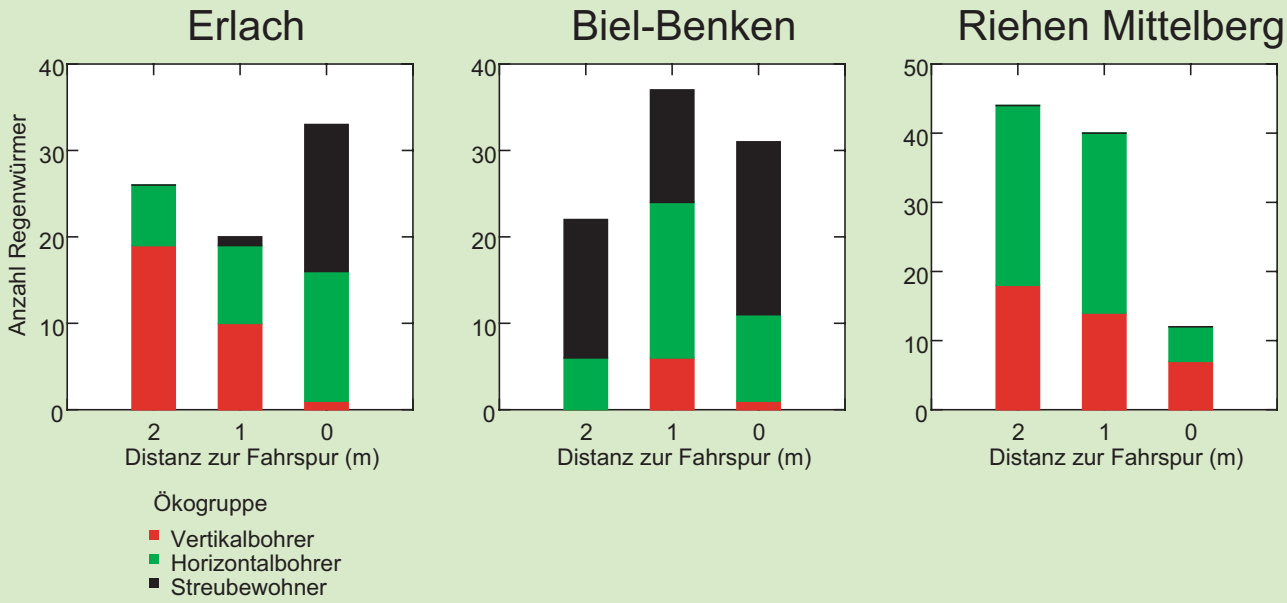


12 Bodenverdichtung

12.1 Regenwürmer

Um den Einfluss von Bodenverdichtung auf Regenwürmer zu untersuchen, wurde die Population in drei Beobachtungsflächen mit starken Fahrspuren und vorhandenen Regenwürmern in verschiedenen Abständen von der Fahrspur aufgenommen. In verdichteten Zonen nimmt die Anzahl der Streubewohner zu, während die Anzahl Vertikalbohrer abnimmt (Abb. 146). Da die Vertikalbohrer die Regenwurmgruppe mit den stärksten Effekten auf die Bodenphysik ist, heisst das, dass die Verdichtung die Regenerationsfähigkeit beeinträchtigt.

Abb. 146: Regenwurmpopulation in verschiedenen Abständen von einer Fahrspur in den Flächen Erlach, Biel-Benken und Riehen Mittelberg. Die Unterschiede zwischen den Distanzgruppen ist für Streubewohner und Vertikalbohrer signifikant.

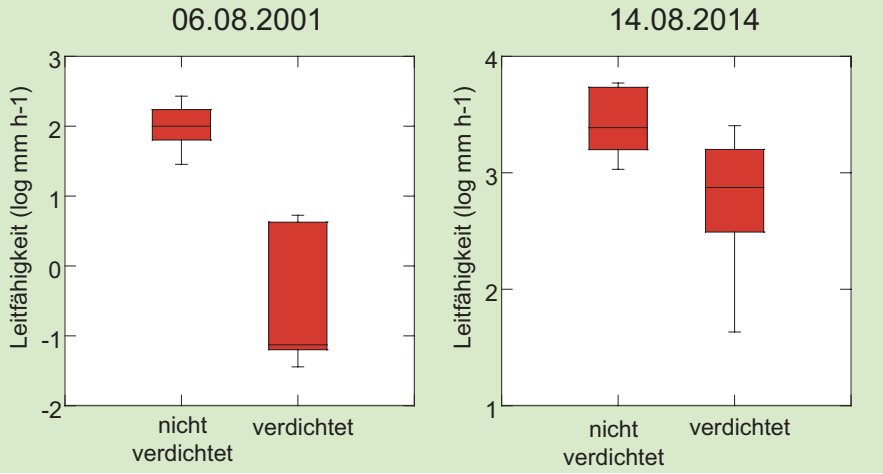


Verdichteter Boden.



12.2 Regeneration der Wasserleitfähigkeit

Abb. 147: Wasserleitfähigkeit in Brislach im Bereich starker Verdichtung. Links kurz nach der Verdichtung, rechts 13 Jahre später.



Nach dem Sturm «Lothar» wurde der Boden bei den Aufräumarbeiten z.T. flächig verdichtet. Untersuchungen in solchen verdichteten Waldflächen ergaben, dass die Wasserleitfähigkeit einer der empfindlichsten Indikatoren für die Bodenverdichtung ist. In Brislach war diese in den verdichteten Zonen besonders stark reduziert. Es stellte sich die Frage nach der Regenerationsfähigkeit der Verdichtung. Im Jahr 2001 durchgeführte Messungen wurden deshalb im Jahr 2014 wiederholt. Die Messpunkte waren mittels GPS eingemessen worden und konnten deshalb wieder lokalisiert werden. Wie in Abb. 147 ersichtlich ist, sind die Messungen von 2001 und 2014 von den Messwerten her zwar nicht direkt vergleichbar, aber die Reduktion der Wasserleitfähigkeit ist auch im Jahr 2014, 13 Jahre nach der Erstmessung, immer noch deutlich reduziert.

Infiltrometer (Brislach BL).



13 Literatur

Aargauischer Waldwirtschaftsverband (2016). Empfehlungen zum Rundholzverkauf 2016/2017, Holzproduzenten der Kantone Aargau, beide Basel, Bern und Solothurn.

Abegg, M., Brändli, U.-B., Cioldi, F., Fischer, C., Herold-Bonardi, A., Huber M., Keller, M., Meile, R., Rösler, E., Speich, S., Traub, B. und Vidondo, B. (2014). Schweizerisches Landesforstinventar - Ergebnistabelle Nr. 193479: Stammzahl. Birmensdorf, Eidg. Forschungsanstalt WSL.

Ahrends, B., Meesenburg, H. und Meiwes, K. J. (2012). Ein einfaches Werkzeug zur Quantifzizierung von Nährstoffentzügen durch Holzernte und deren Unsicherheiten. Freising. Poster an der FOWITA.

Albrecht, A. (2009). Sturmschadensanalysen langfristiger waldwachstumskundlicher Versuchsflächendaten in Baden-Württemberg. Inaugural-Dissertation zur Erlagung der Doktorwürde für Forst- und Umweltwissenschaften 173 S., Freiburg i.Brsg., Albert-Ludwigs-Universität Freiburg.

Alveteg, M., Sverdrup, H. und Kurz, D. (1998). Integrated assessment of soil chemical status. 1. Integration of existing models and derivation of a regional database for Switzerland. Water Air and Soil Pollution 105, 1-9.

Amtmann, A., Troufflard, S. und Armengaud, P. (2008). The effect of potassium nutrition on pest and disease resistance in plants. Physiologia Plantarum 133, 682-691.

Arbeitskreis Standortskartierung (2003). Forstliche Standortsaufnahme: Begriffe, Definitionen, Einteilungen, Kennzeichnungen, Erläuterungen. Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung (ed.), IHW-Verlag, Eching bei München, ISBN 3-930167-55-7

Baker, M. E., King, R. S. und Kahle, D. (2015). TITAN2: Threshold Indicator Taxa Analysis.

Baldocchi, D. D., Ma, S., Rambai, S., Mission, L., Ourcival, J. M., Limousin, J. M., Pereira, J. S. und Papale, D. (2010). On the differential advantages of evergreenness and deciduous in mediterranean oak woodlands: a flux perspective. Ecological Applications 20, 1583-1597.

Baral, H. O., Queloz, V. und Hosoya, T. (2014). Hymenoscyphus fraxineus, the correct scientific name for the fungus causing ash dieback in Europe. IMA FUNGUS 5 (1), 79-80.

Barth, S., Pleijel, H., Kubiske, M. E., King, J. S., Rhea, L., Nagy, J., Jones, W. und Uddling, J. (2011). Ozone flux - response relationships for aspen and aspen-birch communities in the aspen FACE experiment. COST conference on ozone, climate change and forests, Prague, June 14-16 2011.

Basler, D. und Körner, C. (2012). Photoperiod sensitivity of bud burst in 14 temperate forest tree species. Agricultural and Forest Meteorology 165, 73-81.

Bates, D., Maechler, M., Bolker, B. und Walker, S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. Journal of Statistical Software 67, 1-48.

Beck, J., Dietz, E. und Falk, W. (2012). Digitales Standortsinformationssystem für Bayern. LWF aktuell 87, 20-23.

Benning, R. (2012). Prognostizierte Zusammensetzung des Stoffaustrages aus verschiedenen Landnutzungen für prognostizierte Klimaszenarien. Regionales Klimaanpassungsprogramm Modellregion, Dresden, 39 S.

Benzler, J. H., Finnern, H., Müller, W., Roeschmann, G., Will, K. H. und Wittmann, O. (1982). Bodenkundliche Kartieranleitung. E. Schweizerbart›sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 331 S.

Block, J., Eichborn, J., Gehrmann, J., Kölling, C., Matzner, E., Meiwes, K. J., von Wilpert, K. und Wolff, B. (2000). Kennwerte zur Charakterisierung des ökochemischen Bodenzustandes und des Gefährdungspotentials durch Bodenversauerung und Stickstoffsättigung an Level II - Wald-ökosystem-Dauerbeobachtungsflächen. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Bonn, 167 S.

Blodgett, J. T., Kruger, E. L. und Stanosz, G. R. (1997). Effects of moderate water stress on disease development by Sphaeropsis sapinea on red pine. Phytopathology 87, 422-434.

Bobbink, R. und Hettelingh, J.-P. (2011). Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23-25 June 2010. RIVM report 680359002, Coordination Centre for Effects, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM).

Braun, S. und Flückiger, W. (1989). Effect of ambient ozone and acid mist on aphid development. Environmental Pollution 56, 177-187.

Braun, S. und Flückiger, W. (1995). Effects of ambient ozone on seedlings of Fagus sylvatica L. and Picea abies (L.) Karst. New Phytologist 129, 33-44.

Braun, S., Schindler, C., Volz, R. und Flückiger, W. (2003). Forest damage by the storm «Lothar» in permanent observation plots in Switzerland: the significance of soil acidification and nitrogen deposition. Water Air and Soil Pollution 142, 327-340.

Braun, S., Cantaluppi, L. und Flückiger, W. (2005). Fine roots in stands of Fagus sylvatica and Picea abies along a gradient of soil acidification. Environmental Pollution 137, 574-579.

Braun, S., Thomas, V. F. D., Quiring, R. und Flückiger, W. (2010). Does nitrogen deposition increase forest production? The role of phosphorus. Environmental Pollution 158, 2043-2052.

