
Inventur und Dynamik der organischen Substanz in Böden der alpinen Stufe

Untersuchungen im Vereina-Tal GR, Schweiz

Dissertation

zur

Erlangung der naturwissenschaftlichen Doktorwürde
(Dr. sc. nat.)

vorgelegt der

Mathematisch-naturwissenschaftlichen Fakultät

der

Universität Zürich

von

Christian Hitz

aus

Obersiggenthal AG

Begutachtet von

Prof. Dr. Peter Fitze

Prof. Dr. Jean-Michel Gobat

Prof. Dr. Wilfried Haeberli

Zürich 2002

Die vorliegende Arbeit wurde von der Mathematisch-naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Zürich auf Antrag von Prof. Dr. W. Haeberli und von Prof. Dr. H. Elsasser als Dissertation angenommen.

Let me tell you about dirt. Friable dirt, liquid dirt, dirt clods, bombs and bricks, sandy dirt, loamy dirt, dirt that reeks of corruption and slow dirt. Dirt. The foundation of all things, the beginning and the end.

T.C. Boyle, 1984

Organic matter constitutes the heart of the soil.

M. Wood, 1994

We might not get the answers until climate change has happened.

P. Cox et al., 2000

Vorwort und Danksagung

„Auf fruchtbaren Boden fallen“, „an Boden gewinnen“, „bodenständig sein“. Der Begriff Boden kommt in der deutschen Sprache in verschiedenen Redewendungen vor und wird meist positiv verstanden. Diese grosse Bedeutung des Bodens, die sich historisch aus der direkten Bindung an dessen Produktionskraft ergab, ist in der modernen Welt in den Hintergrund getreten. Boden wurde zunehmend als reiner Produktionsfaktor der Wirtschaftswelt verstanden und erst in jüngster Zeit hat ein Umdenken hin zu einem ökologischen Umgang mit dem Boden stattgefunden. Die Erkenntnis, dass Böden auch auf dem globalen Niveau ein wichtiges Kompartiment des Kohlenstoffkreislaufs darstellen, hat die aktuelle bodenkundliche Forschung um einen weiteren Forschungsschwerpunkt erweitert.

Meine persönliche Motivation für die vorliegende Arbeit war die grundsätzliche Begeisterung für den Boden als ein lokales Phänomen. Davon ausgehend habe ich mich mit der globalen Klimaproblematik befasst, um schliesslich wiederum sehr kleinräumig alpine Böden und Ökosysteme zu untersuchen. Bedingt durch den umfassenden Forschungsbereich können die erhaltenen Resultate kaum mehr als Puzzle-Teile eines grossen Ganzen darstellen.

Die Arbeit an meiner Dissertation war von verschiedenen Hochs und Tiefs geprägt. Zu den Tiefpunkten gehörten die unzähligen Pannen mit dem verwendeten Bohrohr. Hingegen zählen die Feldarbeitswochen im abgelegenen Vereina-Tal zu den unvergesslichen Momenten der letzten Jahre. Mit paradiesischer Ruhe, sternklaren Nächten und faszinierenden Sonnenaufgängen wurde ich für die Strapazen der Feldarbeit belohnt.

Für diese Arbeit war ich auf die Hilfe verschiedener Personen angewiesen:

Einen besonderen Dank gebührt Herrn Prof. Dr. Peter Fitze. Er liess mich mit viel Freiheit an diesem Thema arbeiten und hat mich bei Fragen und Problemen stets helfend unterstützt. Seine kritische Durchsicht der Arbeit trug massgeblich zu deren Klarheit bei. Ebenso leistete mir Dr. Markus Egli Beistand und hat in vielen Diskussionen und mit der Durchsicht der Arbeit zur Klärung von Problemen beigetragen. Herrn Prof. Dr. Wilfried Haerberli möchte ich für seine motivierende Art und die kritische Korrektur der Arbeit danken.

Dem Amt für Umweltschutz des Kantons Graubünden danke ich für die finanzielle Unterstützung.

Folgenden weiteren Personen möchte ich danken:

PD Dr. Max Maisch hat mit seinem genauen Lektorat viel zur einfacheren Lesbarkeit dieser Arbeit beigetragen. Weiter danke ich Prof. Dr. Jean-Michel Gobat für die sehr kritische Durchsicht der Arbeit, Prof. Dr. Jean-Pascal Dubois für die gratis durchgeführte Analyse von TOC-Proben, Bruno Kägi für die grosse Hilfsbereitschaft in Laborbelangen, Dr. Kurt Hanselmann für die Bereitschaft mich die MOLAR-Infrastruktur an den Jöri-Seen benützen zu lassen, Dr. Matthias Gabathuler für die zur Verfügung gestellten meteorologischen Daten, Dr. Daniel Perruchoud für beratende Gespräche, Roman Schurter und Oliver Schumacher für die gemeinsame Feldarbeit und die resultierenden Diplomarbeiten, die teilweise auch in die vorliegende Arbeit eingegangen sind, sowie allen Assistentinnen und Assistenten, Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern des Geographischen Institutes der Universität Zürich.

Für die sorgfältigen Korrekturen möchte ich Jörg Schlicht danken. Dolores Weiss danke ich für die grosse Unterstützung. Viele Freundinnen und Freunde haben mich während dieser Arbeit immer von Neuem ermutigt. Herzlichen Dank. Ein besonderer Dank geht auch an meine Eltern, die mich während meines Studiums unterstützt haben.

Ein grosses Dankeschön geht an Iris Schröder, die mir helfend zur Seite stand.

Zürich 2002, Christian Hitz

Zusammenfassung

Problemstellung

Im globalen Kohlenstoffkreislauf nehmen Böden eine Schlüsselstellung ein: Sowohl die gespeicherten Kohlenstoffmengen als auch der jährliche Kohlenstoffumsatz sind von grosser Bedeutung. Weil diese beiden Grössen hauptsächlich vom Klima gesteuert sind, ist davon auszugehen, dass sich eine globale Erwärmung auch auf den Kohlenstoffkreislauf der Böden auswirken wird. Es ist jedoch bis heute unklar, ob höhere Temperaturen zu einer verstärkten Produktion und somit zu einer C-Festlegung führen, oder ob hauptsächlich die Dekomposition zunimmt und es zu einer C-Freisetzung aus Böden kommen wird. Die Reaktion der Böden kann somit zu einer negativen oder zu einer positiven Rückkopplung im globalen Kohlenstoffkreislauf führen. Die Bedeutung der Böden in diesem Kreislauf zu klären, kann heute als zentrales Anliegen der 'global change'-Forschung bezeichnet werden.

Die vorliegende Arbeit befasst sich mit dem Elementkreislauf (C und N) in alpinen Ökosystemen. Dabei wird die Erfassung der aktuell gespeicherten Mengen (Inventarisierung) und die Ableitung möglicher Reaktionen der organischen Bodensubstanz auf die globale Erwärmung angestrebt. Alle vorliegenden Untersuchungen wurden im Gebiet des Vereina-Tals und der Jöri-Seen (Graubünden, Schweiz) durchgeführt. Die alpinen Böden dienen dabei als relativ leicht untersuchbares Modell für die flächenmässig wesentlich wichtigeren Böden der hohen Breiten.

Vorgehen

Die Untersuchungen zur vorliegenden Arbeit erfolgten mit einem zweifachen Ansatz: Einerseits wurde der Elementkreislauf alpiner Ökosysteme auf verschiedenen Höhenstufen untersucht. Dabei wurde auf fünf Testflächen hauptsächlich der ober- und unterirdischen Produktion, der Dekomposition und den total gespeicherten Elementmengen Beachtung geschenkt.

Dieses Vorgehen basiert auf Analogieüberlegungen, nach welchen die globale Erwärmung (1 - 3.5 °C im Lauf der nächsten 100 Jahre) zu einer Verschiebung der Klima- und Vegetationszonen führen wird. Somit muss davon ausgegangen werden, dass sich analoge Verhältnisse wie heute in Zukunft ca. 150 - 550 Meter höher (bzw. 150 - 550 km weiter nördlich) einstellen werden. Diese Untersuchungsmethode befasst sich mit den langfristigen Auswirkungen der globalen Erwärmung auf Ökosysteme. Im Sinne einer thematischen Fokussierung werden die möglicherweise ändernden Niederschlagsverhältnisse von der Untersuchung ausgeklammert.

Andererseits wurden die kurzfristigen Auswirkungen einer raschen Erwärmung auf alpine Ökosysteme mit dem neuen Feldexperiment der Bodensäulen-Translokation

untersucht. Dabei wurden intakte Bodenkerne von bis zu 50 cm Länge an einen rund 600 Meter tiefer gelegenen Standort verpflanzt.

Resultate

Die oberirdische Produktion (jährlich wachsende Biomasse) und die oberirdische Phytomasse (gesamtes oberirdisches Pflanzenmaterial) wurden mit zwei Methoden untersucht: Auf den kleinen Flächen von entnommenen Bodensäulen sowie auf grösseren, abgesteckten Testfeldern. Wegen der festgestellten grossen räumlichen Variabilität wurde der zweiten Methode der Vorzug gegeben. Künftige Messungen der oberirdischen Produktion sollten daher immer auf Flächen von mindestens $1/4 \text{ m}^2$ basieren.

Während die Qualität des oberirdischen Pflanzenmaterials (C- und N-Gehalte) keine Höhenabhängigkeit aufwies, wurde sowohl bei der Phytomasse als auch bei der Produktion eine sehr deutliche Abnahme bei zunehmender Höhe festgestellt. Es ergab sich zudem die überraschende Erkenntnis, dass eine um wenige Wochen verlängerte Vegetationsperiode wegen einer früheren Ausaperung keinen Einfluss auf die produzierten Mengen hat. Die oberirdischen Pflanzenteile scheinen somit geringfügig ändernde Längen der Vegetationsperioden ausgleichen zu können, reagieren jedoch trotzdem sensitiv auf klimatische Faktoren. Dies ist auf die langfristige Anpassung der Pflanzen an Standortfaktoren zurückzuführen.

Die durchschnittliche oberirdische Phytomasse beträgt 300 g/m^2 am tiefsten Standort 'Stutzegg' (1'665 m ü. M.) und nimmt bis in die Höhe von 2'525 m ü. M. auf 100 g/m^2 ab. Die jährliche oberirdische Produktion nimmt von 143 g/m^2 in der Höhe von 1'665 m ü. M. auf 43 g/m^2 auf 2'525 m ü. M. ab. Diese Abnahme ist praktisch linear, unterliegt jedoch an den einzelnen Untersuchungsstandorten einer grossen kleinräumigen Variabilität.

Für die Bestimmung der unterirdischen Phytomasse wurden die 107 entnommenen Bodensäulen in Tiefenintervalle unterteilt und die einzelnen Proben einem nassen Siebverfahren unterzogen. Dieses Vorgehen liess eine adäquate Bestimmung der Wurzelmengen zu und sollte künftig standardmässig zur Aufbereitung stark durchwurzelter Proben eingesetzt werden. Der Anteil des jährlichen Wurzelumsatzes wurde mittels einer sequenziellen Beprobung bestimmt.

Auch die Wurzelgehalte unterliegen einer grossen räumlichen Variabilität. Für die Bestimmung der Wurzelmengen mit einer Sicherheit von $\pm 10 \%$ ist die Entnahme eines Probevolumens von mind. 16 Litern nötig. Mit $1'880 - 2'469 \text{ g/m}^2$ wurden in der vorliegenden Arbeit höhere Wurzelgehalte als in vergleichbaren Untersuchungen gefunden, was mit den angewandten Aufbereitungsmethoden in Zusammenhang gebracht wird. An allen Standorten sind durchschnittlich über 50 % der Wurzeln in den obersten 5 cm des Bodenprofils konzentriert. An den hoch gelegenen Standorten nimmt die Bedeutung der unterirdischen Phytomasse stark zu und beträgt das 25-fache der oberirdischen. Durch die stark variablen Wurzelgehalte ist die unterirdische Phytomasse weniger direkt als die oberirdische von der Höhe abhängig.

Der zusammengefasste jährliche ober- und unterirdische Input an C und N zeigt für den Bereich über der alpinen Waldgrenze eine deutliche Abnahme bei zunehmender Höhe. Der unterirdische Anteil beträgt dabei zwischen dem 1.5- und dem 5.1-fachen des oberirdischen und ist bei C höher als bei N.