Braun, S. und Flückiger, W. (2013). Wie geht es unserem Wald? Bericht 4. Institut für Angewandte Pflanzenbiologie, Schönenbuch

Braun, S., Schindler, C. und Rihm, B. (2014). Growth losses in Swiss forests caused by ozone: epidemiological data analysis of stem increment data of Fagus sylvatica L. and Picea abies Karst. Environmental Pollution 192, 129-138.

Braun, S. (2015). Die Eignung verschiedener Trockenheitsindices zur Abschätzung des Trockenheitsrisikos für den Wald und ihre standortspezifische Entwicklung bis 2050/2100. Institut für Angewandte Pflanzenbiologie/BAFU, Schönenbuch/Bern

Braun, S., Belyazid, S., Burger, T., Stocker, R., Kurz, D., Remund, J. und Rihm, B. (2015). Erfassung und Behandlung gefährdeter Waldstandorte. Bericht 2006-2014. 1-168. Schönenbuch, Institut für Angewandte Pflanzenbiologie.

Braun, S. (2018). Untersuchungen über die Zusammensetzung der Bodenlösung. Bericht 2017. Institut für Angewandte Pflanzenbiologie, http://www.bafu.admin.ch/wald, 128 S.

Braun, S., Schindler, C. und Rihm, B. (2017a). Growth trends of beech and Norway spruce in Switzerland: the role of nitrogen deposition, ozone, mineral nutrition and climate. Science of the Total Environment 599-600, 637-646.

Braun, S., Achermann, B., De Marco, A., Pleijel, H., Karlsson, P. E., Rihm, B., Schindler, C. und Paoletti, E. (2017b). Epdemiological analysis of air pollution effects on vegetation: Critical evaluation and recommendations. Science of the Total Environment 603, 785-792. 0048-9697.

Braun, S., Schindler, C. und Rihm, B. (2018). Foliar nutrient concentrations of beech, Norway spruce and oaks in Switzerland: relations with nitrogen deposition, soil chemistry and meteorology. Plant and Soil submitted

Bréda, N. und Badeau, V. (2008). Forest tree responses to extreme drought and some biotic events: Towards a selection according to hazard tolerance? Comptes Rendus Geoscience 340, 651-662.

Brodribb, T. J. und Cochard, H. (2009). Hydraulic Failure Defines the Recovery and Point of Death in Water-Stressed Conifers. Plant Physiology 149, 575-584.

Büker, P., Feng, Z., Uddling, J., Briolat, A., Alonso, R., Braun, S., Elvira, S., Gerosa, G., Karlsson, P. E., LeThiec, D., Marzuoli, R., Mills, G., Wieser, G., Wilkinson, M. und Emberson, L. (2015). New flux-based dose-response relationships for ozone for European forest tree species. Environmental Pollution 206, 163-174.

Bussotti, F. und Ferretti, M. (2009). Visible injury, crown condition, and growth responses of selected Italian forests in relation to ozone exposure. Environmental Pollution 157, 1427-1437.

Cale, J. A., Teale, S. A., Johnston, M. T., Boyer, G. L., Perri, K. A. und Castello, J. D. (2015). New ecological and physiological dimensions of beech bark disease development in aftermath forests. Forest Ecology and Management 336, 99-108.

Cape, J. N., Sheppard, L. J., Crossley, A., van Dijk, N. und Tang, Y. S. (2010). Experimental field estimation of organic nitrogen formation in tree canopies. Environmental Pollution 158, 2926-2933.

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.

Choat, B., Jansen, S., Brodribb, T. J., Cochard, H., Delzon, S., Bhaskar, R., Bucci, S. J., Feild, T. S., Gleason, S. M., Hacke, U. G., Jacobsen, A. L., Lens, F., Maherali, H., Martinez-Vilalta, J., Mayr, S., Mencuccini, M., Mitchell, P. J., Nardini, A., Pittermann, J., Pratt, R. B., Sperry, J. S., Westoby, M., Wright, I. J. und Zanne, A. E. (2012). Global convergence in the vulnerability of forests to drought. Nature 491, 752-755.

Christina, M., Le Maire, G., Battie-Laclau, P., Nouvellon, Y., Bouillet, J. P., Jourdan, C., Goncalves, J. L. D. und Laclau, J. P. (2015). Measured and modeled interactive effects of potassium deficiency and water deficit on gross primary productivity and light-use efficiency in Eucalyptus grandis plantations. Global Change Biology 21, 2022-2039.

Ciais, P., Reichstein, M., Viovy, N., Granier, A., Ogee, J., Allard, V., Aubinet, M., Buchmann, N., Bernhofer, C., Carrara, A., Chevallier, F., De Noblet, N., Friend, A. D., Friedlingstein, P., Grunwald, T., Heinesch, B., Keronen, P., Knohl, A., Krinner, G., Loustau, D., Manca, G., Matteucci, G., Miglietta, F., Ourcival, J. M., Papale, D., Pilegaard, K., Rambal, S., Seufert, G., Soussana, J. F., Sanz, M. J., Schulze, E. D., Vesala, T. und Valentini, R. (2005). Europe-wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003. Nature 437, 529-533.

CLRTAP (2016). Mapping Critical Loads for Ecosytems. Chapter V of Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends. Update 13/01/2017. UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution

Cochard, H. (1992). Vulnerability of several conifers to air embolism. Tree Physiology 11, 73-83.

Coleman, M. D., Dickson, R. E., Isebrands, J. G. und Karnosky, D. F. (1995). Carbon allocation and partitioning in aspen clones varying in sensitivity to tropospheric ozone. Tree Physiology 15, 593-604.

Cox, F., Barsoum, N., Lilleskov, E. A. und Bidartondo, M. I. (2010). Nitrogen availability is a primary determinant of conifer mycorrhizas across complex environmental gradients. Ecology Letters 13, 1103-1113.

Curry, J. P. (1998). Factors affecting earthworm abundance in soils. In: Edwards, C. A. (ed.) , Biology and ecology of Earthworms, S. 37-64. St. Lucie Press, Boca Raton.

de Witte, L. C., Rosenstock, N. P., van der Linde, S. und Braun, S. (2017). Nitrogen deposition changes ectomycorrhizal communities in Swiss beech forests and thereby hampers nutrient uptake. Science of the Total Environment 605-606, 1083-1096.

Defila, C. und Clot, B. (2005). Phytophenological trends in the Swiss Alps, 1951-2002. Meteorologische Zeitschrift 14, 191-196.

Desprez-Loustau, M.-L., Marçais, B., Nageleisen, L.-M., Piou, D. und Vannini, A. (2006). Interactive effects of drought and pathogens in forest trees. Ann.For.Sci. 63, 597-612.

Dise, N. B., Matzner, E. und Forsius, M. (1998). Evaluation of organic horizon C: N ratio as an indicator of nitrate leaching in conifer forests across Europe. Environmental Pollution 102, 453-456.

Dobbertin, M. und Brang, P. (2001). Crown defoliation improves tree mortality models. Forest Ecology and Management 141, 271-284.

Doorenbos, J. und Kassam, A. H. (1979). Yield response to water. FAO Irrigation and Drainage paper 33, rome, Italy, FAO.

Drobyshev, I., Övergaard, R., Saygin, I., Niklasson, M., Hickler, T., Karlsson, M. und Sykes, M. T. (2010). Masting behaviour and dendrochronology of European beech (Fagus sylvatica L.) in southern Sweden. Forest Ecology and Management 259, 2160-2171.

Duvigneaud, P., Denaeyer, S., Ambroes, P. und Timperman, J. (1971). Recherches sur l›écosystème forêt. Mémoires de l›Institut Royal des Sciences Naturelle de Belgique 164, 1-101.

EAFV (1968a). Ertragstafel für Buche. Eidg. Anstalt für das forstliche Versuchwesen, Birmensdorf

EAFV (1968b). Ertragstafel für Fichte. Eidg. Anstalt für das forstliche Versuchwesen, Birmensdorf

Edwards, C. A. und Bohlen, P. J. (1996). Biology and ecology of Earthworms. Chapman & Hall, New York, ISBN 0-412-56160-3

Eggleton, P., Inward, K., Smith, J., Jones, D. T. und Sherlock, E. (2009). A six year study of earthworm (Lumbricidae) populations in pasture woodland in southern England shows their responses to soil temperature and soil moisture. Soil Biology & Biochemistry 41, 1857-1865.

Egilla, J. N., Davies, F. T. und Drew, M. C. (2001). Effect of potassium on drought resistance of Hibiscus rosa-sinensis cv. Leprechaun: Plant growth, leaf macro- and micronutrient content and root longevity. Plant and Soil 229, 213-224.

Ekblad, A., Mikusinska, A., Ã…gren, G. r. I., Menichetti, L., Wallander, H. Ã., Vilgalys, R., Bahr, A. und Eriksson, U. (2016). Production and turnover of ectomycorrhizal extramatrical mycelial biomass and necromass under elevated CO2 and nitrogen fertilization. New Phytologist 211, 874-885.

Ellenberg, H., Mayer, R. und Schauermann, J. (1986). Oekosystemforschung. Ergebnisse des Sollingprojekts 1966-1986. Ulmer Verlag, Stuttgart, 507 S.

Emberson, L. D., Ashmore, M. R., Cambridge, H. M., Simpson, D. und Tuovinen, J.-P. (2000). Modelling stomatal ozone flux across Europe. Environmental Pollution 109, 403-414.

Enderle, R., Metzler, B. und Kändler, G. (2016). Monitoring zum Ausmass und der Entwicklung des Eschentriebsterbens in Baden-Württemberg. FVA-einblick 1/2016, 18-21.

Engelbrecht, B. M. J. (2012). Plant ecology: Forests on the brink. Nature 491, 675-677.

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.

Estrella, N. und Menzel, A. (2006). Responses of leaf colouring in four deciduous tree species to climate and weather in Germany. Climate Research 32, 253-257.

Farquhar, G. D., Hubick, K. T., Condon, A. G. und Richards, R. A. (1989). Carbon isotope discrimination and water use efficiency. In: Rundel, P. W., Ehleringer, J. R. und Nagy, K. A. (eds.) , Stable isotopes in ecological research, S. 21-40. Springer Verlag, New York.

Fatichi, S., Leuzinger, S. und Körner, C. (2014). Moving beyond photosynthesis: from carbon source to sink-driven vegetation modeling. New Phytologist 201, 1086-1095.

Feger, K. H., Raspe, S., Schmid, M. und Zöttl, H. W. (1991). Verteilung der Elementvorräte in einem schlechtwüchsigen 100jährigen Fichtenbestand auf Buntsandstein. Forstwissenschaftliches Centralblatt 110, 248-262.

Fernandez, C. W., McCormack, M. L., Hill, J. M., Pritchard, S. G. und Koide, R. T. (2013). On the persistence of Cenococcum geophilum ectomycorrhizas and its implications for forest carbon and nutrient cycles. Soil Biology and Biochemistry 65, 141-143.

Fleck, S., Wagner, M. und Meesenburg, H. (2010). Witterung und Klima. Waldzustandsbericht 2010, S. 19-21. Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Landesentwicklung, Göttingen.

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 S., 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 S.

Forstamt Thurgau (2016). Rundholzpreise Stand Sept. 2016, Empfehlung der Waldwirtschaftsverbände Zürich / St. Gallen & Lichtenstein / Thurgau / Appenzell Ar/AI / Schaffhausen / Glarus.

Frei, E., Vökt, U., Flückiger, R., Brunner, H. und Schai, F. (1980). Bodeneignungskarte der Schweiz. Eidg. Justiz- und Polizeidepartement - Bundesamt für Raumplanung

Fuhrer, J. und Jasper, K. (2009). Bewässerungsbedürftigkeit von Acker- und Grasland im heutigen Klima. AGRARForschung 16, 396-401.

Gessler, A., Rienks, M. und Rennenberg, H. (2000). NH3 and NO2 fluxes between beech trees and the atmosphere - correlation with climatic and physiological parameters. New Phytologist 147, 539-560.

Glasstetter, M. (1991). Die Bodenfauna und ihre Beziehungen zum Nährstoffhaushalt in Geosystemen des Tafel- und Faltenjuras (Nordwestschweiz). Physiogeographica 15, 1-224.

Glenn, N. D. (2007). Age, Period and Cohort Effects. In: Ritzer, G. (ed.) , ISBN 10.1111/b.9781405124331.2007.x Blackwell Publishing

Goldstein, G., Bucci, S. J. und Scholz, F. G. (2013). Why do trees adjust water relations and hydraulic architecture in response to nutrient availability? Tree Physiology 33, 238-240.

Göttlein, A., Baier, R. und Mellert, K. H. (2011). Neue Ernährungskennwerte für die forstlichen Hauptbaumarten in Mitteleuropa - Eine statistische Herleitung aus van den Burg›s Literaturzusammenstellung. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 182, 173-186.

Göttlein, A. (2015). Grenzwertbereiche für die ernährungsdiagostische Einwertung der Hauptbaumarten Fichte, Kiefer, Eiche und Buche. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 186, 110-116.

Granier, A., Loustau, D. und Bréda, N. (2000). A generic model of forest canopy conductance dependent on climate, soil water availability and leaf area index. Annales des Sciences forestières 57, 755-765.

Grier, C. G. und Running, S. W. (1977). Leaf Area of Mature Northwestern Coniferous Forests: Relation to Site Water Balance. Ecology 58, 893-899.

Grigoryan, G. V., Casper, M. C., Gauer, J., Vasconcelos, A. C. und Reiter, P. P. (2010). Impact of climate change on water balance of forest sites in Rhineland-Palatinate, Germany. Advances in Geosciences 27, 37-43.

Gross, A., Holdenrieder, O., Pautasso, M., Queloz, V. und Sieber, T. N. (2014). Hymenoscyphus pseudoalbidus, the causal agent of European ash dieback. Molecular Plant Pathology 15 (1), 5-21.

Guillaumin, J. J., Bernard, C., Delatour, C. und Belgrand, M. (1985). Root Pathology of Quercus-Robur I Dieback in the Troncais Forest (of Central France). Annales des Sciences Forestieres 42, 1-22.

Gundersen, P., Callesen, I. und de Vries, W. (1998). Nitrate leaching in forest ecosystems is related to forest floor C/N ratios. Environmental Pollution 102, 403-407.

Günthardt-Goerg, M., Matyssek, R., Scheidegger, C. und Keller, T. (1993). Differentiation and structural decline in the leaves and bark of birch (Betula pendula) under low ozone concentrations. Trees 7, 104-114.

Harvey, H. P. und van den Driessche, R. (1997). Nutrition, xylem cavitation and drought resistance in hybrid poplar. Tree Physiology 17, 647-654.

Hasselquist, N., Germino, M. und Mcgonigle, T. (2005). Variability of Cenococcum colonization and its ecophysiological significance for young conifers at alpine treeline. New Phytologist 165, 867-873.

Hättenschwiler, S. (2005). Effects of tree species diversity on litter quality and decomposition. In: Scherer-Lorenzen, M., Körner, C. und Schulze, E. (eds.) , Forest diversity and function: Temperate and boreal systems, S. 149-164. Springer-Verlag, Heidelberg.

Hättenschwiler, S. und Gasser, P. (2005). Soil animals alter plant litter diversity effects on decomposition. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 102, 1519-1524.

Hepperle, F. (2010). Prognosemodell zur Abschätzung regionalen Wald-energieholzpotentials auf der Grundlage forstlicher Inventur- und Planungsdaten unter Berücksichtigung ökologischer, technischer und wirtschaftlicher Nutzungs-einschränkungen.Albert-Ludwigs-Universität, Freiburg

Hewitt, C. D. und Griggs, D. J. (2004). Ensembles-based predictions of climate changes and their impacts. Eos 86, 566.

Hicks, D. A. (1978). Diagnosing Vegetation Injury Caused by Air Pollution. Springfield, U.S. Department of Commerce, National Technical Information Center.

Hobbie, S., Oleksyn, J., Eissenstat, D. und Reich, P. (2010). Fine root decomposition rates do not mirror those of leaf litter among temperate tree species. Oecologia 162, 505-513.

Horiguchi, T. (1988). Mechanism of manganese toxicity and tolerance of plants: VII. effect of light intensity on manganese-induced chlorosis. 11, 235-246.

Hüttl, R. F. und Schaaf, W. (1997). Magnesium Deficiency in Forest Ecosystems. Hüttl, R. F. and Schaaf, W. (ed.), Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, ISBN 0-7923-4220-8

ICP Forests (2003). Intensive Monitoring of Forest Ecosystems in Europe. Technical Report 162 S., Brussels, Geneva, UNECE.

IPCC (2013). Climate Change 2013. The Physical Science Basis. Contribution of the Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Stocker, T. F., Qin, D., Plattner, G.-K., Tignor, M., Allen, S. K., Boschung, J., Nauels, A., Yia, Y., Bex, V., and Midgley, P. M. (ed.), Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 S.

Jacob, M., Weland, N., Platner, C., Schaefer, M., Leuschner, C. und Thomas, F. M. (2009). Nutrient release from decomposing leaf litter of temperate deciduous forest trees along a gradient of increasing tree species diversity. Soil Biology and Biochemistry 41, 2122-2130.

Jacobsen, C., Rademacher, P., Meesenburg, H. und Meiwes, K. J. (2003). Gehalte chemischer Elemente in Baumkompartimenten. Literaturstudie und Datensammlung. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme Universität Göttingen B 69, 1-81.

Jany, J., Martin, F. und Garbaye, J. (2003). Respiration activity of ectomycorrhizas from Cenococcum geophilum and Lactarius sp. in relation to soil water potential in five beech forests. Plant and Soil 255, 487-494.

Jonard, M., Fürst, A., Verstraeten, A., Thimonier, A., Timmermann, V., Potocic, N., Waldner, P., Benham, S., Hansen, K., Merilä, P., Ponette, Q., de la Cruz, A. C., Roskams, P., Nicolas, M., Croisé, L., Ingerslev, M., Matteucci, G., Decinti, B., Bascietto, M. und Rautio, P. (2015). Tree mineral nutrition is deteriorating in Europe. Global Change Biology , 418-430.

Jung, T. (2009). Beech decline in Central Europe driven by the interaction between Phytophthora infections and climatic extremes. Forest Pathology 39, 73-94.

Karlsson, P. E., Braun, S., Broadmeadow, M., Elvira, S., Emberson, L. D., Gimeno, B., LeThiec, D., Novak, K., Oksanen, E., Schaub, M., Uddling, J. und Wilkinson, M. (2005). Risk assessments for forest trees - the performance of ozone flux versus the AOT concepts. In: Wieser, G. (ed.) , Critical Levels of Ozone: Further Applying and Developing the Flux-based Concept. 15.-19. November 2005, Obergurgl, Tyrol, Austria.

Karnosky, D. F., Werner, H., Holopainen, T., Percy, K., Oksanen, T., Oksanen, E., Heerdt, C., Fabian, P., Nagy, J., Heilman, W., Cox, R., Nelson, N. und Matyssek, R. (2007). Free-air exposure systems to scale up ozone research to mature trees. Plant Biology 9, 181-190.

Keuler, K., Lautenschlager, M., Wunram, C., Keup-Thiel, E., Schubert, M., Will, A., Rockel, B. und Boehm, U. (2009). Climate simulation wth CLM, Scenario A1B run no 2, Data Stream 2: European region MPI-M/MaD. World Data Center for Climate (WDCC)

Klap, J. M., Reinds, G. J., Bleeker, A. und de Vries, W. (2000a). Environmental stress in German forests: Assessment of critical deposition levels and their exceedances and meteorological stress for crown condition monitoring sites in Germany. Alterra Rapport 134, Wageningen, Alterra.

Klap, J., Oude Voshaar, J., De Vries, W. und Erisman, J. (2000b). Effects of Environmental Stress on Forest Crown Condition in Europe. Part IV: Statistical Analysis of Relationships. Water Air and Soil Pollution 119, 387-420.

Kölling, C., Göttlein, A. und Rothe, A. (2007). Energieholz nachhaltig nutzen. Biomassenutzung und Nährstoffentzug. LWF aktuell 61, 32-36.

Kowalski, T. und Holdenrieder, O. (2008). Eine neue Pilzkrankheit an Esche in Europa. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 3, 45-50.

Kramer, K. (1994a). A modelling analysis of the effects of climatic warming on the probability of spring frost damage to tree species in The Netherlands and Germany. Plant, Cell & Environment 17, 367-377.

Kramer, K. (1994b). Selecting a Model to Predict the Onset of Growth of Fagus sylvatica. Journal of Applied Ecology 31, 172-181.

Krapfenbauer, A. und Buchleitner, E. (1981). Holzernte, Biomassen- und Nährstoffaustrag, Nährstoffbilanz eines Fichtenbestandes. Centralblatt für das gesamte Forstwesen 98, 193-223.

Krauss, H. H. und Heinsdorf, D. (2008). Herleitung von Trockenmassen und Nährstoffspeicherungen in Buchenbeständen. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 38, 72 S., Eberswalde, Landesforstanstalt Eberswalde.

Kreutzer, K. (1979). Ökologische Fragen zur Vollbaumernte. Forstwissenschaftliches Centralblatt 98, 298-308.

Kurz, D., Alveteg, M. und Sverdrup, H. (1998a). Integrated assessment of soil chemical status. 2. Application of a regionalized model to 622 forested sites in Switzerland. Water Air and Soil Pollution 105, 11-20.

Kurz, D., Rihm, B., Sverdrup, H. und Warfvinge, P. (1998b). Critical loads of acidity for forest soils. Environmental Documentation 88, 102 S., Bern.

Le Goff, N. und Ottorini, J.-M. (1999). Effets des éclaircies sur la croissance du hêtre. Interaction avec les facteurs climatiques. Revue Forestière Française 50, 355-364.

Lehto, T. und Zwiazek, J. J. (2011). Ectomycorrhizas and water relations of trees: A review. Mycorrhiza 21, 71-90.

Leuzinger, S., Zotz, G., Asshoff, R. und Körner, C. (2005). Responses of deciduous forest trees to severe drought in Central Europe. Tree Physiology 25, 641-650.

Lévesque, M., Rigling, A., Bugmann, H., Weber, P. und Brang, P. (2014a). Growth response of five co-occurring conifers to drought across a wide climatic gradient in Central Europe. Agricultural and Forest Meteorology 197, 1-12.

Lévesque, M., Siegwolf, R., Saurer, M., Eilmann, B. und Rigling, A. (2014b). Increased water-use efficiency does not lead to enhanced tree growth under xeric and mesic conditions. New Phytologist 203, 94-109.

Lilleskov, E., Hobbie, E. und Horton, T. R. (2011). Conservation of ectomycorrhizal fungi: exploring the linkages between functional and taxonomic responses to anthropogenic N deposition. Fungal Ecology 4, 174-183.

Lovett, G. M. (1992). Atmospheric deposition and canopy interactions of nitrogen. In: Johnson, D. W. und Lindberg, S. W. (eds.) , Atmospheric Deposition and Forest Nutrient Cycling. A Synthesis of the Integrated Forest Study, S. 152-166. Springer-Verlag, New York, Berlin.

Lux, D., Leonardi, S., Müller, J., Wiemken, A. und Flückiger, W. (1997). Effects of ambient ozone concentration on contents of non-structural carbohydrates in young Picea abies (L.) Karst. and Fagus sylvatica L. New Phytologist 137, 399-409.