Dekompositionsmessungen wurden mit Streubeuteln, die Spross- und Wurzelmaterial enthalten, durchgeführt. Dabei zeigte sich, dass dieses Experiment bei Verwendung des wesentlich feineren Wurzelmaterials eine grössere Fehleranfälligkeit aufweist. Wurzeln werden deutlich schlechter abgebaut als Sprossmaterial. Es muss davon ausgegangen werden, dass die Dekomposition weniger direkt als die Produktion von der Höhe des Standorts resp. der Umgebungstemperatur abhängt.

Untersuchungen zur Variabilität pedologischer Parameter der entnommenen Bodensäulen führten zur Festlegung von minimalen Probenmengen. An allen Standorten konnte die grosse Bedeutung einer korrekten Beprobung unter Einbezug der Lagerungsdichte nachgewiesen werden. Bei Betrachtung der in der Feinerde gespeicherten C- und N-Mengen zeigt sich erneut die grosse Bedeutung der obersten Profilmereiche: So sind am Standort 'Jöri' (2'525 m ü. M.) 90 % des C in den obersten 20 cm zu finden.

Die durchschnittlich in der Feinerde gespeicherte C-Menge liegt zwischen 9.4 kg/m² am Standort 'Jöri' und 26.8 kg/m² am Standort 'Stutzalp' (1'835 m ü. M.). Die entsprechenden N-Mengen schwanken zwischen 0.550 und 1.995 kg/m². Für den Bereich über der alpinen Waldgrenze konnte die vermutete Abnahme der Gehalte bei zunehmender Höhe bestätigt werden. Zudem wurde ein Einfluss der Hangneigung und des Grades der Vegetationsbedeckung auf die gespeicherten Elementmengen festgestellt.

Für die künftige Berechnung der standortspezifischen C- und N-Gehalte bei geringerem Labor- und Analyseaufwand wurden Regressionsmodelle unter Einbezug der Lagerungsdichte bzw. Profiltiefe entwickelt. Für die gesamthaft in alpinen Ökosystemen gespeicherten C- und N-Mengen sind vor allem die Feinerde und, mit einem Anteil bis zu 10 %, die Wurzeln von Bedeutung. Der Anteil der oberirdischen Phytomasse beträgt höchstens 0.7 % und ist bei N geringer als bei C. Für eine Inventarisierung kann die oberirdische Vegetation folglich vernachlässigt werden.

- Aus der deutlichen Höhenabhängigkeit der Produktion und der Tatsache, dass sich eine hohe Produktion in hohen gespeicherten Elementmengen niederschlägt, wird im Sinne des Analogieansatzes gefolgert, dass alpine Ökosysteme im Rahmen der globalen Erwärmung ein langfristiges Potenzial zu einer erhöhten C-Speicherung haben.

Mit dem zweiten Ansatz, der Translokation von Bodensäulen, wurde eine neue Methode zur Untersuchung der kurzfristigen Reaktion von Ökosystemen auf veränderte Umweltbedingungen getestet. Es konnte aufgezeigt werden, dass derartige Experimente technisch realisierbar sind und dass keine methodenbedingten Fehler resultieren. Auf den an einen tiefer gelegenen Standort verpflanzten Säulen ergab sich innerhalb von zwei Jahren eine dramatische Reduktion der oberirdischen Phytomasse um 45 % und

eine Reduktion der unterirdischen Phytomasse um 50 %. Aus diesem Vegetationsabbau resultierten geringfügig erhöhte C-Mengen in der Feinerde, hingegen wurde N ausgewaschen. Dieser N-Verlust widerspricht der häufig geäußerten Hypothese, dass eine klimatisch angekurbelte Dekomposition eine N-Düngung und damit eine verstärkte Produktion zur Folge haben könnte.

- Eine sehr rasche Veränderung der Umweltbedingungen scheint die Reaktionsmöglichkeit alpiner Rasen zu überfordern. Dadurch könnten eine geschwächte Vegetationsdecke und bei entsprechender Hangneigung gravierende Erosionsprobleme resultieren.

Durch die Anwendung dieser zwei voneinander unabhängigen Untersuchungsansätze konnte aufgezeigt werden, dass sich bei Betrachtung unterschiedlicher zeitlicher Horizonte sehr verschiedene Reaktionen alpiner Ökosysteme auf eine globale Erwärmung ergeben: Eine langsame Erwärmung beinhaltet das Potenzial einer erhöhten C-Aufnahme und somit einer negativen Rückkopplung im globalen C-Kreislauf. Hingegen führt eine sehr schnelle Änderung zu einer Auflösung der Vegetationsdecke und zu einer massgeblichen C-Freisetzung. Der bei der Säulentranslokation festgestellte Phytomasse- und Wurzelabbau führt zu einer Freisetzung von ca. 500 g C/m². Werden auch noch die labilen Fraktionen des Bodenkohlenstoffs (Fulvosäuren) zum reaktionsfähigen Kompartiment gezählt, so haben alpine Böden ein theoretisches Emissionspotenzial von über 1'400 g C/m².

Ausblick

Aus den dargelegten Resultaten ergibt sich ein deutlicher Forschungsbedarf im Bereich der räumlichen und der zeitlichen Skalierung. Skalierungsprobleme sind bei ökologischen Fragestellungen von grundlegender Bedeutung. Unter der räumlichen Skalierung wird die Ausweitung von Messresultaten eines Standorts auf ein grösseres Untersuchungsgebiet verstanden. Während Skalierungsprobleme von der Einzelsäule zu einem standortspezifischen Durchschnittswert in der vorliegenden Arbeit angegangen wurden, so bestehen bei der Ausweitung dieser Werte auf ein grösseres Gebiet weiterhin grundlegende Probleme. Diese Ausweitung ist jedoch wichtig, weil nachgewiesen werden konnte, dass in der Literatur aufgeführte C-Mengen von Wurzeln systematische Fehler aufweisen dürften. Für die räumliche Skalierung ist künftig der Einbezug von Luftbildern in Kombination mit GIS-Modellen anzustreben.

Für eine präzisere Aussage zur zeitlichen Skalierung, insbesondere einer Annäherung an die existierende zeitliche Schwelle der Reaktion alpiner Ökosysteme, wurde in der vorliegenden Arbeit ein experimentelles Instrumentarium entwickelt, das es in Zukunft auszuweiten gilt. Durch die systematische Verpflanzung von Bodensäulen auf verschiedene Höhenstufen sollte es möglich sein, die Schwelle der Adaptionkapazität alpiner Rasen genauer zu bestimmen.

Summary

Problem

Soils have a key position in the global carbon cycle: carbon stocks and annual carbon fluxes into and out of the soil are of great importance. These two factors show a climatic dependence, a climate change therefore, would have effects on soil carbon cycling. It is still highly uncertain as to whether soil will act as a carbon sink due to higher production, or as a carbon source due to higher decomposition. The reaction of soils could therefore, lead to a positive or a negative feedback in the global carbon cycle. To gain insight into this carbon cycle is a major focus of today's scientific research on global change.

This study deals with element cycling (C and N) in cold alpine ecosystems. The main subjects are the inventory of total amounts (pool) and possible reactions of soil organic matter to global warming. All fieldwork was done in the area of the Vereina valley and the Jöri lakes (Graubünden, Switzerland). Alpine soils could be used as a relatively easy to investigate model for soils from higher latitudes that would cover much larger areas.

Methods

The investigations of this study were made with a twofold approach. On one hand the element cycling of alpine ecosystems at different altitudes was analysed. At five test areas the above- and below-ground production, decomposition and total elemental inventory were measured.

This approach is based on the analogy that global warming (1 - 3.5 °C during the next 100 years) will lead to an upward shift of the vegetation zones. It can therefore, be assumed that conditions similar to today's in the future can be found 150 - 550 meters higher (or 150 - 550 km further north). This research method deals with the long-term effects of global warming on ecosystems.

The short-term effects of global warming, on the other hand, were studied with the new field method of soil-core translocation. Complete soil-cores of up to 50 cm in length were excavated and transplanted to positions about 600 m below their original altitude.

Results

Research on the above-ground production (annually grown plant material) and the above-ground phytomass (total above-ground plant material) was conducted using two methods. The first was based on the small areas of the excavated soil cores and the second was based on larger test fields. The second method was favoured due to its ability to cope with high spatial variability. Future measurements of the above-ground production should be based on test areas of at least $1/4 \text{ m}^2$.

The quality of the above-ground plant material showed no dependence on altitude although the above-ground production showed a significant decrease with increasing altitude. Surprisingly, an extended growing period of a few weeks, due to earlier snow melting, did not affect vegetation production quantities. The above-ground plant parts seemed to balance the small differences in the duration of the vegetation period, but reacted sensitively to long-term climatic conditions. This is due to a long-term adaptation of the plants to local conditions.

The average above-ground phytomass is about 300 g/m^2 at the lowest test site 'Stutzegg' (1'665 m a. s. l.) and decreases to 100 g/m^2 at 2'525 m a. s. l. Annual above-ground production decreases from 143 g/m^2 at 1'665 m a. s. l. to 43 g/m^2 at 2'525 m a. s. l. This decrease is almost linear but subject to high spatial variability at the various test sites.

To determine the below-ground phytomass, 107 excavated soil cores were divided into samples of different depth intervals. Each sample was wet-sieved thus making it possible to correctly measure root material. This wet-sieving procedure should be introduced as a standard treatment for samples of alpine soils with high root contents. The proportion of the annual root input was measured by sequential sampling.

Root content is also subject to high spatial variability. A sampling volume of at least 16 litres is required to determine the total root content with an accuracy of $\pm 10 \%$. The typical measured root contents of $1'880 - 2'469 \text{ g/m}^2$ in this study are higher than those from similar investigations, this is due to the applied wet-sieving scheme. At all test sites, an average of 50 % of the roots were found in the uppermost 5 cm of soil profile. The importance of below-ground phytomass is greater at test sites at high altitudes and can consist of up to 25 times more material than the above-ground phytomass. Below-ground phytomass is less dependent on altitude due to high spatial variability.

In the area above the alpine timberline the total annual above- and below-ground C- and N-Input clearly decreases with increasing altitude. The below-ground input exceeds the above-ground input by 1.5 to 5.1 times. The below-ground value is greater for C- than for N-cycling.

The decomposition of organic material was measured using litter-bags containing shoot- and root-material. This experiment produced high errors with the fine root-mate-

rial. Roots generally decomposed less well than shoot-material. The results show that decomposition is less directly dependent on altitude or ambient temperature than is production.

Investigations on the spatial variability of the pedological parameters were aimed to determine the minimal sample sizes. The importance of a correct sampling procedure, including bulk density measurements, was shown to be needed at all test sites.

The C- and N-inventory clearly showed the importance of the topsoil. At the test site 'Jöri' (2'525 m a. s. l.), 90 % of C is fixed in the top 20 cm of soil. Average C pools lie between 9.4 kg/m² at the 'Jöri' site and 26.8 kg/m² at the 'Stutzalp' site (1'835 m ü. M.). Corresponding N pools lie between 0.550 and 1.995 kg/m².

For the area above the alpine timberline the assumption of a decreasing pool with increasing altitude was proven. Furthermore, element pools were influenced by the degree of vegetation coverage and the amount of the slope.

Regression models were developed for future investigations of site-specific C- and N-pools to minimise the amount of laboratory work needed. These models include bulk density and soil profile depth. When considering the total C- and N-pool of alpine ecosystems, the fine earth fraction and roots (with a share of up to 10 %) are of great importance. The amount of the above-ground phytomass is less than 0.7 % and is more important for N than for C. For element inventories in alpine grasslands the above-ground phytomass can be neglected.

- The production is clearly dependent on the altitude. High production leads to large element pools. These facts show that alpine soils have a long-term potential to react as a carbon sink in the wake of global warming.

The second methodological approach is the translocation of soil cores. With this method the short-term reaction of ecosystems to changing climatic conditions was tested. This experiment was carried out successfully from a technical point of view, no methodological errors were detected. A dramatic reduction of the above-ground phytomass by about 45 % and a reduction of the below-ground phytomass by 50 % were measured on the translocated soil cores. This strong decomposition led to a higher C-content of the fine earth fraction while N was leached out of the soil system. The measured loss of N is not in agreement with the hypothesis that global warming will cause a higher production due to N-fertilisation from more quickly decomposing organic material.