Lyr, H. und Hoffman, G. (1992). Wachstum - Einflussfaktor in Physiologie und Ökologie der Gehölze. In: Lyr, H., Fiedler, H. J. und Tranquillini, W. (eds.) , S. 397-438. Gustav Fischer-Verlag, Jena, Stuttgart.

Maciel, C. G., Walker, C., Muniz, M. F. B. und Araujo, M. M. (2014). Antagonism of Trichoderma spp. and Bacillus subtilis (UFV3918) to Fusarium sambucinum in Pinus elliottii Engelm. Revista Arvore 38, 505-512.

Mahowald, N., Jickells, T. D., Baker, A. R., Artaxo, P., Benitez-Nelson, C. R., Bergametti, G., Bond, T. C., Chen, Y., Cohen, D. D., Herut, B., Kubilay, N., Losno, R., Luo, C., Maenhaut, W., Mcgee, K. A., Okin, G. S., Siefert, R. L. und Tsukuda, S. (2008). Global distribution of atmospheric phosphorus sources, concentrations and deposition rates, and anthropogenic impacts. Global Biogeochemical Cycles 22, GB4026.

Maier-Maercker, U. und Koch, W. (1991). Experiments on the control capacity of stomata of Picea abies (L.) Karst. after fumigation with ozone and in environmentally damaged material. Plant, Cell and Environment 14, 175-184.

Mariotte, P., Le Bayon, R. C., Eisenhauer, N., Guenat, C. und Buttler, A. (2016). Subordinate plant species moderate drought effects on earthworm communities in grasslands. Soil Biology & Biochemistry 96, 119-127.

Marschner, H. (1995). Mineral Nutrition of Higher Plants. Academic Press, London, 889 S.

Matzner, E., Blanck, K., Hartmann, G. und Stock, R. (1989). Needle chlorosis pattern in relation to soil chemical properties in two Norway spruce (Picea abies, Karst) forests of the German Harz mountains. In: Bucher, J. B. und Bucher-Wallin, I. (eds.) , IUFRO conference: Air Pollution and Forest Decline, Interlaken (CH), 1988 Proceedings, S. 195-199. Birmensdorf.

McCarroll, D. und Loader, N. J. (2004). Stable isotopes in tree rings. Quaternary Science Reviews 23, 771-801.

McDowell, N., Pockman, W. T., Allen, C. D., Breshears, D. D., Cobb, N., Kolb, T., Plaut, J., Sperry, J., West, A., Williams, D. G. und Yepez, E. A. (2008). Mechanisms of plant survival and mortality during drought: why do some plants survive while others succumb to drought? New Phytologist 178, 719-739.

Meier, F., Forster, B. und Engesser, R. (2014). Borkenkäfer - Buchdrucker-Befall hat zugenommen. Waldschutz aktuell 2014

Meinen, C., Hertel, D. und Leuschner, C. (2009). Root Growth and Recovery in Temperate Broad-Leaved Forest Stands Differing in Tree Species Diversity. Ecosystems 12, 1103-1116.

Mellert, K. H. und Göttlein, A. (2012). Comparison of new foliar nutrient thresholds derived from van den Burg›s literature compilation with established central European references. European Journal of Forest Research 131, 1461-1472.

Menzel, A., Sparks, T. H., Estrella, N., Koch, E., Aasa, A., Ahas, R., Alm-Kübler, K., Bissolli, P., Braskavská, O., Briede, A. und et al. (2006). European phenological response to climate change matches the warming pattern. Global Change Biology 12, 1269-1976.

Mitchell, R. J., Beaton, J. K., Bellamy, P. E., Broome, A., Chetcuti, J., Eaton, S., Ellis, C. J., Gimona, A., Harmer, R., Hester, A. J., Hewison, R. L., Hodgetts, N. G., Iason, G. R., Kerr, G., Littlewood, N. A., Newey, S., Potts, J. M., Pozgai, G., Ray, D., Sim, D. A., Stockan, J. A., Taylor, A. F. S. und Woodward, S. (2014). Ash dieback in the UK: A review of the ecological and conservation implications and potential management options. Biological Conservation 175, 95-109.

Morillas, L., Gallardo, A., Portillo-Estrada, M. und Covelo, F. (2012). Nutritional status of Quercus suber populations under contrasting tree dieback. Forestry 85, 369-378.

Morovitz, D., Mellert, K.-H., Beck, J., Dietz, E. und Kölling, C. (2012). Neues Standortinformationssystem für Bayerns Wälder: Nährstoffpotential. KLIP 4 - Projekt «Karten für die Zukunft». Freising. Poster an der FOWITA.

Mrazek, F. (1983). Erhöhung der Widerstandskraft von Kiefernbeständen gegen den Blauen Kiefernprachtkäfer (Phaenops cyana F.) durch mineralische Düngung. Beiträge für die Forstwirtschaft 17, 122-123.

Novak, K., Skelly, J. M., Schaub, M., Kraeuchi, N., Hug, C., Landolt, W. und Bleuler, P. (2003). Ozone air pollution and foliar injury development. Environmental Pollution 125, 41-52.

Nykvist, N. (1971). The effect of clearfelling on the distribution of biomass and nutrients. Proc. JBP Workshop «Systems Analysis in Northern Coniferous Forest», S. 166-178.

O´Grady, A. P., Mitchell, P. J. M., Pinkard, E. A. und Tissue, D. T. (2013). Thirsty roots and hungry leaves: unravelling the roles of carbon and water dynamics in tree mortality. New Phytologist 200, 294-297.

O´Hara, R. B. (2005). Species richness estimators: how many species can dance on the head of a pin. Journal of Animal Ecology 74, 375-386.

Ocamb, C. M., Juzwik, J. und Martin, F. B. (2002). Fusarium spp. and Pinus strobus seedlings: root disease pathogens and taxa associated with seed. New Forests 24, 67-79.

OcCC (2008). Das Klima ändert - was nun? Der neue UN-Klimabericht (IPCC 2007) und die wichtigsten Ergebnisse aus Sicht der Schweiz. Organe consultatif sur les changements climatiques, Bern, 47 S., ISBN 978-3-907630-33-4

Oren, R., Sperry, J. S., Katul, G. G., Pataki, D. E., Ewers, B. E., Phillips, N. und Schäfer, K. V. R. (1999). Survey and synthesis of intra- and interspecific variation in stomatal sensitivity to vapour pressure deficit. Plant, Cell and Environment 22, 1515-1526.

Ouimet, R., Arp, P. A., Watmough, S. A., Aherne, J. und Demerchant, I. (2006). Determination and mapping Critical Loads of acidity and exceedances for upland forest soils in eastern Canada. Water Air and Soil Pollution 172, 57-66.

Paoletti, E. (2005). Ozone slows stomatal response to light and leaf wounding in a Mediterranean evergreen broadleaf, Arbutus unedo. Environmental Pollution 134, 439-445.

Pearson, M. und Mansfield, T. A. (1993). Interacting effects of ozone and water stress on the stomatal resistance of beech (Fagus sylvatica L.). New Phytologist 123, 351-358.

Penman, H. L. (1948). Natural evaporation from open water, bare soils and grass. Proc.Royal Meteorological Society London 193 (A), 120-145.

Penman, H. L. (1956). Estimating evaporation. Trans.Amer.Geophys.Union. 37, 1.

Perrin, R. und Garbaye, J. (1984). Influence de la nutrition du hêtre (Fagus sylvatica L.) sur la sensibilité au chancre provoqué par Nectria ditissima Tul. Ann. For.Sci. 41, 449-460.

Plum, N. M. und Filser, J. (2005). Floods and drought: Response of earthworms and potworms (Oligochaeta : Lumbricidae, Enchytraeidae) to hydrological extremes in wet grassland. Pedobiologia 49, 443-453.

Rademacher, P. (2008). Holzsortimente, Waldrestholz, Altholz, Holzinhaltsstofe und -rückführung. Göttingen, Abteilung für Holzbiologie und Holzprodukte Georg-August-Universität Göttingen. Bachelorvorlesung SS08 Holzbiologie und Holztechnologie.

Reich, P. B., Oleksyn, J., Modrzynski, J., Mrozinski, P., Hobbie, S. E., Eissenstat, D. M., Chorover, J., Chadwick, O. A., Hale, C. M. und Tjoelker, M. G. (2005). Linking litter calcium, earthworms and soil properties: a common garden test with 14 tree species. Ecology Letters 8, 811-818.

Reinds, G. J., Posch, M. und de Vries, W. (2001). A semi-empirical dynamic soil acidification model for use in spatially explicit integrated assessment models for Europe. Alterra Report 084, 55 S., Wageningen, Alterra Green World Research.

Remund, J. (2011). Standortstypenspezifische Trockenstress-risiken in Schweizer Wäldern. Zwischenbericht über ein BAFU-Projekt im Rahmen von Wald und Klima.

Remund, J., Rihm, B. und Huguenin-Landl, B. (2014). Klimadaten für die Waldmodellierung für das 20. und 21. Jahrhundert im Forschungsprogramm Wald und Klimawandel. Schlussbericht des Projektes. Meteotest, Bern, 38 S.

Remund, J., von Arx, G., Gallien, L., Rebetez, M., Huber, B. und Zimmermann, N. E. (2016). Klimawandel in der Schweiz - Entwicklung waldrelevanter Klimagrössen. In: Pluess, A. R., Augustin, S. und Brang, P. (eds.) , Wald im Klimawandel, S. 23-37. Haupt, Bern, Stuttgart, Wien.

Richards, L. A. (1931). Capillary conduction of liquids through porous mediums. Physics 1, 318-333.

Rihm, B. (1996). Critical Loads of Nitrogen and their Exceedances. BUWAL Environmental Series 275, 1-74.

Rihm, B. und Kurz, D. (2008). Input preparation for dynamic modeling with ForSAFE-VEG in Switzerland - depositon of nitrogen, sulfur and base cations and climate related parameters. In: Sverdrup, H. (ed.) , Toward critical loads for nitrogen based on biodiversity. Exploring different methods and first field tests. Background document for the 18th CCE workshop on the assessment of nitrogen effects under the ICP for Modelling and Mapping, S. 38-51. UN-ECE/LRTAP, Berne.

Rihm, B. und Achermann, B. (2016). Critical Loads of nitrogen and their exceedances, Swiss contribution to the effects-oriented work programme under the Convention on Long Range Transboundary Air Pollution (UNECE). 78 S., Berne, Federal Office for the Environment (FOEN).

Romanenko, V. A. (1961). Computation of the autumn soil moisture using a universal relationship for a large area. Kiev.

Rosengren, U., Göransson, H., Jönsson, U., Thelin, G. und Wallander, H. (2005). Functional Biodiversity Aspects of the Nutrient Sustainability in Forests - Importance of Root Distribution. Sustainable Forestry in Southern Sweden: The SUFOR Research Project, S. 77-100.

Rosengren-Brinck, U. und Stjernquist, I. (2010). Gå på djupet! Om rotdjup och rotproduktion i olika skogstyper. SUFOR.

Rosenstock, N., Berner, C., Smits, M. M., Kram, P. und Wallander, H. Ã. (2016). The role of phosphorus, magnesium and potassium availability in soil fungal exploration of mineral nutrient sources in Norway spruce forests. New Phytologist 211, 542-553.

Rothe, A., Kreutzer, K. und Küchenhoff, H. (2002). Influence of tree species composition on soil and soil solution properties in two mixed spruce-beech stands with contrasting history in Southern Germany. Plant and Soil 240, 47-56.

Rothe, A. und Mellert, K. H. (2004). Effect of forest management on nitrate concentrations in seepage water of forests in southern Bavaria, Germany. Water Air and Soil Pollution 156, 337-355.