- A very fast change of ecological conditions exceeds the adaptability of alpine grasslands. The weakened vegetation cover could lead to severe erosion problems on slopes.

The use of two independent approaches showed that the reactions of alpine ecosystems to global warming depend upon time scales. On one hand, a slow warming

compromises the potential of alpine grassland to act as a carbon sink and, therefore, as a negative feedback in the global carbon cycle. On the other hand a fast warming could lead to destruction of the vegetation cover. In this case, alpine ecosystems could act as a carbon source. The measured decomposition of roots and above-ground phytomass gives an emission potential of approx. 500 g C/m². Alpine soils have a theoretical emission potential of more than 1'400 g C/m² if labile fractions of soil organic matter such as fulvic acids are included.

Outlook

The results of this study show that research needs to be done in the fields of spatial and temporal scaling. These questions are of general concern in ecology. Spatial scaling is the extrapolation of analytical results from a specific site to a larger test area. The problems of scaling-up from one soil sample to site-specific average values were focussed on in this work. Further scaling up to catchment size is still associated with many problems. This development would be of great interest because literature values for C in roots often show systematic errors. The use of aerial photography in combination with GIS-models could be very helpful for future spatial scaling.

It is of great importance for the future to better understand temporal scaling, especially the existing sink/source threshold of reaction rates of alpine ecosystems. In this work experimental methods for this problem were developed. The use of the translocation of soil cores at different altitudes should lead to a more exact determination of this important threshold.

Inhaltsverzeichnis

Vorwort und Danksagung	I
Zusammenfassung/Summary.....	III/VII
1 Einleitung, Fragestellung und Zielsetzungen.....	1
1.1 Einleitung	1
1.2 Zielsetzung und Fragestellungen.....	4
1.3 Aufbau der Arbeit.....	6
2 Grundlagen	7
2.1 Der globale Kohlenstoffkreislauf.....	7
2.1.1 The 'missing sink'.....	9
2.1.2 Kohlenstoffkreislauf in der Schweiz.....	11
2.1.3 Kohlenstoff und bodenbildende Faktoren	11
2.2 Literaturübersicht.....	15
2.2.1 Szenarien zur Klimaentwicklung	15
2.2.2 C- und N-Input in alpinen Ökosystemen.....	16
2.2.3 Alpine Ökosysteme.....	23
2.2.4 Alpine Böden in der Literatur.....	25
2.2.5 Dekomposition.....	30
2.2.6 Resultate bisheriger Bodenmanipulationsexperimente	31
2.2.7 Chemische Fraktionierung	33
3 Untersuchungsgebiet.....	35
3.1 Geologie	35
3.2 Böden	36
3.3 Vegetationszonen und aktuelle Höhenstufen	37
3.4 Klima	39
3.5 Topografie.....	40
3.6 Geomorphologie und Gletschergeschichte.....	40
3.7 Anthropogene und zoogene Einflüsse.....	41
3.8 Standortwahl und Untersuchungsflächen.....	43
3.8.1 Grundlegendes zur Standortwahl.....	43
3.8.2 Kritische Betrachtung der Standortwahl.....	44

4	Methodik	45
4.1	Entnahme und Aufbereitung der Bodenproben	45
4.1.1	Entnahme der Bodenproben	45
4.1.2	Aufteilung der Bodenproben	46
4.1.3	Aufbereitung der Bodenproben	47
4.1.4	Qualität der Aufbereitung	49
4.1.5	Zusammenfassende Betrachtungen zur nassen Skelettabtrennung	51
4.2	Translokation von Bodensäulen	51
4.2.1	Mögliche Ansätze für die Untersuchung der Effekte einer Klimaerwärmung auf den Kohlenstoffkreislauf	51
4.2.2	Methode der Translokation von Bodensäulen	55
4.3	Bodenphysikalische Parameter	56
4.3.1	Korngrößen	56
4.3.2	Messung der Bodentemperatur	57
4.3.3	Messung der Bodenfeuchte	57
4.4	Bodenchemische Parameter	58
4.4.1	CHN-Analyse und pH-Messungen	58
4.4.2	Chemische Fraktionierung der organischen Substanz	58
4.5	Messung der Produktivität in Ökosystemen	61
4.5.1	Oberirdische Produktion und Phytomasse	61
4.5.2	Unterirdische Produktion	63
4.5.3	C- und N-'Pool' des Bodens	63
4.6	Dekompositionsmessung	64
4.7	Statistische Methoden	67
5	Resultate	69
5.1	Bodentemperaturen an den verschiedenen Standorten	69
5.1.1	Bodentemperaturen während schneefreien Perioden	69
5.1.2	Einfluss der Schneedecke auf die Bodentemperaturen	70
5.1.3	Bestimmung der Länge der Vegetationsperioden	72
5.1.4	Durchschnittliche Bodentemperaturen	74
5.1.5	Zusammenfassende Betrachtungen zu den Bodentemperaturen	76
5.2	Oberirdische Phytomasse und oberirdischer Input	77
5.2.1	Oberirdische Phytomasse an der Oberfläche der entnommenen Bodensäulen	77
5.2.2	Oberirdische Produktion und oberirdische Phytomasse mit der Methode der abgeernteten Felder	81
5.2.3	Zusammenfassende Betrachtung der oberirdischen Produktion und Phytomasse	92
5.3	Unterirdischer Input	95
5.3.1	C- und N-Gehalte der Wurzeln	95
5.3.2	Gespeicherte C- und N-Mengen in Wurzeln	96

5.3.3	Wurzeldynamik	102
5.3.4	Zusammenfassende Betrachtung der unterirdischen C-Einträge.....	106
5.4	Zusammenfassung des ober- und unterirdischen C- und N-Eintrages sowie weiterer Forschungsbedarf	107
5.5	Resultate des Dekompositionsexperiments	110
5.5.1	Gewichtsverluste der Dekompositionsbeutel.....	111
5.5.2	Veränderung der C- und N-Gehalte der Dekompositionsbeutel	115
5.5.3	Zusammenfassung der Resultate des Dekompositionsexperiments und Ausblick.....	118
5.6	Bodenkundliche Untersuchungen	120
5.6.1	Einleitung.....	120
5.6.2	Horizontierung und pH-Werte	127
5.6.3	Lagerungsdichten, Skelett- und Feinerdegehalte des Bodens an den verschiedenen Untersuchungsstandorten.....	129
5.6.4	Profilverteilung der C- und N-Gehalte der Feinerde an den verschiedenen Standorten	133
5.6.5	Total in der Feinerde gespeicherte Elementmengen.....	137
5.6.6	Totale Elementvorräte in alpinen Ökosystemen	150
5.6.7	Zusammenfassende Betrachtungen zu den bodenkundlichen Untersuchungen und den gespeicherten Elementmengen.....	153
5.7	Experimentelle Bodenmanipulation: Translokation von Bodensäulen	155
5.7.1	Methodische Überlegungen	155
5.7.2	Resultate des Translokationsexperimentes.....	157
5.7.3	Zusammenfassung der Resultate der Bodensäulenverpflanzung.....	163
5.8	Chemischen Fraktionierung.....	165
5.8.1	Resultate der chemischen Fraktionierung	165
5.8.2	Zusammenfassung der Resultate der chemischen Fraktionierung und Ausblick.....	171
6	Synthese.....	173
6.1	Zusammenstellung der wichtigsten Resultate.....	173
6.1.1	Produktivität alpiner Ökosysteme	173
6.1.2	Dekomposition.....	180
6.1.3	Bodenkundliche Untersuchungen	180
6.1.4	Total gespeicherte Elementmengen.....	182
6.1.5	Chemische Fraktionierung	186
6.1.6	Translokation der Bodensäulen	187
6.2	Fazit	188
6.3	Ausblick	190
7	Literaturverzeichnis.....	193

8	Anhang.....	211
8.1	Glossar und Abkürzungen	211
8.2	Verzeichnis der Abbildungen	212
8.3	Verzeichnis der Tabellen.....	215
8.4	Zusammenstellung der Resultate.....	217
	Lebenslauf.....	225

1 Einleitung, Fragestellung und Zielsetzungen

1.1 Einleitung

Der Boden als elementares Kompartiment von Ökosystemen nimmt eine wichtige Vermittlerfunktion innerhalb der globalen Stoffkreisläufe ein (Gisi, 1997). Die Komplexität der organischen Bodensubstanz (SOM: engl. Soil Organic Matter) und ihre herausragende Bedeutung für die Bodenfruchtbarkeit machen sie seit über zwei Jahrhunderten zum Gegenstand vieler Untersuchungen (Übersicht in Kononova, 1961). Vor dem Hintergrund globaler Klimaänderungen ist das Interesse an SOM erneut gestiegen, da C sowohl in ihr eingelagert als auch aus ihr freigesetzt werden kann. Die SOM-Vorräte befinden sich im Gleichgewicht mit der Primärproduktion durch Pflanzen, deren Umfang massgeblich durch das Klima bestimmt wird (Sala et al., 1988; Valentini et al., 2000). Unter den Bedingungen des gemässigt humiden Klimas erhöht sich mit einem Anstieg der Temperatur nicht nur die Produktion, sondern auch der Abbau der organischen Substanz (Schlesinger, 1977; Schlesinger, 1990; Tate, 1992). Über den direkten Einfluss des Klimas auf die SOM-Qualität und -Dynamik ist jedoch meist nur wenig bekannt (Amelung, 1997), und nur in sehr wenigen Fällen liegen genügend Informationen für eine zuverlässige Folgenabschätzung einer Erwärmung vor (Sampson, 1993).

Zusätzlich erschwert werden Prognosen, weil neben der Temperatur auch die Niederschlagsmenge eine wichtige Einflussgrösse darstellt. So ist es z.B. möglich, dass ein durch erhöhte Temperaturen geförderter Abbau der organischen Substanz aufgehoben wird, wenn durch zunehmende Niederschläge anaerobe Verhältnisse im Boden entstehen (Driessen & Dudal, 1989).

Die organische Substanz im Boden umfasst ein heterogenes Gemisch aus pflanzlichen, tierischen und mikrobiellen Rückständen unterschiedlichen Abbaugrades. Der Umsatz der SOM-Komponenten variiert auf Grund komplexer biologischer, chemischer und physikalischer Wechselwirkungen kontinuierlich. Untersuchungen, die sich mit den Veränderungen von SOM und ihren Eigenschaften befassen, müssen diese Wechselwirkungen berücksichtigen.

In den nächsten 50 - 100 Jahren wird mit einer Erhöhung der durchschnittlichen Oberflächentemperatur durch die anthropogene Emission von Treibhausgasen gerechnet (IPCC, 1995; IPCC, 2001a). Direkte und dramatische ökologische Auswirkungen werden

erwartet (Peters & Lovejoy, 1992). Zudem sind ökologische Rückkoppelungen möglich, wobei veränderte Transfer-Raten von Energie, Wasser und Treibhausgasen an der Erdoberfläche zu zusätzlichen klimatischen Auswirkungen führen könnten (Rosenberg et al., 1983).

Im globalen C-Kreislauf (vgl. Kap. 2.1, S. 7) nehmen terrestrische Ökosysteme eine zentrale Position ein (Lal, 2001b). Vom terrestrischen Kohlenstoff sind 2/3 in Böden und Streu gebunden (Schimmel, 1995). Weil die gespeicherte Kohlenstoffmenge stark von klimatischen Faktoren abhängt (Post et al., 1982), ist durch die globale Erwärmung mit Veränderungen in diesem 'Pool' zu rechnen. Wegen dem grossen C-Durchfluss durch das System Boden können sich auch geringe Gleichgewichtsverschiebungen sehr rasch auswirken. Dabei ist unklar, ob Böden durch die globale Erwärmung zu C-Quellen (Townsend et al., 1992b) oder C-Senken werden (Tans et al., 1990; Harrison et al., 1993).

Eine C-Quelle resultiert, wenn die Dekomposition den C-Input in den Boden übersteigt, entweder als Resultat menschlicher Aktivität (Waldrodung, Landnutzungsänderungen, Bodenbearbeitung) oder auf Grund erhöhter Dekompositionsraten durch das wärmere Klima (Melillo et al., 1995). Netto C-Senken im Boden werden postuliert durch die festgestellte Differenz zwischen C-Aufnahme der Ökosysteme und den gemessenen Baumzuwachsrate (Wofsy et al., 1993) oder durch die erwartete Zunahme des C-Inputs durch CO₂- oder N-Düngung (Harrison et al., 1993; Wofsy et al., 1993; Melillo et al., 1995). In beiden Fällen hängt die Magnitude der Auswirkung von der Kohlenstoffmenge in 'Pools' ab, die schnell auf eine Änderung reagieren.

Im neusten IPCC-Bericht (IPCC, 2001b) wird, abgestützt auf verschiedene aktuelle Arbeiten (z. B. Cox et al., 2000; Lenton, 2000), von einer positiven Rückkopplung ausgegangen. Diese ist als zusätzliche Freisetzung von CO₂ aus den terrestrischen Ökosystemen im Rahmen der globalen Erwärmung zu verstehen. Über diese grundlegende Annahme besteht jedoch bis heute keine Einigkeit. So präsentieren z. B. Luo et al. (2001) Resultate, die belegen, dass die Sensitivität der Respiration auf Temperaturerhöhungen unter wärmerem Klima stark abnimmt und daher keine positive Rückkopplung zu erwarten ist (Akklimatisation).

Die folgende Abb. 1.1 zeigt mögliche Rückkopplungen im System Klima-C-Kreislauf auf. Dabei sind die Zusammenhänge über die 'Akklimatisation' und über die 'Nährstoffverfügbarkeit' als wissenschaftlich eher schwach abgesichert zu bezeichnen.

Im Rahmen der aktuellen Klimapolitik sind mögliche Kohlenstoffsenken erneut in den Brennpunkt des wissenschaftlichen und des politischen Interesses gerückt, weil in Senken gespeicherter Kohlenstoff zu höheren Emissionen des jeweiligen Landes berechnen soll (Fischlin, 2000). So wird in jüngster Zeit mit verschiedenen Studien (z. B. Fang et al., 2001; Lal, 2001b) versucht zu belegen, dass terrestrische Ökosysteme in gewissen Regionen als Senken fungieren. Oren et al. (2001) warnen diesbezüglich vor zu grossen Hoffnungen, weil die Kohlenstofffixierung oft durch Nährstoffmangel verhin-

dert wird. Zudem bestehen Bestrebungen, den Begriff der 'Senke' auszuweiten, damit bereits eine schonende landwirtschaftliche Bodennutzung zu höheren CO₂-Emissionen berechtigt (Smaglik, 2001). Dies ist jedoch insofern schwierig, als auch über die historisch durch die Landwirtschaft freigesetzten C-Mengen keineswegs Klarheit besteht (Lal, 2001b).

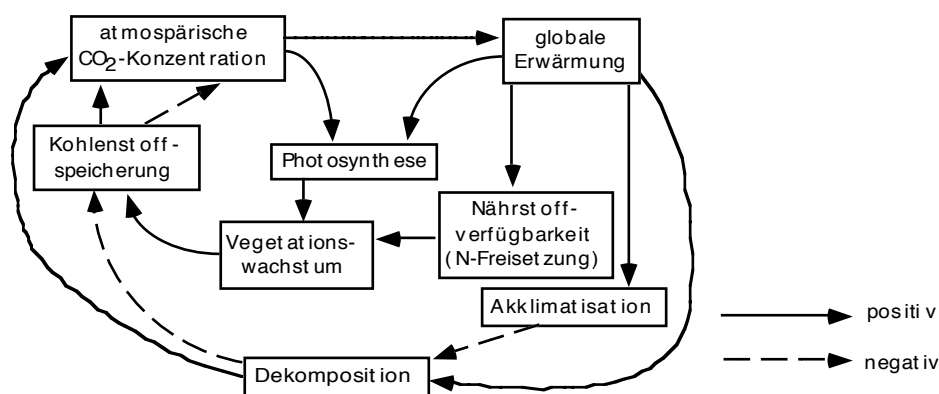


Abb. 1.1: Schematische Darstellung möglicher Auswirkungen und Rückkopplungen in einem Klima-Kohlenstoffkreislauf-System.
Nach Luo et al. (2001).

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass Böden durch die grossen gespeicherten Kohlenstoffmengen und die potenziell sehr langen Residenzzeiten, aber auch durch die sehr reaktiven Anteile, eine Schlüsselstellung im globalen Kohlenstoffkreislauf einnehmen (Post et al., 1995). Die in Böden gespeicherte Kohlenstoffmenge ist zu grossen Teilen klimatisch gesteuert, und somit könnte eine Klimaänderung zu einer veränderten Kohlenstoffspeicherung führen, was wiederum die CO₂-Konzentration der Atmosphäre beeinflussen würde (Prentice & Fung, 1990).

- Der grössere Forschungszusammenhang der vorliegenden Arbeit kann mit der Frage "Wie reagieren Böden auf eine globale Erwärmung?" umrissen werden.

Mit dem Ziel der Erfassung von Veränderungen der Kohlenstoffspeicherung von Böden ist die Erfassung der gegenwärtig gespeicherten Mengen in verschiedenen Ökosystemen von zentraler Bedeutung (Liski & Westman, 1995).

Die Beziehungen zwischen Klima, Bodentemperatur, Feuchtigkeit, Vegetationsbedeckung, pflanzlicher Produktivität und bodenbildenden Prozessen sind extrem komplex. Das Verständnis der einzelnen Interaktionen wurde bisher mit grundsätzlich verschiedenen Methoden untersucht: Einerseits lässt sich mit Simulationsmodellen die Sensitivität des Systems auf Veränderungen testen. Zudem lassen sich Prognosen an bestehenden Klimasequenzen überprüfen. Andererseits wurden in der Vergangenheit verschiedentlich Bodenmanipulationsexperimente angewandt, um die Auswirkungen von Veränderungen zu untersuchen. Dabei erhofft man sich jeweils auch eine Parametri-

sierung bestehender Modelle. Daher sollten nach Trumbore (1997) Experimente zur Untersuchung der C-Dynamik immer eine Kombination der Untersuchung von bestehenden klimatischen Gradienten mit Bodenmanipulationsexperimenten sein.

In der vorliegenden Arbeit wird genau diese Kombination von Methoden angestrebt: Erhebungen der im Boden gespeicherten Kohlenstoffmengen werden in Verbindung gebracht mit den dynamischen Elementen der pflanzlichen Produktion und der Dekomposition. Mit der Durchführung eines neuen Bodenmanipulationsexperiments wird der Versuch unternommen, durch einzelne Messungen zu einer Prognose der möglichen Reaktion alpiner Rasen auf die globale Erwärmung zu gelangen.

Das Gesamtprojekt befasst sich mit organischem Kohlenstoff (C_{org}) und Stickstoff (N_{org}) in Böden des Vereina-Tals und im Bereich der Jöri-Seen (Graubünden, Schweiz). Das Untersuchungsgebiet liegt zwischen 1'900 bis 2'500 m ü. M. und umfasst Flächen im Bereich der aktuellen Waldgrenze bis hin zu alpinen Rasen.

1.2 Zielsetzung und Fragestellungen

Ziel der vorliegenden Arbeit ist die Untersuchung der Reaktion alpiner Böden auf eine Erwärmung der Lufttemperatur. Dabei ist von Interesse, ob Böden bei einem globalen Klimawandel zu C-Senken oder, im Sinne einer positiven Rückkopplung im globalen C-Kreislauf, zu C-Quellen werden (vgl. Abb. 1.1).

Dazu wird die klimatische Abhängigkeit der bedeutenden Ökosystem-Parameter der Produktion, Dekomposition und der gespeicherten Elementmengen (Kohlen- und Stickstoff) analysiert. Um zu einer Prognose der Reaktion zu gelangen, werden diese Messungen mit einer experimentellen Bodenmanipulation kombiniert.

Basierend auf den einleitend dargelegten Rahmenbedingungen werden für die vorliegende Arbeit folgende zwei grundlegenden Hypothese formuliert:

A: In alpinen Ökosystemen hängen Produktivität, Dekomposition und im Boden gespeicherte Elementmengen von der Höhenlage ab.

B: Durch diese Höhenabhängigkeit ergibt sich, dass alpine Ökosysteme auf veränderte klimatische Verhältnisse, z. B. eine globale Erwärmung, reagieren werden.

Diese Hypothesen sollen an verschiedenen Fragen geprüft werden. Im Folgenden sind diese Fragen in vier Hauptbereichen aufgegliedert:

1. Produktivität alpiner Ökosysteme:

- Wie viel Biomasse wird unter- und oberirdisch jährlich produziert?
- Welche Bedeutung hat die unterirdische Produktion?
- Wie gross ist die räumliche Variabilität der pflanzlichen Produktion?
- Welchen Einfluss übt die Höhenlage auf die Produktion der Vegetation (unter- und oberirdisch) aus?
- Wie viel Phytomasse ist in alpinen Ökosystemen gespeichert?
- Wie reagiert die Vegetation auf klimatische Änderungen?

2. Dekomposition in alpinen Ökosystemen:

- Wie gross ist die Dekompositionrate unter alpinen Rasen in verschiedenen Höhen?

3. Elementspeicherung in alpinen Ökosystemen (Inventarisierung):

- Wie gross sind die Vorräte an C_{org} und N_{org} in alpinen Regionen (Inventarisierung)? Welche Bedeutung nehmen dabei die Böden ein?
- Wie lässt sich die Verteilung von C_{org} und N_{org} im Bodenprofil auf verschiedenen Höhenstufen charakterisieren? Wie viel C ist im Unterboden gespeichert?
- Von welchen Standortfaktoren hängt die gespeicherte Menge von C_{org} in alpinen Böden ab?

4. Methodische Fragen:

- Wie repräsentativ ist eine einzelne Bodenprobe?
- Welche Feld- und Labormethoden eignen sich für die Untersuchung von alpinen Böden?
- Ist die Translokation (Verpflanzung) von Bodensäulen ein sinnvolles Experiment, um in relativ kurzer Zeit klimatische Einflüsse auf die organische Bodensubstanz zu untersuchen?

Auf Grund der genannten Hauptfragen wurden verschiedene Methoden zur genaueren Charakterisierung alpiner Ökosysteme angewandt. Im Verlaufe der durchgeführten Untersuchungen tauchten weitere Teilfragen auf, die in Kap. 5 (S. 69) genauer erläutert werden.

In der folgenden Abbildung ist die Funktionsweise des alpinen Ökosystems, wie es der vorliegenden Arbeit zu Grunde liegt, schematisch dargestellt. Dabei wurde den Bereichen der ober- und unterirdischen Produktion, der Dekomposition sowie den im Boden gespeicherten C- und N-Mengen grosse Beachtung geschenkt.

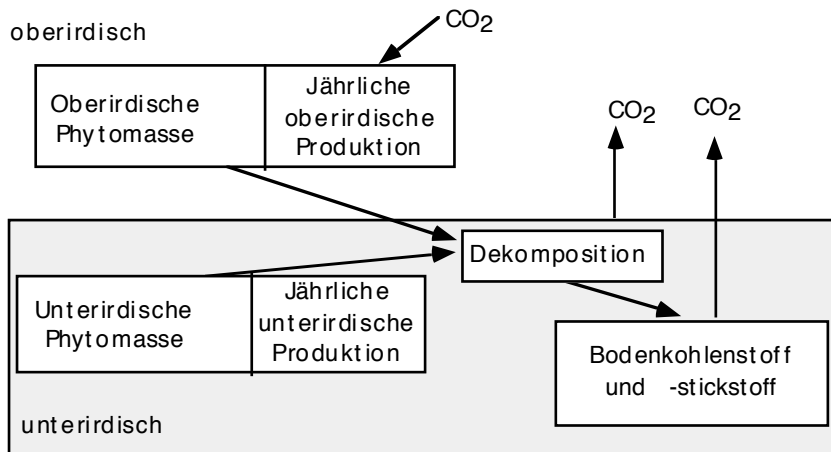


Abb. 1.2: Vereinfachte Darstellung des Elementkreislaufs in alpinen Böden und der wichtigsten Untersuchungsbereiche der vorliegenden Arbeit.