Rothpfeffer, C. (2007). From wood to waste and waste to wood. Aspects of recycling waste products from the pulp mill to the forest soil. 83, 44 S., Uppsala.

Rouault, G., Candau, J.-N., Lieutier, F., Nageleisen, L.-M., Martin, J.-C. und Warzée, N. (2006). Effects of drought and heat on forest insect populations in relation to the 2003 drought in Western Europe. Ann.For.Sci. 63, 613-624.

Samuelson, L. J. und Kelly, J. M. (1996). Carbon partitioning and allocation in northern red oak seedlings and mature trees in response to ozone. Tree Physiology 16, 853-858.

Saurer, M. und Siegwolf, R. T. W. (2007). Human impacts on tree-ring growth reconstructed from stable isotopes. In: Dawson, T. E. und Siegwolf, R. T. W. (eds.) , Stable Isotopes as Indicators of Ecological Change, S. 49-62.

Scheidegger, Y., Saurer, M., Bahn, M. und Siegwolf, R. (2000). Linking stable oxygen and carbon isotopes with stomatal conductance and photosynthetic capacity: a conceptual model. Oecologia 125, 350-357.

Schirkonyer, U. (2013). Ectomycorrhizal diversity at five different tree species in forests of the Taunus Mountains in Central Germany. Open J.Ecology 3, 66-81.

Schleser, G. H., Helle, G., Lucke, A. und Vos, H. (1999). Isotope signals as climate proxies: The role of transfer functions in the study of terrestrial archives. Quaternary Science Reviews 18, 927-943.

Schulla, J. (2013). Model Description WaSIM (Water balance Simulation Model). http://www.wasim.ch/de/products/wasim_description.htm, Zurich

Schütt, P., Schuck, H. J. und Stimm, B. (1992). Lexikon der Forstbotanik. Ecomed-Verlag, Landsberg

Seidling, W. (2007). Signals of summer drought in crown condition data from the German Level I network. European Journal of Forest Research 126, 529-544.

Seitler, E., Thöni, L. und Meier, M. (2015). Atmosphärische Stickstoff-Deposition in der Schweiz 2000 bis 2014. Rapperswil, FUB.

Shuttleworth, J. (1993). Evaporation. In: Maidment, D. R. (ed.) , Handbook of Hydrology, S. 4.1-4.53. McGraw-Hill, New York, USA.

Shuttleworth, J. (2007). Putting the vap› into evaporation. http://www.hydrol-earth-syst-sci.net/11/210/2007/hess-11-210-2007.pdf.

Siegwolf, R. T. W., Goldsmith, G. R. und Braun, S. (2016). Evaluation of the importance of oxygen and hydrogen isotopic ratios of plant source water for the interpretation of water isotopes in plant tissues. Gent. Joint European Stable Isotopes user group Meeting (JESIUM).

Sitte, P., Weiler, E. W., Kadereit, J. W., Bresinsky, A. und Körner, C. (2002). Lehrbuch der Botanik, Strasburger. Spektrum, Akademischer Verlag GmbH, Heidelberg, Berlin, ISBN 3-8274-1010-X

Skelly, J. M., Innes, J. L., Savage, J. E., Snyder, K. R., VanderHeyden, D. J., Zhang, J. und Sanz, M. J. (1999). Observation and confirmation of foliar ozone symptoms of native plant species of Switzerland and Southern Spain. Water Air and Soil Pollution 116, 227-234.

Smith, S. E. und Read, D. J. (2010). Mycorrhizal symbiosis. Academic press, ISBN 0080559344

Spellmann, H., Sutmöller, J. und Meesenburg, H. (2007). Risikovorsorge im Zeichen des Klimawandels. AFZ-Der Wald 62, 1246-1249.

Sponagel, H., Grottenthaler, W. und Hartmann, K.-J. (2005). Bodenkundliche Kartieranleitung. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (ed.), E.Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung, Hannover, ISBN 978-3-510-95920-4

St.Clair, S. B. S., Carlson, J. E. und Lynch, J. P. (2005). Evidence for Oxidative Stress in Sugar Maple Stands Growing on Acidic, Nutrient Imbalanced Forest Soils. Oecologia 145, 258-269.

Stocker, R., Burger, T., Elsener, O., Liechti, T., Portmann-Orlowski, K. und Zantop, S. (2002). Die Waldstandorte des Kantons Aargau. Finanzdepartement des Kantons Aargau, Abteilung Wald, Wohlen

Stüber, V., Meiwes, K. J. und Mindrup, M. (2008). Nachhaltigkeit und Vollbaumnutzung: Bewertung aus Sicht der forstlichen Standortskartierung am Beispiel Niedersachsen. Forst und Holz 63, 28-34.

Suz, L. M., Barsoum, N., Benham, S., Dietrich, H. P., Fetzer, K. D., Fischer, R., García, P., Gehrman, J., Kristöfel, F., Manninger, M., Neagu, S., Nicolas, M., Oldenburger, J., Raspe, S., Sánchez, G., Schröck, H. W., Schubert, A., Verheyen, K., Verstraeten, A. und Bidartondo, M. I. (2014). Environmental drivers of ectomycorrhizal communities in Europe›s temperate oak forests. Molecular Ecology 23, 5628-5644.

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.

Sykes, M. T., Prentice, I. C. und Cramer, W. (1996). A Bioclimatic Model for the Potential Distributions of North European Tree Species Under Present and Future Climates. Journal of Biogeography 23, 203-233.

Talkner, U., Jansen, M. und Beese, F. O. (2009). Soil phosphorus status and turnover in central-European beech forest ecosystems with differing tree species diversity. European Journal of Soil Science 60, 338-346.

Talkner, U., Meiwes, K. J., Potoèiæ, N., Seletkoviæ, I., Cools, N., De Vos, B. und Rautio, P. (2015). Phosphorus nutrition of beech (Fagus sylvatica) is decreasing in Europe. Annals of Forest Science DOI 10.1007/s13595-015-0459-8

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.

Ulrich, B. (1981). Oekologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. Zeitschr. Bodenkd.Pflanzenern. 144, 289-305.

Ulrich, B. und Matzner, E. (1983). Abiotische Folgewirkungen der weiträumigen Ausbreitung von Luftverunreinigungen. Forschungsbericht 104 02 615.

UNECE (2005). Forest Condition in Europe. 2005 Technical Report. Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests 99 S., Geneva and Brussels, UNECE.

UNECE (2010). Workshop on the Review and Revision of Empirical Critical Loads and Dose-response Relationships - Nordwijkerhout, The Netherlands, 23-25 June 2010 , held under the UN/ECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution.

UNECE (2011). Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23-25 June 2010. RIVM report 680359002, Coordination Centre for Effects, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM).

UNECE (2017). Mapping Critical Levels for Vegetation. Revised Chapter 3 of the UNECE Manual on methodologies and criteria for Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends. Prepared under the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (UNECE) by the International Cooperative Programme on Effects of Air Pollution on Natural Vegetation and Crops (ICP Vegetation. 66 S., Bangor, UK, Center for Ecology & Hydrology (CEH).

VanderHeyden, D., Skelly, J., Innes, J., Hug, C., Zhang, J., Landolt, W. und Bleuler, P. (2001). Ozone exposure thresholds and foliar injury on forest plants in Switzerland. Environmental Pollution 111, 321-331.

Veresoglou, S. D., Barto, E. K., Menexes, G. und Rillig, M. C. (2013). Fertilization affects severity of disease caused by fungal plant pathogens. Plant Pathology 62, 961-969.

Vollenweider, P., Ottinger, M. und Günthardt-Goerg, M. (2003). Validation of leaf ozone symptoms in natural vegetation using microscopical methods. Environmental Pollution 124, 101-118.

von Wilpert, K., Bösch, B., Bastian, P., Zirlewagen, D., Hepperle, F., Holzmann, S., Puhlmann, H., Schäffer, J., Kändler, G. und Sauter, U. H. (2011). Biomasse-Aufkommensprognose und Kreislaufkonzept für den Einsatz von Holzaschen in der Bodenschutzkalkung in Oberschwaben. Berichte Freiburger Forstliche Forschung 87, 155 S., Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Abteilung Boden und Umwelt.

Wagner, M., Sutmöller, J., Nagel, R.-V., Rudolph, J., Hansen, J., Noltensmeier, A., Scheler, B., Meesenburg, H., Nagel, J., Spellmann, H. und Eichhorn, J. (2015). Untersuchungen zur Anpassungsfähigkeit hessischer Buchenwälder an veränderte Klimabedingungen. Analyse der Auswirkungen klimawandelbedingter Erhöhung des Trockenstressrisikos auf die Vitalität und Leistungsfähigkeit von Buchenwäldern. Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Göttingen, 106 S.

Walker, T. W. und Syers, J. K. (1976). The fate of phosphorus during pedogenesis. Geoderma 15, 1-19.

Wang, X., Agathokleous, E., Qu, L., Watanabe, M. und Koike, T. (2016). Effects of CO2 and O3 on the interaction between root of woody plants and ectomycorrhizae. Journal of Agricultural Meteorology 72, 95-105.

Wellburn, F. A. M. und Wellburn, A. R. (1994). Atmospheric ozone affects carbohydrate allocation and winter hardiness of Pinus halepensis Mill. Journal of Experimental Botany 45, 607-614.

Wermelinger, B. und Seifert, M. (1999). Temperature-dependent reproduction of the spruce bark beetle Ips typographus, and analysis of the potential population growth. Ecological Entomology 24, 103-110.

Wittig, V. E., Ainsworth, E. A., Naidu, S. L., Karnosky, D. F. und Long, S. P. (2009). Quantifying the impact of current and future tropospheric ozone on tree biomass, growth, physiology and biochemistry: a quantitative meta-analysis. Global Change Biology 15, 396-424.

Würth, M. K. R., Peláez-Riedl, S., Wright, S. J. und Körner, C. (2005). Non-structural carbohydrate pools in a tropical forest. Oecologia 143, 11-24.

Yang, N., Zavisic, A., Pena, R. und Polle, A. (2016). Phenology, photosynthesis, and phosphorus in European beech (Fagus sylvatica L.) in two forest soils with contrasting P contents. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 179, 151-158.

Zingg, A. und Bürgi, A. (2008). Trockenperioden seit 1900 und Waldwachstum: eine Analyse langfristiger Datenreihen | Drought periods since 1900 and growth of forest stands: an analysis of long-term data series. Schweizerische Zeitschrift fur Forstwesen 159, 352-361.

Zweifel, R., Rigling, A. und Dobbertin, M. (2009). Species-specific stomatal response of trees to drought - a link to vegetation dynamics? Journal of Vegetation Science 20, 442-454.