1.3 Aufbau der Arbeit

Die vorliegende Arbeit weist ein Kapitel mit grundlegenden Informationen zu den behandelten Themen und den wichtigsten Literaturdaten auf (Kap. 2, S. 7). Anschliessend wird das Untersuchungsgebiet genau charakterisiert (Kap. 3, S. 35) und die angewandte Methodik wird erläutert (Kap. 4, S. 45). Resultate werden im Kap. 5 (S. 69) eingehend beschrieben und anschliessend im Sinne einer Synthese kurz zusammengefasst und mit den einleitenden Hypothesen verglichen (Kap. 6, S. 173).

Am Ende der Arbeit sind das Literaturverzeichnis und im Anhang, ein Glossar (S. 211), das Tabellen- und Abbildungsverzeichnis sowie eine Zusammenstellung wichtiger Resultate zu finden.

2 Grundlagen

In diesem Kapitel wird, ausgehend von der globalen Problematik des Klimawandels, auf wichtige Basisliteratur zum Thema 'alpine Ökosysteme' im Allgemeinen und auf Grundlagen der in der vorliegenden Arbeit verwendeten Methoden im Speziellen eingegangen.

2.1 Der globale Kohlenstoffkreislauf

Unter dem globalen Kohlenstoffkreislauf versteht man die weltweite Umverteilung von Kohlenstoff zwischen verschiedenen C-Speichern. Dabei stellen Atmosphäre, Ozeane, terrestrische Biosphäre und geologische Speicher die wichtigsten Kompartimente dar (Schimmel, 1995).

Der geologische Speicher und die Tiefenwasserbereiche der Weltmeere werden als statische Speicher angesehen. Zwischen dem Oberflächenwasser, der Atmosphäre und den terrestrischen Ökosystemen hingegen besteht ein sehr dynamischer Kohlenstoffaustausch. Es wird geschätzt, dass die in der Atmosphäre gespeicherte Kohlenstoffmenge in 6 - 7 Jahren über die terrestrische Biomasse umgesetzt wird (Johnson & Kern, 1991). Der gesamte jährliche Kohlenstoff-Fluss durch die Biosphäre ist etwa 20 mal höher als die anthropogenen Emissionen durch die Verbrennung fossiler Brennstoffe (van Minnen et al., 1995).

Anthropogene Eingriffe in den globalen Kohlenstoffkreislauf haben zu einer Zunahme der CO₂-Konzentration in der Atmosphäre geführt (IPCC, 2001a). Diese Zunahme resultiert aus:

- a) der Verbrennung fossiler Brennstoffe und der Zementherstellung sowie
- b) aus der Entwaldung, Landnutzung und Bodenbearbeitung.

Bis in die 50er-Jahre des 20. Jh. war der jährliche Anstieg des atmosphärischen CO₂-Gehalts zu 75 - 80 % auf Waldrodungen und veränderte Landnutzung zurückzuführen. Dieser Anteil nahm bis 1970 auf 50 % ab und liegt heute bei nur noch 20 % (Lal, 1999; Lal, 2001b). Der totale historische C-Verlust aus Böden wird zwischen 40 Gt (Batjes & Bridges, 1992) und 537 Gt (Buringh, 1984) geschätzt. Diese Schätzungen variieren um den Faktor 13 und zeigen deutlich auf, dass Böden im globalen Kohlenstoffkreislauf noch weitgehend unerforscht sind (Lal, 2001b).

Die gespeicherten Kohlenstoffmengen im Boden-'Pool' sind, verglichen mit den in Ozeanen gespeicherten Mengen, sehr gering (vgl. Tab. 2.1). Im globalen Kohlenstoffkreislauf nehmen Böden dennoch eine kritische Position ein, weil sich ein Grossteil dieses Kohlenstoffs in einem labilen Gleichgewicht mit der Atmosphäre befindet (Tinker & Ineson, 1995). Die gespeicherte Menge an organischem Kohlenstoff wird durch das Gleichgewicht von zwei biologischen Prozessen bestimmt: Produktivität der terrestrischen Vegetation und Dekomposition der organischen Substanz. Jeder der beiden Prozesse wird stark durch physikalische (z. B. Klima, Bodenparameter) und biologische Faktoren (z. B. Streuqualität) kontrolliert. Zudem bestehen zwischen einzelnen Kontrollfaktoren Interaktionen (IPCC, 1995).

Die konventionelle Methode der Abschätzung des im Boden gespeicherten Kohlenstoffs beruht auf der Klassierung der Böden der Erde und der anschliessenden Verknüpfung der Flächendaten mit bodentypisch gespeicherten Kohlenstoffmengen (Alperin et al., 1995). Dabei wurden verschiedene vegetations- oder klimabasierte Klassifikationssysteme verwendet (Post et al., 1982; Schlesinger, 1977). Untersuchungen nach verschiedenen Methoden ergeben für den terrestrischen Speicher Kohlenstoffmengen in einer ähnlichen Grössenordnung (vgl. Tab. 2.1). Grundsätzlich beziehen sich die Angaben zum Bodenkohlenstoff (SOC: Soil Organic Carbon) auf den obersten Meter der Bodenschicht. Oft wird zusätzlich der im Boden gespeicherte anorganische Kohlenstoff erfasst. Die Grösse dieses 'Pools' (hauptsächlich Karbonate der semiariden Regionen) basiert auf groben Annahmen und wird bis zu 12 % grösser als der organische Kohlenstoffspeicher eingeschätzt (Grossmann et al., 1995; Lal et al., 1998).

Als limitierende Rahmenbedingungen für die oben beschriebene Methode wird die hohe räumliche Heterogenität der Böden, das Weglassen der tieferen Bodenhorizonte (Alperin et al., 1995) sowie die schlechte Datenbasis für die Böden hoher Breiten mit wahrscheinlich hohen gespeicherten Kohlenstoffmengen (Townsend et al., 1992) angegeben. Gemäss Anderson (1995) lassen sich viele Daten nicht verwenden, weil auf die Aufnahme entsprechender Rahmendaten wie Bodendichte und Horizonttiefe verzichtet wurde (vgl. Kap. 2.2.4.1).

Tab. 2.1: Der globale Kohlenstoffkreislauf: Gespeicherte Kohlenstoffmengen in verschiedenen 'Pools' nach verschiedenen Autoren.

Alle Angaben in Gt (10^{12} kg). Boden: ohne anorganischen Kohlenstoff.

Autor	Ozean	geologische Speicher	Atmosphäre	Biota	Boden
1)	38'000	4'000	750	550	1'500
2)				420 - 660	1'200 - 1'800
3)	38'000	5'000	760	620	1'550

1) Eswaran et al., 1993 nach Post 1990; 2) Solomon et al., 1985; 3) Lal, 1999.

Für den Boden alleine kommen einige Autoren (Post et al., 1982; Bouwman, 1990; Houghton & Skole, 1990; Post et al., 1990; Bolin & Fung, 1992; Eswaran et al., 1993) zu ähnlichen Werten. Angaben von anderen Autoren liegen im Bereich von 1'200 bis 2'200 Gt C (Bohn, 1982; Buringh, 1984; Kimble et al., 1990), während neuste Angaben 1'100 bis 1'600 Gt C betragen (Izaurralde et al., 2000). Jobbagy & Jackson (2000) weisen darauf hin, dass sich die meisten Untersuchungen auf den obersten Meter der Bodenprofile beschränken. Sie rechnen für den Bereich bis 3 Meter Tiefe mit weiteren 840 Gt C. Zwischen dem im Boden gespeicherten Kohlenstoff und der atmosphärischen CO₂-Konzentration besteht ein direkter Zusammenhang: Eine Veränderung um 1 Gt im Boden führt zu einer atmosphärischen Änderung von 0.47 ppm_{vol} (Lal et al., 2001a).

Terrestrische Ökosysteme werden auf klimatische Änderungen voraussichtlich in drei Zeitintervallen reagieren:

- 1.) In der Gegenwart;
- 2.) in einer Periode des klimatischen Wandels, der sich möglicherweise Jahrzehnte oder Jahrhunderte in der Zukunft befindet und
- 3.) in einem hypothetischen neuen Gleichgewichtszustand, der sich wahrscheinlich erst in Jahrhunderten einstellen wird (IPCC, 1995).

Die Tatsache, dass Veränderungen über sehr lange Zeiträume ablaufen werden, unterstreicht die Wichtigkeit prozessorientierter Forschung im Bereich des globalen Kohlenstoffkreislaufs. Hingegen wird von Fischlin (2000) betont, dass auch die reine Inventarisierung der gespeicherten Kohlenstoffmengen mit dem Ziel eines Monitorings durchaus eine Berechtigung hat. In der vorliegenden Arbeit wird eine Kombination der beiden Vorgehensweisen angestrebt.

- Im globalen C-Kreislauf nehmen Böden eine wichtige Position ein. Dies ist zurückzuführen auf die Grösse des Speichers und auf die Tatsache, dass sich ein Grossteil dieses C in einem labilen Gleichgewicht mit der Atmosphäre befindet.

2.1.1 The 'missing sink'

Das durch menschliche Aktivität erzeugte CO₂ übersteigt die Mengen, welche durch Atmosphäre und Ozeane absorbiert worden sind. Um dieses Budget-Ungleichgewicht auszugleichen, muss eine CO₂-Senke existieren (als 'missing sink' bezeichnet). Dieses so genannte 'fehlende' CO₂ wurde noch nie direkt bestimmt. Es ist vielmehr definiert durch den Unterschied der relativ präzise bestimmbaren Grössen 'Kohlenstoffemission' sowie 'CO₂-Aufnahme' durch Atmosphäre und Ozeane (Houghton, 1993). Angaben zu den abgeschätzten jährlichen C-Flüssen sind in Tab. 2.2 zusammengestellt.

Tab. 2.2: Jährliche Flüsse im globalen Kohlenstoffkreislauf (Gt C / Jahr).

Daten aus Lal et al. (1998) nach Post et al. (1990) und IPCC (1995).

Fossile Brennstoffe	Landnutzungs- änderung	Aufnahme Atmosphäre	Aufnahme Ozeane	Wiederbewaldung nördl. Hemisphäre	'missing sink'
5.5 ± 0.5	1.6 ± 1.0	3.3 ± 0.2	2.0 ± 0.8	0.5 ± 0.5	1.3 ± 1.5

Mit grosser Wahrscheinlichkeit befindet sich diese Senke im terrestrischen Ökosystem, aber sie konnte noch nicht genauer lokalisiert werden (Sundquist, 1993). Es existieren einige Beweise und viele Spekulationen darüber, dass sich diese Senke in den temperierten Wäldern der nördlichen Hemisphäre befinden könnte (Tans et al., 1990; Kauppi et al., 1992; Sedjo, 1992), auch wenn Houghton (1993) einige dieser Resultate als Untersuchungsungenauigkeiten und nicht als erfasste Karbon-Senken einstuft.

In neuster Zeit gehen verschiedene Autoren von einer terrestrischen Senke in Nordamerika aus (Houghton et al., 1999; Pacala et al., 2001). Fung (2000) weist darauf hin, dass die Bestimmung der globalen Umsätze erschwert wird durch starke interannuelle Schwankungen im Kohlenstoffkreislauf. Schimel et al. (2001) bezeichnen Nordamerika und Eurasien als gleichbedeutende Senken.

Die Grösse der Senke wird von Tans et al. (1990) auf 1.4 - 4.7 Gt C/Jahr geschätzt (andere Angaben: Sedjo 1992, Gifford 1994: 1 - 4 Gt C/Jahr; Post 1995: 1 - 2 Gt C/Jahr; Pacala et al. 2001: 1 - 2 Gt C/Jahr; Lal et al. 2001b: 1.8 - 2 Gt C/Jahr). Schimel et al. (2001) weisen darauf hin, dass die Bedeutung der 'fehlenden' Senke während den 1990er-Jahren zugenommen hat.

Wird die gesamte Periode zwischen 1850 und heute betrachtet, in der es zu einer signifikanten Zunahme des atmosphärischen CO₂-Gehalts gekommen ist, summiert sich das 'fehlende' CO₂ zu 105 Gt C auf, was beinahe der atmosphärischen CO₂-Aufnahme entspricht (Post et al., 1995).

Der jährlich im globalen Kohlenstoffkreislauf 'fehlende' Kohlenstoff ist jedoch relativ gering. Es ist darum schwierig, direkte Hinweise auf die 'missing sink' zu finden. Auch Veränderungen innerhalb einzelner 'Pools' sind infolge der zu erwartenden geringen Veränderungen schwierig zu belegen. Daher werden Untersuchungen der einzelnen Prozesse im Kohlenstoffkreislauf zunehmend an Bedeutung gewinnen.

Anhand der erläuterten 'fehlenden Senke' im globalen Kohlenstoffkreislauf lässt sich leicht aufzeigen, dass in zentralen Fragen des globalen Klimawandels noch weit gehende Unkenntnis besteht. Aus mindestens zwei Gründen ist es wichtig, die bestehenden Wissenslücken im globalen Kohlenstoffgleichgewicht zu schliessen:

- 1.) Wenn der Kohlenstoffkreislauf besser verstanden würde, liessen sich künftige CO₂-Gehalte der Atmosphäre auf Grund von Energieverbrauchs- und Landnutzungsszenarien besser voraussagen.
- 2.) Rückkoppelungen zwischen dem atmosphärischen CO₂ und der globalen Temperatur könnten besser verstanden werden.

2.1.2 Kohlenstoffkreislauf in der Schweiz

Gemäss der Klimakonvention von Rio (1992) ist jedes Land beauftragt, CO₂-Vorräte, Quellen und Senken zu quantifizieren. Jährlich werden in der Schweiz 12 Mio. t Kohlenstoff aus fossilen Energieträgern in Form von CO₂ freigesetzt (Körner & Hättenschwiler, 1998). Diese Menge übersteigt den Kohlenstoffgehalt der jährlichen Holzernte der Schweiz um das 14-fache. Das heisst, selbst dann, wenn die gesamte Holzernte eines Jahres ausschliesslich zur Substitution von Erdöl oder Kohle benutzt würde, könnten beim derzeitigen Verbrauch nur 6 - 7 % durch den nachwachsenden Rohstoff ersetzt werden (Paulsen, 1995).

Für die Erfassung der total gespeicherten Kohlenstoffmengen ist die terrestrische Biosphäre von zentraler Bedeutung. Dabei ist der Gehalt der Böden an Kohlenstoff und die Beziehung zu Standortparametern wichtig für die Eruierung der gegenwärtig gespeicherten Kohlenstoffmengen sowie für die Modellierung der künftigen Entwicklung (Homann et al., 1995).

Eine Abschätzung der im terrestrischen Ökosystem gespeicherten C-Mengen wurde für die gesamte Schweiz von Paulsen (1995) durchgeführt. Dabei ergab sich, dass alpine Ökosysteme trotz der generell eher geringen Vorräte pro Fläche angesichts der grossen Flächen für die C-Bilanz nicht vernachlässigbar sind. Die von Paulsen verwendeten Durchschnittsgehalte für alpine Böden stützen sich auf eine sehr schmale Datenbasis ab. Die vorliegende Arbeit soll dazu beitragen, dass die Kohlenstoffinventur der Schweizer Alpen mit grösserer Präzision durchgeführt werden kann.

- Trotz eher geringen C-Gehalten pro Fläche sind alpine Bereiche bei einer C-Inventur von Schweizer Böden von Bedeutung.

2.1.3 Kohlenstoff und bodenbildende Faktoren

Die Verteilung und Qualität der organischen Substanz in Böden (SOM: Soil Organic Matter) variiert stark, sowohl horizontal als auch vertikal über verschiedene Profilmbereiche. Die Verteilung hängt massgeblich ab von der Interaktion der bodenbildenden Faktoren, die von Jenny (1941; 1980) mit der Gleichung:

Boden C oder N = f(cl, r, o, p, t) definiert wurden.

Dabei steht: cl = Klima; r = Topografie; o = Organismen (Flora, Fauna und menschliche Aktivitäten); p = Ausgangsmaterial; t = Zeit.

Die bodenbildenden Faktoren kontrollieren sowohl den mineralischen Bodenanteil, die

Artenzusammensetzung der Pflanzen, Tiere und Mikroorganismen sowie deren Aktivität, als auch Mechanismen der Einarbeitung der organischen Substanz in die Bodenstruktur (Tate, 1987). Bedingt durch diese sehr grundlegende Bedeutung der bodenbildenden Faktoren wird im Folgenden auf die Wirkung der einzelnen Faktoren auf die organische Substanz im Boden eingegangen.

Die Ausprägung der einzelnen bodenbildenden Faktoren im Untersuchungsgebiet der vorliegenden Arbeit sowie deren Einfluss auf die Wahl der Untersuchungsstandorte wird in Kap. 3 erörtert.

2.1.3.1 Klima

Unter den bodenbildenden Faktoren nimmt das Klima eine Schlüsselposition ein. Quantität und Qualität des pflanzlichen Materials, Grad der mikrobiellen Aktivität sowie Raten von Dekomposition und/oder Akkumulation sind hauptsächlich vom Klima bedingt. Somit ist auch die Menge von C, die von Böden in die Atmosphäre abgegeben werden kann, klimagesteuert (Stevenson, 1994). Akkumulation von organischem Material entsteht, wenn die jährliche Primärproduktion oder die Zufuhr durch Transportprozesse grösser ist als die jährliche Dekomposition.

Ein Temperaturanstieg könnte somit sowohl die pflanzliche Produktion verändern als auch die Dekomposition der organischen Substanz durch eine Anregung der biologischen Aktivität sowie durch veränderte physikalische Bodenverhältnisse (höhere Evapotranspiration) beeinflussen. Verstärkte Dekomposition könnte eine erhöhte N-Mineralisierung zur Folge haben, was vor allem in N-limitierten Ökosystemen einen Einfluss auf die Produktivität hätte (Verburg & van Breemen, 1995).

- In der vorliegenden Arbeit wird der Schwerpunkt auf die Untersuchung des klimatischen Faktors gelegt. Im Sinne des Konzepts der bodenbildenden Faktoren von Jenny (1941; 1980) wird dazu versucht, die anderen Faktoren konstant zu halten.

2.1.3.2 Topografie

Topografische Faktoren können aufgegliedert werden in Neigung, Exposition, Höhenlage und Position im Gelände. Buol et al. (1990) listen indirekte Einflüsse der Topografie auf wie Strahlungseinwirkung, Einwirkung von Wind und verschiedene Arten von Niederschlag sowie vorherrschendes Wasserregime. Durch diese Parameter ergeben sich deutliche Verbindungen zu den klimatischen Einflussgrößen.

Grundsätzlich neigen Böden in konkaver Geländeposition zu höheren C-Gehalten, was mit der abbauhemmenden Wirkung des Wassers im Zusammenhang steht (Stevenson, 1994). In diesen Lagen ist auch mit der Akkumulation anderenorts erodierten Bodenmaterials zu rechnen. Ebenso weisen Nordhänge durch die tieferen Temperaturen eine

stärkere Akkumulation organischer Substanz auf als Südhänge (Buol et al., 1990).

- In der vorliegenden Arbeit wurden alle Testflächen auf ebenem Gelände ausgewählt.

2.1.3.3 Ausgangsmaterial

Der Gehalt an organischer Substanz in Böden wird vom Ausgangsmaterial vor allem über die Korngrößenverteilung beeinflusst (Johnson et al., 1995). Fein texturierte Böden können durch die grössere Oberfläche organische Substanz besser vor mikrobiellem Abbau schützen als dies in grob texturierten Böden der Fall ist. Besonders Tone mit hoher Adsorptionskapazität bilden zusammen mit der organischen Substanz relativ abbauresistente organo-mineralische Komplexe (Stevenson, 1994). Paulsen (1995) unterscheidet unterschiedliche gespeicherte C-Mengen für silikatisches und karbonatisches Ausgangsmaterial. Infolge der schmalen Datenbasis bestehen jedoch zu diesem Punkt gewisse Unsicherheiten.

- Das gesamte Untersuchungsgebiet der vorliegenden Arbeit weist ein relativ einheitliches Ausgangsmaterial auf (vgl. Kap. 3.1, S. 35).

2.1.3.4 Organismen

Menge und Qualität des angelieferten organischen Materials hängen vom Vegetationstyp und von dessen Produktivität ab. Während bei Wäldern, insbesondere bei Laubwäldern, der grösste Teil der Streuanlieferung in Form von Laubfall und totem Holz an der Bodenoberfläche erfolgt, zeichnen sich Grasstandorte durch einen hohen Anteil an unterirdischer Produktion in Form von eher kurzlebigen Wurzeln aus. Nach Johnson et al. (1995) weisen Grasstandorte daher eine Tendenz zur gleichmässigen Verteilung der organischen Substanz über den gesamten Bodenprofilbereich auf. Dies und die Tatsache, dass Grasstreu relativ leicht abbaubar ist, führen dazu, dass sich unter alpiner Grasvegetation kaum Rohhumusaufgaben bilden (Müller, 1986).

Neben pflanzlichen Organismen ist auch die Bodenfauna von zentraler Bedeutung. So spielen Wühltiere eine wichtige Rolle bei der Zerkleinerung der pflanzlichen Ausgangsstoffe und bei der Einarbeitung in den Boden (Gobat et al., 1998). Der weitere Abbauprozess wird weitgehend durch Pilze und Bakterien gesteuert (Schmidt, 1999).

Anthropogene Aktivitäten, die auch unter dem Aspekt 'Organismen' zusammengefasst werden, haben weitreichende Einflüsse und gehen auf Aktivitäten wie Kultivation, Düngung, Entwaldung, Bautätigkeiten, Be- und Entwässerung sowie weitere Nutzungen zurück. Der Einfluss der menschlichen Aktivität kann alle anderen bodenbildenden Einflussfaktoren übertreffen (Johnson et al., 1995). Für den Bereich der alpinen Grasvegetation scheinen grossflächig vor allem der N-Eintrag über atmosphärische Deposition sowie die Beweidung von Bedeutung zu sein. Im Bereich der Waldgrenze sind Rodun-

gen zur Gewinnung von Alpweiden von grosser Bedeutung (Müller, 1986). Für die vorliegende Arbeit werden diese Einflüsse in Kap. 3.7 (S. 41) beschrieben.

2.1.3.5 Zeit

Werden die anderen bodenbildenden Faktoren konstant gehalten, so erreicht der Gehalt an organischer Substanz im Boden nach einer gewissen Zeit ein Gleichgewicht. Die Bodenentwicklung aus dem Ausgangsmaterial durchläuft dabei eine Phase der Initiation mit Pionierpflanzen und zuerst geringen Produktions- und Akkumulationsraten. In dieser Phase ist die Substrat bildende Aktivität von Flechten sehr wichtig (Gobat et al., 1998). In der darauf folgenden Akkumulationsphase ist die Rate der Produktion grösser als die der Dekomposition. Unter einer Angleichung der beiden Raten nähert sich der Boden einem Gleichgewichtszustand ('steady-state'), bei dem sich Produktion und Dekomposition die Waage halten (Johnson et al., 1995). Nach Stevenson (1965) kann ein Gleichgewichtszustand, je nach Korngrössenverteilung, nach 100 - 1'500 Jahren erreicht sein. Gemäss Lichter (1998) wird auf Sanddünen nach ca. 400 Jahren einen Gleichgewichtszustand der C- und N-Gehalte erreicht. Liski (1997) stellt in einer Untersuchung an finnischen Waldböden fest, dass sich ein Gleichgewichtszustand nach 1'500 - 2'000 Jahren einstellt. Gennadiyev (1998) setzt 500 - 800 Jahre für die Bildung eines Humusprofils unter alpiner Wiese voraus. Schlesinger (1990) zeigt in seiner Untersuchung, dass Böden über den Zeitraum von Tausenden von Jahren bis zu $2.4 \text{ g C/ m}^2 \cdot \text{Jahr}$ akkumulieren.

Im Vorfeld des Rhonegletschers hat Witzig (1999) eine Chronosequenz untersucht. Dabei kann mit dem Alter eine Zunahme des C-Gehalts und eine Einlagerung in tiefere Profilbereiche festgestellt werden. Ein 700-jähriger Boden weist erst 1/7 der C-Speicherung eines spätglazialen Standorts (ca. 10'000 Jahre) auf. Diese Werte sind jedoch mit Vorsicht zu geniessen, denn es wird auf mögliche Einflüsse der Entwaldung hingewiesen und die Alterseinordnung der Böden ist teilweise schwierig.