Zweifel, R., Etzold, S., Haeni, M., Burri, S., Haeler, E., Walthert, L., Köchli, R., Braun, S., Buchmann, N. und Eugster, W. (2017). Treenet: Auswertungen und Analysen der Jahre 2011-2015. Bericht zuhanden des Bundesamtes für Umwelt BAFU, Birmensdorf

14 Anhang

14.1 Statistische Auswertung und Tabellen

Um die Lesbarkeit des Berichtes nicht unnötig zu erschweren, wurde auf eine detailliertere Beschreibung der statistischen Auswertung verzichtet. Grundsätzlich wurden multivariate Auswertungen mit einem möglichst umfassenden Datenset vorgenommen. Die Auswahl der anfänglich in ein Regressionsmodell einbezogenen erklärenden Variablen richtete sich nach theoretischen Überlegungen, wobei Störvariablen wie Alter und Meereshöhe mit in die Analyse eingeschlossen wurden. Der gruppierten Anordnung (Bäume innerhalb Fläche, zeitliche Wiederholungen) wurde mit der Anwendung gemischter Regressionen (Funktionen lmer und glmer in R: Paket lme4, Bates et al. 2015) Rechnung getragen. Die abhängigen Variablen wurden je nach Bedarf transformiert, um eine Normalverteilung der Residuen sicherzustellen. Nichtlineare Beziehungen wurden mit polynominaler Regression (Funktion ‹poly› in R) berechnet, Daten der Mortalität mit logistischer Regression. Prädiktoren, die das Akaike Information Criterium (AIC) erhöhten, wurden rückwärts aus dem Regressionsmodell eliminiert. Auch die Auswahl der Grade für die Polynome, die Wahl der Zeitperiode, über die ein Klimaparameter gemittelt wurde, oder die Entscheidung zu Transformationen einzelner Variablen erfolgte durch Minimierung des AIC. Interaktionen wurden systematisch getestet. Für eine detailliertere Beschreibung des Vorgehens vgl. Braun et al. (2017a und 2017b).

Um die Ergebnisse vor allem auch von nichtlinearen Regressionen zu visualisieren und damit die Interpretation zu erleichtern, wurden alle anderen Prädiktoren gemittelt und die Schätzwerte («predicted values») gegen die interessierende Variable aufgetragen. Wenn das Ergebnis einer Interaktion illustriert wurde, wurde in der Regel auch die Beziehung mit dem Mittelwert der Zweitvariable eingezeichnet, um die allgemeingültige Beziehung zu zeigen.

Eine Beschreibung der in einigen Auswertungen verwendeten «polynomially distributed lag»-Modelle findet sich in Kap. 14.1.2 und 14.1.3. Detailinformationen zu den einzelnen Auswertungen finden sich bei den nachfolgenden Tabellen mit den Regressionsergebnissen.

Tab. 17: Prädiktoren für die Kronenverlichtung von Buchen.

	Koeffizient	SE	p-Wert
(Intercept)	4.0427	0.4004	0.0000
Eta/Etp Vorjahr	-4.2734	0.4129	0.0000
Ozon Vorjahr	0.1387	0.0161	0.0000
Fruchtbehang laufendes Jahr	16.1294	1.2290	0.0000
Fruchtbehang laufendes Jahr quadriert	1.7571	1.1911	0.1401

Tab. 18: Prädiktoren für die Kronenverlichtung von Fichten.

	Koeffizient	SE	p-Wert
(Intercept)	1.5018	1.4152	0.2886
Eta/Etp Vorjahr	-3.3227	0.5497	0.0000
Eta/Etp zwei Jahre zuvor	-1.3039	0.5365	0.0151
Eta/Etp drei Jahre zuvor	-1.6792	0.5342	0.0017
Eta/Etp vier Jahre zuvor	-1.0552	0.5507	0.0554
Alter logarithmiert	1.6378	0.2540	0.0000
Spätfrost	0.1786	0.0449	0.0001
Temperatur Nov-März	0.0664	0.0297	0.0254

	poly	Koeff	SE	p-Wert
(Intercept)		-1.2395	1.0242	0.226184
minimale Wasserbilanz Vorjahr		-2.496	0.8358	0.002824
minimale Wasserbilanz zwei Jahre vorher		-2.0981	0.7975	0.008518
Meereshöhe (km)		-4.1116	1.1829	0.000509
Phosphor	1	-17.3489	6.5794	0.008368
Phosphor	2	12.3102	4.7159	0.009044

Tab. 19: Regressionsergebnis für die Mortalität der Buchen (gruppierte logistische Regression). Zeitraum 1987-2016, Anzahl Beobachtungen (Flächen x Jahre) 2130, Anzahl Einzelbeobachtungen 139411, Anzahl abgestorbene Buchen 117. Abhängige Variablen: Anzahl toter und überlebender Bäume pro Standort und Jahr. poly: Anzahl Freiheitsgrade des Polynommodells.

	poly	Koeff	SE	p-Wert
(Intercept)		9.3776	1.9944	0.0000
Eta/Etp Vorjahr		-6.9779	0.9822	0.0000
Eta/Etp zwei Jahre zuvor		-4.9037	1.1236	0.0000
Eta/Etp drei Jahre zuvor		-4.5560	1.1737	0.0001
N:K-Verhältnis	1	-22.5839	6.8083	0.0009
N:K-Verhältnis	2	-46.6660	8.3043	0.0000
Magnesium		-3.0301	0.6028	0.0000
N-Deposition	1	26.4654	8.5191	0.0019
N-Deposition	2	-14.6962	6.2657	0.0190
Phosphor	1	35.2385	6.1453	0.0000
Phosphor	2	-22.5568	4.6195	0.0000

Tab. 20: Prädiktoren für die Mortalität von Fichten. poly: Anzahl Freiheitsgrade des Polynommodells mit Trockenheitsindikatoren für Einzeljahre, ohne Interaktionen.

	poly	Koeff	SE	p-Wert
(Intercept)		30.2923	5.7333	0.0000
Eta/Etp Gleitmittel über 3 Jahre		114.2860	23.3781	0.0000
Eta/Etp Gleitmittel über 3 Jahre		-8.6781	3.7191	0.0196
N:K-Verhältnis		365.8560	59.4718	0.0000
N:K-Verhältnis	1	-73.7540	10.6912	0.0000
Magnesium	2	-2.5068	0.6046	0.0000
Phosphor		34.4492	6.1209	0.0000
Phosphor	1	-19.6922	4.6790	0.0000
N-Deposition	2	0.5986	0.2475	0.0156
Trockenheit * N:K	1	-14.3231	2.1872	0.0000
Trockenheit * N-Deposition	2	-0.5957	0.2874	0.0382

Tab. 21: Prädiktoren für die Mortalität von Fichten mit Trockenheitsindikatoren zusammengefasst und Interaktionen. poly: Anzahl Freiheitsgrade des Polynommodells.

	Koeffizient	SE	p-Wert
(Intercept)	0.9275	2.3827	0.697081
minimale Standortswasserbilanz Mittelwert über 4 Jahre	-9.8927	2.9913	0.000943

Tab. 22: Prädiktoren für die Mortalität von Eichen. Die minimale Standortswasserbilanz wurde über 4 Jahre gemittelt

	Buchen			
	Koeff	SE	p-value	deltaAIC
N	0.0068	0.0047	0.1477	8.8
K	-0.0233	0.0233	0.3174	6.7
Ca	0.0086	0.0263	0.7430	7.3
Mg	0.1513	0.0445	0.0007	-2.0

	Fichten			
	Koeff	SE	p-value	deltaAIC
N	0.0088	0.0055	0.1126	8.3
K	-0.0474	0.0232	0.0414	3.7
Ca	0.0139	0.0301	0.6450	7.0
Mg	0.0077	0.0305	0.8003	7.1

Tab. 23: Regression von Nährstoffkonzentration im Buchenlaub (links, 19 Flächen) und Fichtennadeln (rechts, 24 Flächen) mit der Konzentration der entsprechenden Elemente in der Bodenlösung. DeltaAIC: Differenz des AIC zwischen dem Modell mit und ohne Bodenlösung.

	Buchen		
	Koeff	SE	p-Wert
N	-0.0390	0.0071	0.0000
K	-0.0861	0.0102	0.0000
Mg	-0.0421	0.0044	0.0000
Ca	0.1513	0.0057	0.0000
Al	0.0065	0.0064	0.3097
BC/Al	-0.0410	0.0068	0.0000

	Fichten		
	Koeff	SE	p-Wert
N	-0.0496	0.0129	0.0001
K	-0.0595	0.0113	0.0000
Mg	-0.0302	0.0053	0.0000
Ca	-0.0265	0.0057	0.0000
Al	0.0156	0.0062	0.0114
BC/Al	-0.0420	0.0053	0.0000

Tab. 24: Regression für den zeitlichen Trend verschiedener Elemente in der Bodenlösung für das Datenset der in Tab. 23 analysierten 19 Buchenflächen (links) und 24 Fichtenflächen (rechts).

Tab. 25: Überblick über die Regressionsergebnisse mit dem Stammzuwachs Buchen. Die ersten vier Spalten links geben die Anzahl Freiheitsgrade für die Haupteffekte und die Interaktionen der beiden berechneten Regressionsmodelle an. In der fünften Spalte ist die Richtung der Regression mit der entsprechenden Hauptkomponente angegeben, in der sechsten die Signifikanz des Haupteffektes in einer ANOVA. Rechts oben von der grau hervorgehobenen Diagonale: AIC-Differenzen für die Interaktionen, untere Hälfte: Vorzeichen der Interaktion. p: Polynom (d.h. positive und negative Abschnitte). Der grau schraffierte Bereich gibt die Ergebnisse eines separaten Polynommodells an, das nur Nährstoffinteraktionen enthielt, diese aber dafür polynom («Modell2»).

	df Modell 1	df Interakt. Mod. 1	df Modell 2	df Interakt. Mod. 2	Richtung Regression	p Haupteffekt	Interaktionen Buche																	
							N im Laub	N:Mg im Laub	N:P im Laub	N:K im Laub	N:Ca im Laub	Alter	Fruchtbehang	Kronenprojektion	N-Deposition	Bestandesdichte	POD1	Anteil Laubholz	ETa/ETp	soziale Stellung	Stellung im Bestand	Wintertemperatur	Sturmböen	BHD Anfang
N im Laub	2		2	8	∪	>0.1		103	79	71	80	35	69											50
N:Mg im Laub	1		2	8	∪	***	p		111	108	145											116		
N:P im Laub	2		2	8	∪	***	p	p		65	117	23						46						26
N:K im Laub	2	1	2	8	—	***	p	p	p		89		22						10					
N:Ca im Laub	1	1	2	8	+	***	p	p	p	p														
Alter	1	3	1		—	*	+		—										35					
Fruchtbehang	2	3	2		—	***	—			+														
Kronenprojektionsfläche	2		2		+	***																		
N-Deposition	3	2	3		∩	***													27			34		
Bestandesdichte	1	1	1		—	**												16						
Ozon (POD1)	2		2		—	***																		
Anteil Laubholz	1		1		—	***			+							—								
ETa/ETp erste 85 Tage	2		2		+	***				+		—			+									
soziale Stellung	1		1		+	**							—											
Stellung im Bestand	1		1		—	***		—							—									
Wintertemperatur	1		1		+	*		—																
Sturmböen Schwellenwert	1		1		—	***																		
BHD Anfang	2		2		+	***	+		—															

Tab. 26: Überblick über die Regressionsergebnisse mit dem Stammzuwachs Fichten. Die ersten vier Spalten links geben die Anzahl Freiheitsgrade für die Haupteffekte und die Interaktionen der beiden berechneten Regressionsmodelle an. In der fünften Spalte ist die Richtung der Regression mit der entsprechenden Hauptkomponente angegeben, in der sechsten die Signifikanz des Haupteffektes in einer ANOVA. Rechts oben von der grau hervorgehobenen Diagonale: AIC-Differenzen für die Interaktionen, untere Hälfte: Vorzeichen der Interaktion. p: Polynom (d.h. positive und negative Abschnitte). Der grau schraffierte Bereich gibt die Ergebnisse eines separaten Polynommodells an, das nur Nährstoffinteraktionen enthielt, diese aber dafür polynom («Modell2»)

	df Modell 1	df Interakt. Mod. 1	df Modell 2	df Interakt. Mod. 2	Richtung Regression	p Haupteffekt	Interaktionen Fichten																
							N im Laub	N:Mg im Laub	N:P im Laub	N:K im Laub	N:Ca im Laub	Alter	Kronenprojektion	N-Deposition	Bestandesdichte	POD1	Standorts-wasserbilanz	soziale Stellung	Stellung im Bestand	Temperatur Frühjahr	Wintertemperatur	Sturmböen	BHD Anfang
N im Laub	2		2	8	⊃	***		103	79	71	80	35											
N:Mg im Laub	1	2	2	8	+	***	p		111	108	145									7,0			20
N:P im Laub	2		2	8	⊂ ⊃	**	p	p		65	117	23											
N:K im Laub	1		2	8	⊃	>0.1	p	p	p		89												
N:Ca im Laub	2	1	2	8	⊂ ⊃	***	p	p	p	p												3,5	
Alter	2	1	2		—	***															6,8		
Kronenprojektionsfläche	3		3		+	***																	
N-Deposition	3	1	3		⊃	**															5,7		
Bestandesdichte	1		1		—	***																	
Ozon (POD1)	1		1		—	*																	
Standortswasserbilanz	2		2		+	***																	
soziale Stellung	1		1		+	***																	
Stellung im Bestand	1		1		—	***																4,7	
Temperatur Frühjahr	3		3		+	***		+															
Wintertemperatur	3		3		—	***						—		—									
Sturmböen Schwellenwert	1	2	1		+	*					—								+				
BHD Anfang	2		2		+	***		+															