Zusammenfassend ist davon auszugehen, dass es im alpinen Klima sehr lange dauert, bis der C-Gehalt einen Gleichgewichtszustand erreicht hat. Theurillat et al. (1998) weisen jedoch darauf hin, dass auch in alpinen Böden einzelne Prozesse wesentlich rascher ablaufen können. Auch Keller (1992) spricht in diesem Zusammenhang von sehr aktiven Systemen.

- Für die vorliegende Arbeit wurden die Untersuchungsstandorte so festgelegt, dass sie ein möglichst einheitliches Alter der Bodenbildung aufweisen (vgl. Kap. 3.6, S. 40). Dieses Alter beträgt wesentlich über 1'000 Jahre. Somit sollten sich alle Standorte annähernd in einem Gleichgewichtszustand befinden.

2.2 Literaturübersicht

In diesem Kapitel wird auf wichtige Rahmenbedingungen der vorliegenden Arbeit eingegangen, und es werden Vergleichswerte aus der Literatur für verschiedene Untersuchungsbereiche zusammengestellt.

2.2.1 Szenarien zur Klimaentwicklung

Für die kommenden 100 Jahre wird im globalen Mittel ein Temperaturanstieg von 1.4 - 5.8 °C erwartet (verglichen mit 1990). Die grosse Bandbreite dieser Abschätzungen ergibt sich vorwiegend aus den Unsicherheiten bezüglich der zukünftigen menschlichen Aktivitäten (von intensiver Nutzung fossiler Energiequellen bis hin zu einer Dienstleistungsgesellschaft mit sauberen und ressourcenschonenden Technologien), aber auch aus den Unterschieden in den Klimamodellen (Proclim, 2001).

Die Klimaveränderung dürfte im Alpenraum eher stärker ausfallen als im globalen Mittel. Während das IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) bis 2050 mit einem Anstieg der globalen Jahresmitteltemperatur zwischen 0.6 und 2.8 °C rechnet, ergibt eine Szenarienanalyse für die Schweiz einen Anstieg zwischen 0.5 und 4.8 °C. Die Erwärmung könnte im Sommer besonders stark ausfallen. Die Niederschläge dürften im Winter zunehmen, während in allen anderen Jahreszeiten nach heutigem Wissen sowohl grössere Zu- als auch Abnahmen eintreten können. Die Veränderungen können je nach Landesregion stark unterschiedlich ausfallen (Proclim, 2001).

2.2.1.1 Auswirkungen eines anthropogen erhöhten CO₂-Gehaltes

Anthropogene Umweltveränderungen können sich auf terrestrische Ökosysteme direkt durch den höheren CO₂-Gehalt der Atmosphäre oder durch die erwartete Temperaturerhöhung auswirken.

Ein erhöhter CO₂-Gehalt der Atmosphäre könnte zu einer erhöhten Produktivität der Vegetation sowie zu einer veränderten Streuqualität führen. Im Boden wirken sich veränderte CO₂-Gehalte kaum signifikant aus, weil diese darin naturgemäss schon erhöht sind (Tinker & Ineson, 1995). Schlesinger & Lichter (2001) bemerken, dass unter erhöhtem CO₂-Gehalt mehr Streu anfällt, diese jedoch wieder sehr schnell abgebaut wird. Hingegen stellten Hirschel et al. (1997) fest, dass die unter erhöhtem CO₂-Einfluss produzierte Streu im Boden schlechter abgebaut wird.

Über die direkten Auswirkungen eines erhöhten CO₂-Gehalts der Atmosphäre auf terrestrische Ökosysteme besteht somit weiterhin Unklarheit.

Der globale Temperaturanstieg in der Atmosphäre führt im Hochgebirge möglicherweise zu einer Verschiebung der Höhengrenzen alpiner Pflanzen nach oben und dadurch zu einer Verdrängung der heutigen Vegetation durch Arten aus tieferen Lagen. Hofer (1992) konnte innerhalb von 80 Jahren auf Gipfeln im Berninagebiet durch die angestiegenen Sommertemperaturen fast eine Verdopplung der Artenzahl beobachten. In den höchsten Regionen, wo einzelne Pflanzenarten nicht weiter ausweichen können, entspricht eine Verdrängung dem Verschwinden der Art (Bazzaz et al., 1996). Es werden sich auch grundlegend neue Artenzusammensetzungen ergeben (Lischke et al., 1998; Alward et al., 2000). Dies erschwert den Einbezug der Artenzusammensetzung bei Methoden der experimentellen Bodenmanipulation (vgl. Kap. 4.2, S. 51).

Dabei ist davon auszugehen, dass der Temperatureinfluss räumlich und zeitlich viel variablere Auswirkungen als der direkte CO₂-Einfluss haben wird (Shaver et al., 2000). Höhere Durchschnittstemperaturen wirken sich auf die Produktivität nur aus, wenn die Temperatur einen limitierenden Faktor darstellt (Tinker & Ineson, 1995). Dies ist in den höheren Breiten und im alpinen Hochgebirge sicher der Fall.

Wegen der Schnelligkeit der erwarteten Veränderungen wird sich die belebte Natur in grossen Teilen der Welt nicht genügend rasch den neuen Bedingungen anpassen können (Proclim, 2001). Im alpinen Bereich könnte die Reaktion der Vegetation auf eine allfällige Erwärmung zusätzlich durch die grosse Variabilität der Böden verstärkt werden (Theurillat et al., 1998), weil durch diese die Wanderung von Pflanzenarten gebremst wird.

Aus einer Vielzahl von Voraussagen zur Reaktion der alpinen Vegetation auf die globale Erwärmung kristallisieren sich folgende zwei Kernpunkte heraus:

- 1.) Einzelne Pflanzenarten reagieren unterschiedlich.
- 2.) Die Reaktion der Arten wird nicht mit der Geschwindigkeit der Veränderungen Schritt halten können (Theurillat et al., 1998).

2.2.2 C- und N-Input in alpinen Ökosystemen

Die Produktivität ist der Schlüssel zur Erfassung des organischen Inputs in Ökosystemen. Während sich die Erfassung der produzierten Kohlenstoffmenge in Waldökosystemen als sehr schwierig erweist (Kauppi et al., 1992), können in Graslandökosystemen, zumindest für den oberirdischen Eintrag, einfache Erntemethoden angewandt werden. Weil damit gerechnet werden muss, dass ein Teil der produzierten Biomasse vor der Ernte umgesetzt wird, geht Körner (1999) davon aus, dass die produzierte Biomasse grundsätzlich unterschätzt wird. Davon unbeeinträchtigt lassen sich Input-Mengen akkurat bestimmen.

Die Bestimmung der unterirdischen Elementeinträge ist wesentlich schwieriger, darf jedoch wegen der erwarteten grossen Bedeutung keineswegs vernachlässigt werden. Sind räumliche und saisonale Variabilität sowie totale Mengen des C-Inputs bekannt, so können diese mit den im Boden gespeicherten Kohlenstoffmengen verglichen werden.

2.2.2.1 Oberirdische Phytomasse und Biomasse-Produktion

Als oberirdische Phytomasse wird das gesamte stehende pflanzliche Material über der Bodenoberfläche bezeichnet. Dies beinhaltet auch bereits abgestorbene Pflanzenteile die jedoch noch nicht von der Pflanze abgetrennt sind ('standing dead'). Unter der Biomasse-Produktion wird die jährlich neu produzierte Pflanzenmenge verstanden.

Grundsätzlich bereitet der Quervergleich von Messwerten zur oberirdischen Phytomasse grosse Probleme. Resultate werden stark von den angewandten Methoden beeinflusst. Da methodische Angaben sowie Hinweise zur Vegetation und Landnutzung in der Literatur oft fehlen, sind direkte Vergleiche schwierig oder unmöglich.

Alpine Pflanzen reagieren auf gute Wachstumsbedingungen nach der Schneeschmelze im Frühjahr sehr schnell und setzen mit einem raschen Wachstum ein. Dies wird durch die Mehrjährigkeit der meisten alpinen Pflanzen ermöglicht. Eine starke Sprossverlängerung sowie die Blüte setzen in den ersten 20 - 30 Tagen der Vegetationsperiode ein. In der zweiten Hälfte der Vegetationsperiode verlangsamt sich die Produktion von oberirdischem Pflanzenmaterial und assimilierte Energie wird zusehends in den Überwintungsorganen angelegt (Campbell, 1997). Die älteren Blätter der Krummsegge (*Carex curvula*), eine typische alpine Rasenart, verbraunen, wodurch die lockige Krümmung der toten Blattenden entsteht. Dieses Absterben der Blattspreiten von der Spitze her beginnt je nach Witterungsverlauf Anfang oder Mitte August (Thron, 1996) und Mitte September ist der Winterzustand hergestellt, auch wenn noch gar keine Schneedecke ausgebildet ist. Somit dauert die aktive Zeit des Bergsommers im Wesentlichen zehn Wochen (Körner & Hättenschwiler, 1998), sie variiert jedoch stark nach Höhenstufen und Ausaperungsmuster.

Bei der Messung der pflanzlichen Produktion wird angenommen, dass sich das Ökosystem in einem Gleichgewichtszustand befindet ('steady state'). Damit ist gemeint, dass im Verlaufe einzelner Jahre über einen längeren Zeitraum keine Änderungen der Produktion und der Phytomasse stattfindet. Ausgeprägte jährliche Schwankungen der produzierten Biomasse, wie sie z. B. Walker et al. (1994) festgestellt haben, werden bei der Messung von Einzeljahren somit vernachlässigt. Hinzu kommen eine starke räumliche Variabilität und Unterschiede zwischen verschiedenen Pflanzengesellschaften.

Pro m² Rasenfläche wachsen bei *Carex curvula* bis zu 3'000 Triebe und entwickeln sich pro Jahr ca. 500 Neutriebe (Reisigl & Keller, 1994). Ein einzelner Trieb kann bis zu zehn

Jahre alt werden und bildet pro Jahr meist zwei neue Blätter, wobei an jedem Trieb zwei alte Blätter vom Vorjahr, die grün überwintert haben, sitzen. Einzelne Horste erreichen ein Alter von 15 - 20 Jahren. Verschiedene Horste verbinden sich zu ausgedehnten Rasenteppichen.

Tab. 2.3: Phytomasse nach Bodennutzung für alpine Kategorien in der Schweiz.
Nach Paulsen (1995, 40), (Flächen, gespeicherte C-Mengen und Berechnungsgrundlagen).

Bezeichnung	Areal (km ²)	Pro Fläche (t/km ²)	Gesamt (Mio. t)
Maiensässe, Heuwiesen	342	2'240	0.8
Verbuschtes Alpweideland	420	3'600	1.5
Schafalpen, Wildheuplanggen	499	1'600	0.8
Gutes Alpweideland	3'914	2'200	8.6
Steiniges Alpweideland	470	730	0.3

In Tab. 2.3 sind die von Paulsen (1995) verwendeten Werte für alpines Weideland zusammengestellt. Diese Werte werden schliesslich mit den gemessenen Werten der vorliegenden Arbeit verglichen (vgl. Kap. 5).

Tab. 2.4: Oberirdische Phytomasse- und Streuvorräte von verschiedenen Beständen im Grossglocknergebiet.
Nach Pümpel (1977, 96), (g Trockensubstanz/m²).

Standort	Oberirdische Gesamt- phytomasse	Davon 'standing dead'	Streuvorrat
Curvuletum a 2'300m	447.8	284.3	332.1
Curvuletum b 2'300m	796.1	235.9	392.7
Feuchte Mulde 2'280m	383.4	157.9	308.9
Schneetälchen 2'280m	199.9	22.9	193.9

Aus den Daten von Pümpel (1977) gehen die grossen Unterschiede zwischen verschiedenen Vegetationstypen und innerhalb desselben Vegetationstyps deutlich hervor (Tab. 2.4). Bemerkenswert ist die Tatsache, dass selbst im August die lebende Biomasse im Curvuletum geringer ist als die Totsubstanz ('standing dead' + Streu).

Galland (1982) weist in seinen Untersuchungen im Schweizerischen Nationalpark Phytomassen zwischen 471 g/m² und 1'290 g/m² nach.