Tab. 27: Beziehungen zwischen den Konzentrationen und den Verhältnissen der Nährstoffe im Buchenlaub mit verschiedenen Prädiktoren. – = negative Korrelation, + = positive Korrelation, p = Polynom, signifikant mit p<0.001 (3 Symbole), p<0.01 (2 Symbole), p<0.05 (1 Symbol), p<0.1 (1 Symbol in Klammern), p>0.1 nicht signifikant (nur gezeigt, wenn die Variable Teil einer Interaktion bildet). Leere Felder: nicht in die Regression einbezogen (delta AIC >2). LF: laufendes Frühjahr, VF: Frühjahr des vorausgehenden Jahres, VVEG: Vegetationsperiode des Vorjahrs. Austauschbare Kationen: K, Mg oder Mn, je nach abhängiger Variable.

	Fagus sylvatica								
	N	P	K	Ca	Mg	Mn	N:P	N:K	N:MG
N-Deposition	ns	---	---		ppp		++	ppp	
Zeit	---	---	--		-				
Alter	---								
P im obersten Horizont		+++					---	+	-
Gesamt-P im Boden 0-60 cm		ppp					--		
austauschbare Kationen im Boden 0-40 cm			+++		+++	ppp		---	ppp
pH($CaCl_2$)		---					+++	-	
Basensättigung 0-40 cm				+++		ppp			
$CaCO_3$ 0-40 cm						pp			
Lufttemperatur LF			ppp						ppp
Lufttemperatur VVEG		ns							
Niederschlag LF		ns	ns				(-)		
ETa/ETp LF				ns				+++	
ETa/ETp VVEG									+++
ETa/ETp VF								ns	
SWB VVEG					---				
N-Deposition * time	---	---							
N-Deposition * pH($CaCl_2$)		+++					---	---	
N-Deposition * total P 0-60cm							+++		
N-Deposition * austauschbares K									
N-Deposition * Niederschlag LF							---		
P oberster Horizont*ETa/ETp VVEG									---
Basensättigung * ETa/ETp LF				+++					
austauschbares K 0-40 cm*ETa/ETp VF								+++	
Niederschlag LF * Lufttemperatur VVEG		---							
Lufttemperatur LF * Niederschlag LF			---						
SWB VVEG * Lufttemperatur VVEG					---				

	Picea abies								
	N	P	K	Ca	Mg	Mn	N:P	N:K	N:MG
N-Deposition	ppp		---	ppp			+++	+++	
Zeit	---	---							
Alter	---								
N im obersten Horizont	---						++	ppp	---
P im obersten Horizont							---	ppp	
Gesamt-P im Boden 0-60 cm		++							
austauschbare Kationen im Boden 0-40 cm			ppp		+++	ppp			---
pH($CaCl_2$)							+++		
Basensättigung 0-40 cm		ppp		+++		ppp		---	
$CaCO_3$ 0-40 cm							--		
Anteil Laubholz					pp				
Lufttemperatur LF				ppp					
Niederschlag VVEG									ppp
ETa/ETp LF			ppp						ppp
ETa/ETp VVEG				--				ppp	
ETa/ETp VF					---				
N-Deposition * ETa/ETp LF			+++						
Basensättigung * ETa/ETp LF								+++	

Tab. 28: Beziehungen zwischen den Konzentrationen und den Verhältnissen der Nährstoffe in Fichtennadeln mit verschiedenen Prädiktoren. – = negative Korrelation, + = positive Korrelation, p = Polynom. Erläuterungen s. Tab. 27.

	Quercus sp.								
	N	P	K	Ca	Mg	Mn	N:P	N:K	N:MG
N-Deposition	++	--	-	p			++	+	
Zeit	---								
N im obersten Horizont							++		
P im obersten Horizont							--		
citratlösliches P 0-40 cm		+++					---		
austauschbare Kationen im Boden 0-40 cm			+++	ppp	++	+++		---	---
Basensättigung 0-40 cm		--				---	+++		
Niederschlag VVEG			---					+++	pp
ETa/ETp LF								ppp	
Art	***	***	***						
citratlösliches P * Art		***							
austauschbare Kationen * Niederschlag VVEG			---					+++	

Tab. 29: Beziehungen zwischen den Konzentrationen und den Verhältnissen der Nährstoffe im Eichenlaub mit verschiedenen Prädiktoren. – = negative Korrelation, + = positive Korrelation, p = Polynom. Art: signifikanter Unterschied zwischen Eichenarten. Erläuterungen s. Tab. 27.

		Profilmerkmal					Denitrifikationsfaktor
Bezeichnung	Stufe	Sd	(SD)	Sw	(Sw)	Go	f_de
nicht vernässt	0	≥=90	>70		40		0,1
sehr schwach vernässt	1	>70-90	>50-70	50	30	80-90	0,3
schwach vernässt	2	>50-70		40	<=20	60-70	0,4
mittel vernässt	3	>30-50		30		40-50	0,5
stark vernässt	4	30		20		20-30	0,6
sehr stark vernässt	5	20		20			0,7
äusserst stark vernässt	6						0,8

Tab. 30: Einstufung der Vernässung in den Bodenprofilen (nach Arbeitskreis Standortskartierung 2003 und Frei et al. 1980). Angegeben ist die Tiefe des ersten Auftretens des entsprechenden Vernässungsmerkmals in cm. Zugeordneter Denitrifikationsfaktor gemäss Rihm (1996) und CLRTAP (2016). Die letztere Quelle gibt Faktoren von 0-0.8 an, wobei 0 für «exzessiv drainiert» und 0.8 für Torf steht; beides kam im verwendeten Datenkollektiv nicht vor.
Sd = Stauwassereinfluss, wasserstauend, Sw= Stauwassereinfluss, stauwasserleitend, Go= Grundwassereinfluss, oxidiert. Klammer: Merkmal nur schwach ausgeprägt.

	poly	Koeff	SE	p-Wert
(Intercept)		-2.299	0.685	0.0008
modellierter N-Eintrag	1	0.111	0.023	0.0000
Denitrifikationsfaktor (f_de)	1	-18.721	5.014	0.0002
Denitrifikationsfaktor (f_de)	2	4.644	4.555	0.3080
Sickerwassermenge (mm)	1	9.392	1.845	0.0000
Sickerwassermenge (mm)	2	-2.687	1.229	0.0288

Tab. 31: Regressionsoutput für die Berechnung der N-Auswaschung. Abhängige Variable: N-Auswaschung. poly: Grad der Polynomfunktion in R.

	Koeff	SE	p-Wert
(Intercept)	-0.2842	0.0311	0.0000
Anfangswert BC/Al-Verhältnis 4 Jahre zuvor	-0.1722	0.0076	0.0000
pH der Bodenlösung 4 Jahre zuvor	0.0716	0.0068	0.0000
Basensättigung	0.0025	0.0003	0.0000
Tiefe (0: <70 cm, 1:>=70 cm)	0.0634	0.0065	0.0000

Tab. 32: Geschwindigkeit der Veränderung des BC/Al-Verhälnisses (logarithmiert) in Beziehung zu verschiedenen Prädiktoren.

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

Tab. 33: Schätzung der maximalen Aufnahmetiefe für Ca, K, Mg und P aus dem Boden (in cm) aufgrund von Blatt- und Bodenchemie. Die getesteten Klimavariablen waren (jeweils gemittelt über die Zeit zwischen Beginn der Vegetationsperiode und Laubernte): E: Evapotranspirationsverhältnis, T: Temperatur, S: Anzahl Tage mit Bodenwassersättigung.

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

Tab. 34: R^2-Werte der Korrelationen zwischen der Verwitterung der basischen Kationen (BC) Ca, K und Mg einerseits (BC_Verw.) und der Basensättigung in 0-40 cm Tiefe (BS40) bzw. den austauschbaren Konzentrationen von Ca, K und Mg (Ca40, K40, Mg40) andererseits.

	Waldbeobachtungsflächen (Messwerte)		Vegetationseinheiten (Schätzwerte aus Kartierungsschlüsseln)	
	Buchen /Eichen	Fichten	Laubholz	Nadelholz
n	117	78	135	142
R^2	0.517	0.752	0.691	0.738
Höhe ü.M.	0.021.2	-0.0118		0.0173
(Höhe ü. M.)²	-1.8842E-05			-1.3205E-05
$TRO_{Ökogramm}$	-2.539		-4.648	-4.681
$pH_{Ökogramm}$	3.665		0.438	
$(pH_{Ökogramm})^2$	-0.401			
N-Deposition		0.236		

Tab. 35: Regressionsergebnisse zur Schätzung der Oberhöhenbonität. Die Zahlen in den Feldern sind die Koeffizienten für die entsprechende Variable. Fehlende Einträge für einen Parameter bedeuten, dass dieser nicht signifikant war.

	Wurzelspitzen					Meshbags			
	Anzahl Flächen	Koeffizient	R^2	P		Koeffizient	R^2	P	
Artanzahl	15	-1.29	0.51	0.002	**	-2.52	0.22	0.046	*
ACE (geschätzer Artenreichtum)	15	-2.64	0.47	0.003	**	-3.25	0.31	0.018	*
R (erwarteter Artenreichtum)	15	-1.02	0.51	0.002	**	-4.41	0.39	0.008	**
H (Shannon›s Diversitätsindex)	15	-0.04	0.32	0.020	*	-0.02	0.03	0.427	
J (Community Evenness)	15	-0.01	0.01	0.357		-0.01	0.04	0.510	

Tab. 36: Korrelation der EM Diversität auf Wurzelspitzen und in Meshbags in den 15 Flächen mit N-Deposition basierend auf Varianzanalyse. *, P = 0.05–0.01; **, P = 0.01–0.001; ***, P < 0.001.

Tab. 37: Beziehungen zwischen Umweltfaktoren und Artenzusammensetzung auf den Wurzelspitzen (a) und in Meshbags (b) sowie für die Zusammensetzung der Explorationstypen auf den Wurzelspitzen (c) analysiert anhand einer PERMANOVA. Diese multifaktoriellen Modelle waren für alle Faktoren signifikant in allen Kombinationsmöglichkeiten;(*, P = 0.05-0.01; **, P = 0.01-0.001; ***, P < 0.001). Es gab kein signifikant multifaktorielles Modell für die Explorationstypen in den Meshbags.

	Wurzelspitzen	df	F	R^2	p-Wert			Meshbags	df	F	R^2	p-Wert	
Artenzusammensetzung							Artenzusammensetzung						
a)	Temperatur	1	2.52	0.128	0.0004	***	b)	Temperatur	1	1.76	0.103	0.0104	*
	Basensättigung	1	3.21	0.164	0.0003	***		Basensättigung	1	2.68	0.157	0.0001	***
	N Deposition	1	2.90	0.148	0.0003	***		Jahresniederschlag	1	1.63	0.096	0.0227	*
	Residuen	11		0.560				Residuen	11		0.644		
	Total	14		1.000				Total	14		1.000		
Explorationstypen-Zusammensetzung													
c)	Basensättigung	1	6.69	0.228	0.0083	**							
	N im Boden	1	10.66	0.363	0.0008	***							
	Residuen	12		0.409									
	Total	14		1.000									

		df	Vertikal-bohrer	Horizontal-bohrer	Streu-bewohner
Anzahl	pH(CaCl2)	3	0.0000	0.0000	0.0131
	klimatische Wasserbilanz	2	0.0000	0.0000	0.3534
	Lufttemperatur	2	0.0003	0.1440	0.6469
	Streuqualität	2	0.0134	0.1914	0.4458
Biomasse	pH(CaCl2)	3	0.0000	0.0000	0.0422
	klimatische Wasserbilanz	2	0.0000	0.0000	0.3803
	Lufttemperatur	2	0.0001	0.2758	0.4591
	Streuqualität	2	0.0374	0.1028	0.5250

Tab. 38: p-Werte der Regressionen von Anzahl und Biomasse von Regenwürmern (ANOVA). Um einen besseren Vergleich zwischen den verschiedenen Gruppen zu ermöglichen, wurde unabhängig vom p-Wert für alle Parameter die gleichen erklärenden Variablen verwendet. Klimatische Wasserbilanz: Summe Regen minus Summe potentielle Evapotranspiration über die der Erhebung vorausgehenden 60 Tage. Lufttemperatur: Mittelwert über die letzten 365 Tage vor der Erhebung.

14.1.2 Polynomially distributed lag model zur Berechnung der Tiefe der Nährstoffaufnahme

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

- Die wurzeltransformierten Blattkonzentrationen an Calcium, Magnesium, Kalium und Phosphor aller verfügbaren Jahre wurden als abhängige Variablen verwendet, gruppiert nach Jahren (gemischte Regression).
- Die pflanzenverfügbaren Mengen im Boden (NH_4Cl-Extrakt für Calcium, Kalium und Magnesium, Citronensäureextrakt für Phosphor, in kg ha^{-1}) wurden für Tiefenschritte von jeweils 10 cm berechnet, unter Berücksichtigung der Skelettgehalte. Vor der weiteren Verwendung wurden diese Werte logtransformiert. Ausgewertet wurden die Mengen bis 100 cm Tiefe. Bei mächtigeren Horizonten wurde davon ausgegangen, dass die Konzentration innerhalb des Horizonts konstant ist. Standorte, in denen die Profiltiefe weniger als 100 cm betrug, wurden aus der Analyse ausgeschlossen. Die bodenchemischen Daten stammten aus der Aufnahmeperiode 2005-2010.
- Nach Logtransformation der Werte pro Tiefenstufe wurden drei neue Variablen definiert, mit je einem Wert pro Standort:
  - D0= $Tiefe_1$ + $Tiefe_2$ + $Tiefe_3$... $Tiefe_{10}$
  - D1= $Tiefe_1$ + 2*$Tiefe_2$ + 3*$Tiefe_3$ +... 10*$Tiefe_{10}$
  - D4= $Tiefe_1$ + 4*$Tiefe_2$+ 9*$Tiefe_3$ +.... 100*$Tiefe_{10}$
  - Diese abgeleiteten Variablen wurden in einer gemischten Regression mit der Blattkonzentration als abhängiger Variable verwendet, mit Jahr als Gruppierung. Um die Beziehung zwischen Nährstoffkonzentration und Klimavariablen zu testen, wurden Trockenheit, Niederschlag und Lufttemperatur über die Zeit zwischen Blattaustrieb und Laubernte gemittelt und als Kovariable einbezogen.
  - y = f(D0, D1, D4, Klimavariable) +ε
  - Der erste y-Achsen-Schnittpunkt einer Polynomfunktion mit den Koeffizienten für D0 (a), D1 (b) und D4 (c) ergibt den Schätzwert für die maximale Tiefe der Nährstoffaufnahme:
  - $y= a+b*x+c*x^2 = 0$

14.1.3 Polynomially distributed lag model für die Beziehung mit Klimaparametern im Jahresverlauf

Die Zeitachse wird durch eine Variable D beschrieben, die am Anfang (z.B. beim Zeitpunkt des Austriebs) den Wert 0 und am Ende (z.B. beim Zeitpunkt des Blattfalls) den Wert 1 annimmt. Mit dieser Variablen werden für jeden Tag folgende Terme berechnet (K= Klimavariable wie Temperatur oder VPD)

$D*K$
D^2*K
D^3*K
D^4*K

Diese Produkte werden über das Jahr gemittelt und in die Regression als Prädiktoren eingesetzt:
Die Regression liefert Koeffizientenschätzer für jeden dieser Terme:

$f(x)=a0+a1*K+a2*D*K+a3*D^2*K+a4*D^3*K+a5*D^4*K$

Die Responsefunktion hat dann die Form:

$f(x)=a1+a2*x+a3*x^2+a4*x^3+a5*x^4$

14.2 Glossar

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

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.

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 Molekulargewichte. Unterschreitet das Verhältnis in der Bodenlösung den Wert von 7, besteht das Risiko von negativen Auswirkungen im Ökosystem.

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: Schadstoffkonzentration bei deren Überschreitung nach heutigem Wissensstand schädliche Wirkungen auf Pflanzen und Ökosysteme auftreten können.

Critical Load: Schadstoffeintrag unterhalb dessen nach heutigem Wissensstand keine schädlichen Auswirkungen auf empfindliche Elemente der Umwelt vorkommen.

Deckungsgrad: Flächenbezogener Anteil einer Pflanzenart in einem Bestand bei senkrechter Projektion. Der Deckungsgrad wird von Fachleuten in Klassen geschätzt.

Dampfdrucksättigungsdefizit: Verdunstungskraft der Luft, berechnet aus der relativen Luftfeuchte und der Temperatur. Gibt an, wieviel Wasser zur vollständigen Sättigung fehlt. Abgekürzt als VPD (Vapour Pressure Deficit).

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

Emission: Ausstoss von Schadstoffen.

Epidemiologie: Wissenschaftliche Disziplin, die sich mit der Verbreitung sowie den Ursachen und Folgen von gesundheitsbezogenen Zuständen und Ereignissen in Bevölkerungen oder Populationen beschäftigt".

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. ausgetragen wird.

ETa/ETp: Verhältnis zwischen aktueller und potentieller Evapotranspiration. Ist ein Mass dafür, wie stark die Transpiration infolge Trockenheit eingeschränkt ist.

Evapotranspiration: Verdunstung von Wasser von Oberflächen (Evaporation) und über die Spaltöffnungen der Pflanzen (Transpiration). Es wird eine potentielle (ETp) und eine aktuelle (ETa) Evapotranspiration unterschieden. Erstere ist die maximal mögliche verdunstbare Wassermenge, letztere ist die Wassermenge, die unter Berücksichtigung der Einschränkung der Transpiration durch die Spaltöffnungen tatsächlich verdunstet.

Fruktifikation: Bildung von Früchten.

Fungistatisch: pilzhemmend.

Gleitmittel: Mittelwert über jeweils mehrere vorausgehende Beobachtungen, z.B. mehrere Jahre.

Grundfächenzuwachs: Zuwachs der Grundfläche ($\pi*(BHD/2)^2$ aller Bäume in einer Beobachtungsfläche, bezogen auf 1 Hektare (BHD=Brusthöhendurchmesser).

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.

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+}).

Klebast: mehrjähriger Ast, der aus einer schlafenden Knospe entstanden ist. Typischerweise entspringt er unterhalb des eigentlichen Kronenansatzes direkt am Stamm.

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.

LRTAP-Konvention: Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigungen (Long Range Transboundary Air Pollution).

Lysimeter: Gerät zum Sammeln der Bodenlösung. Hier: Keramikrohr, das im Boden vergraben und unter Vakuum gesetzt wird.

Mastjahr: Jahr, in dem viele Früchte gebildet werden und damit eine gute Nahrungsgrundlage für das Vieh besteht. Wird für die nährstoffreichen Samen von Buchen, Eichen und Kastanien verwendet.

Meshbags: Stofftaschen, die im Boden vergraben werden. Die Maschenweite entscheidet, ob Wurzeln oder nur Pilzhyphen in die Tasche gelangen. Regelmässiges Ernten erlaubt qualitative und quantitative Rückschlüsse der im Boden vorhandenen Pilzgemeinschaft.

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 reichliche 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.

Ozonflux: Durch die Spaltöffnungen aufgenommene Ozonmenge. Wird mit dem Modell DO3SE berechnet und über eine Vegetationsperiode aufsummiert. Einheit mmol m^{-2} a^{-1}. S. auch POD1.

POD1: Phytotoxische Ozon-Dosis mit Schwellenwert 1: Über eine Vegetationsperiode aufsummierte Ozonaufnahme über die Spaltöffnungen. Vor der Aufsummierung der Stundenwerte wird ein Schwellenwert von 1 nmol m^{-2} s^{-1} abgezogen. Falls der Wert nach diesem Abzug negativ wird, wird Null eingesetzt. Einheit mmol m^{-2}.

Polynom: Regressionsgleichung, die nicht nur einen linearen Teil (x), sondern auch quadratische (x^2) und kubische (x^3) Komponenten enthält. Ein Polynom beschreibt nichtlineare Zusammenhänge.

pH-Wert: Mass für die Konzentration an Säure (Protonen) in Wasser. Je tiefer der pH-Wert, desto höher ist die Protonenkonzentration. Die Skala ist logarithmisch, d.h. bei Abnahme des pH-Wertes um 1 Einheit steigt die Protonenkonzentration um das 10-fache. Lösungen mit einem pH <7 werden als sauer, solche mit einem pH >7 als basisch oder alkalisch bezeichnet.

ppb: parts per billion: ein Teil auf eine Milliarde Teile, Konzentrationsangabe.

ppm: parts per million: ein Teil auf eine Million Teile, Konzentrationsangabe.

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).

Saprophytisch: Auf toter, sich zersetzender organischer Substanz lebend.

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.

Spaltöffnung: Regulierbare Öffnungen auf der Blattoberfläche (meist Unterseite), über die die Pflanzen CO_2, O_2 und Wasserdampf mit der Umgebungsluft austauschen.

Spline: Statistische Methode, um nichtlineare Beziehungen zu beschreiben. Ein Spline zerlegt eine Kurve in verschiedene Knotenpunkte und legt Polynome zwischen diese.

UNECE (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 (s. auch Mastjahr)

Wasserbilanz: Differenz zwischen Niederschlag und potentieller Evapotranspiration. Unterschieden wird eine klimatische Wasserbilanz, ohne weitere Berechnungen, und eine Standortswasserbilanz, bei der noch das Bodenwasserspeichervermögen dazugezählt wird.

Wasserpotential: Das Wasserpotential kennzeichnet die sog. Saugspannung eines Pflanzenorgans. Ausgedrückt in Druckeinheiten kennzeichnet es die Wasserverfügbarkeit im jeweiligen Organ. Das Wasserpotential ist stets negativ. Betragsmässig zunehmende Werte kennzeichnen zunehmenden Trockenstress.



Institut für Angewandte Pflanzenbiologie (IAP)
Sandgrubenstrasse 25 | CH-4124 Schönenbuch | Telefon +41 61 485 50 70 | www.iap.ch