Die Verteilung des oberirdischen Pflanzenmaterials in lebende und tote Bestandteile ist von der Artenzusammensetzung und von der Intensität der wirtschaftlichen Nutzung abhängig. Gemähte Wiesen weisen gemäss Rychnovska (1993) 15 - 25 % der maximalen oberirdischen Phytomasse in Form von totem Material ('standing dead') auf. An ungemähten Standorten liegt bis zu 60 % der Phytomasse in Form von totem Material vor und gegen Herbst ist eine Zunahme bis zu einem Anteil von bis zu 90 % festzustellen.

- Der hohe Anteil der oberirdischen Phytomasse, die bereits abgestorben ist ('standing dead'), kann als besonders charakteristisch für Rasengesellschaften bezeichnet werden und muss daher bei Untersuchungen miteinbezogen werden.

Die Erfassung der oberirdischen Produktivität stellt bei der Untersuchung von Elementbilanzen einen zentralen Punkt dar. Im Folgenden sind wichtige Vergleichsdaten zur Produktivität der oberirdischen Vegetation in alpinen Ökosystemen zusammengefasst.

Tab. 2.5: Oberirdische Netto-Primärproduktion.
Nach Pümpel (1977), (g Trockensubstanz/m²).

	Vegetationsperiode	Pro Tag	Max pro Tag
Curvuletum	374.6	2.45	3.68

Obwohl die produzierte Biomasse in alpinen Ökosystemen im Vergleich mit wärmeren Grasflächen grundsätzlich gering ist, können täglich produzierte Mengen relativ hoch ausfallen (vgl. Tab. 2.6) und erreichen oft die Grössenordnung von 3g/m²·Tag, die in der Literatur als Durchschnittswert für natürliche Ökosysteme angegeben wird (Wielgolaski, 1997). Zur oberirdischen Produktivität existiert eine reiche Datengrundlage aus verschiedenen alpinen und arktischen Ökosystemen (verschiedene Angaben in Wielgolaski, 1997 und Redmann, 1992).

Tab. 2.6: Produktivität alpiner Ökosysteme in Amerika.
Auswahl aus Campbell (1997, 232).

Ökosystem	Vegetationsperiode (Tage)	Oberirdische Produktion (g/m ²)		Oberirdische Phytomasse (g/m ²)	
		Pro Tag	Pro Jahr	Min	Max
Wyoming	-	3.9	-	300	1'100
Wyoming	-	1.5	-	400	350
Colorado, trockene Wiese	105	1.6	164	924	2'627
Colorado, feuchte Wiese	88	2.2	196	975	5'396

Unter der 'Turnover-Zeit' wird nach Odum (1971) das Verhältnis von oberirdischer Phytomasse zu oberirdischer Produktion bezeichnet. Entsprechende Werte sind in Mark & Dickinson (1997) zusammengestellt und liegen für die neuseeländischen Alpen bei 10.9 ± 2.4 Jahren mit Werten bis 21.8 Jahren an den höchsten Standorten.

- Gemäss Körners Synthese diverser Untersuchungen (1999) liegt die oberirdische Biomasse-Produktion zwischen 100 und 400 g/m²·Jahr, mit einem realistischen Durchschnitt von 200 g/m²·Jahr.

In verschiedenen Studien wurde festgestellt, dass Wachstumsraten und Nettoproduktion enger korrelieren mit Nährstoffen, Bodenfeuchte und Bodentemperatur als mit der Lufttemperatur (Bliss, 1997). Obige Daten legen zudem die Vermutung nahe, dass produzierte Biomasse-mengen stark von der Länge der Vegetationsperiode beeinflusst

werden. Somit könnten sich auch Änderungen der Niederschlagsmengen und der Niederschlagsverteilung auf die produzierten Biomassemengen auswirken. Im neusten IPCC-Bericht wird grundsätzlich von einem positiven Einfluss der Erwärmung auf die produzierte Biomasse ausgegangen (IPCC, 2001b).

Hingegen kommt Paulsen (1995) in einer Datenzusammenstellung verschiedener Autoren zum Schluss, dass bei der oberirdischen Phytomasse von Alpweiden keine Höhenabhängigkeit festgestellt werden kann. Es ergibt sich jedoch eine deutlich Abnahme der alpinen Primärvegetation in den höchsten alpinen Bereichen.

Die Klimaabhängigkeit der Produktion von Grasland wurde für den Höhenbereich von 450 - 850 m ü. M. in England von Rawes & Welch (1969) untersucht. Eine signifikante Höhenabhängigkeit wurde dabei für Gräser, totes Material und bei der totalen Produktion, nicht aber bei blühenden Pflanzen festgestellt. Relativ zur Produktion auf 500 m ü. M. nahm die Produktion um 22 % je 100 m ab.

Im Gegensatz zu vielen anderen Untersuchungen stellen Valentini et al. (2000) im Rahmen des EUROFLUX-Experimentes (40 °N bis 65 °N) keine Breitenabhängigkeit der Produktivität fest.

- Obwohl es naheliegend erscheint, von einem Einfluss der Höhe auf die Produktivität auszugehen, konnte diesbezüglich bisher kein allgemeingültiger Nachweis erbracht werden.

2.2.2.2 Unterirdische Phytomasse und Produktion

Der umfassende und permanente 'Pool' der unterirdischen Phytomasse ist ein spezifisches Charakteristikum von natürlichen Grasflächen.

Im Hochgebirge ist die unterirdische Pflanzenmasse aus verschiedenen Gründen von grosser Bedeutung: Erstens stellt sie das Reservoir der Pflanzen dar, aus dem sie die Kraft schöpfen, im Frühjahr rasch auszutreiben, um die kurze Vegetationsperiode gut nützen zu können. Zweitens bedarf es in den kalten Böden des Hochgebirges eines besonders intensiven Wurzelsystems, um den Nährstoff- und Wasserbedarf der Pflanzen zu decken (Körner & Hättenschwiler, 1998).

Dieser grosse Einfluss der unterirdischen Phytomasse in alpinen und arktischen Ökosystemen wird in verschiedenen Untersuchungen nachgewiesen. So gibt z.B. Pümpel (1977) für ein Curvuletum (2'300 m) ein Spross-Wurzelverhältnis von ca. 1 : 6 an. Gemäss Oades (1995) liegt dieses Verhältnis für Grasflächen zwischen 1 : 2 und 1 : 13. Pfeiffer et al. (1996) finden in der arktischen Zone noch wesentlich höhere Verhältnisse (Tab. 2.7).

Wesentlich tiefere Spross-Wurzelverhältnisse im Bereich von 0.2 - 1.4 fand Galland (1982) auf Flächen im Schweizer Nationalpark.

Tab. 2.7: Oberirdische und unterirdische Phytomasse sibirischer Ökosysteme.
Nach Pfeiffer et al. (1996, 53ff), (g Trockensubstanz/m²).

Ort	oberirdisch lebend	'standing dead'	oberirdisch total	unterirdisch total	ober-/ unterirdisch
Lake Labaz	61.9	95.5	157.4	4'310.3	1 : 27
Lake Labaz	156.5	132.8	289.3	8'359.8	1 : 29
Lake Labaz	72.1	40.5	112.6	17'999.0	1 : 160
Lake Levinson			47.8	3'771.9	1 : 79

Sobotik & Poppelbaum (1995) stellen in ihrer Untersuchung von alpinen Weideflächen in Österreich auf 1'620 m ü. M. fest, dass auf den einzelnen Flächen starke Schwankungen der Wurzelmengen vorliegen. Als Reaktion auf das warme Jahr 1994 wurde eine Zunahme der Wurzelmasse festgestellt. Zu dieser Untersuchung ist jedoch anzumerken, dass der räumlichen Variabilität eine zu geringe Aufmerksamkeit geschenkt wurde. Für die Daten der vorliegenden Arbeit bietet sich ein Vergleich mit der umfassenden Datenzusammenstellung von Paulsen (1995) an.

Tab. 2.8: Zusammenstellung der Phytomassevorräte alpiner Strauch- und Rasengesellschaften.
Aus Paulsen (1995) auf Grund der Auswertung von Daten verschiedener Autoren.

Rasentyp	Phytomasse (kg/m ²)			unterirdisch, % von total
	oberirdisch	unterirdisch	total	
Nardetum	0.32	1.12	1.43	78
Avenella-Rasen	0.36	1.28	1.64	78
Alpine Urweide	0.69	1.03	1.73	60
Schutt- und Felsgesellschaften	0.02	0.06	0.08	75

Rychnovska (1993) führt Daten für eine tschechische Mähwiese auf, wobei einer oberirdischen Phytomasse von 337 g/m² (davon 15 % 'standing dead') 3.3 kg/m² Wurzelmasse gemessen wurde (davon 36 % tot) (1 : 10). An einem ungemähten Standort mit *nardus stricta* wurden 922 g/m² (davon 66 % 'standing dead') oberirdische und 3.4 kg/m² unterirdische Phytomasse gemessen (davon 31 % tot) (1 : 4).

- Alpine und arktische Standorte weisen einen sehr hohen Anteil an unterirdischer Phytomasse auf.

Neben den Phytomasse-Vorräten sind die jährlich produzierten Mengen von Bedeutung. Die Rate der unterirdischen Produktion ist jedoch sehr schwierig abzuschätzen, denn mehrjährige Graspflanzen zeigen verschiedene Stadien des Lebenszyklus gleichzeitig. Über die Dynamik des Wurzelwachstums ist denn auch sehr wenig bekannt. So weist Körner (1999, 226) darauf hin, dass die Wurzeldynamik im Feld noch kaum je gemessen worden sei. Mähr & Grabherr (1983) untersuchten das Wachstum einzelner Wurzeln und stellten dabei eine maximale Längenänderung am Beginn der Wachstumsperiode und am Ende derselben fest.

Tab. 2.9: Typische Werte ober- und unterirdischer Produktion in Wiesen (Deutschland, Tschechoslowakei, Polen, UdSSR).

Zusammenstellung durch Rychnovska (1993), g Trockensubstanz/m².

Durchschn. unterirdische Phytomasse	Produktion		Verhältnis Wurzelbiomasse / Sprossproduktion	'Turnover-Zeit' Wurzel- biomasse (Jahre)
	Spross	unterirdisch		
729 - 3840	253 - 1'388	244 - 2'099	0.73 - 9.62	1.8 - 4.0

Dahlman (1965) hat als einer der ersten Autoren versucht, die unterirdische Produktivität von Grasflächen zu bestimmen. Dabei stellte er fest, dass von der gesamten Wurzelmasse jährlich 25 % ersetzt werden.

Coleman (1973) geht davon aus, dass von Wurzeln einer Wiese (998 g/m²) pro Jahr 54 % umgesetzt werden. Mit einer Methode der Wurzelabbau-Messung in Bodenproben mit veränderter Produktion (Abschneiden oberirdischer Teile) zur Korrektur der normalen Intervallbeprobung erhält Fiala (1979) eine jährliche unterirdische Produktion von 810 g/m². Dieser Wert ist höher als Resultate anderer Autoren (vgl. Tab. 2.9). Fitter (1987) nimmt an, dass zwischen 40 % und 85 % der Netto-Produktion unterirdisch erfolgt.

- Die Bestimmung der unterirdischen Phytomasse und der unterirdischen Produktion erweist sich als wesentlich schwieriger als die entsprechenden oberirdischen Parameter. Literaturwerte weisen einen grossen Schwankungsbereich auf. In aktuellen Untersuchungen wird der Wurzelmasse eine grosse Bedeutung im C-Kreislauf beigegeben, weil sie ausserordentlich schnell auf klimatische Veränderungen reagiert (Lal et al., 2001a). Die Bestimmung des unterirdischen Element-Input ist derart wichtig, dass er auch bei relativ grossen Ungenauigkeiten durchgeführt werden muss.

2.2.2.3 Profilverteilung der Wurzeln

In alpinen Böden nimmt die Wurzeldichte mit der Tiefe schneller ab als im Tiefland (Lichtenegger, 1996). Die Entwicklung der unterirdischen Organe ist aber im Verhältnis zu den oberirdischen stärker, sodass ein ausgedehntes und sehr dichtes Wurzelsystem entsteht. Gebirgspflanzen bilden bei gleichem Trockengewichtsverhältnis zwischen Spross und Wurzel ein Feinwurzelsystem aus, das bis zu 5 mal länger ist als jenes von nahe verwandten Talpflanzen (Körner & Renhardt, 1987). Der relative Anteil der Feinwurzeln an der Gesamtbiomasse nimmt mit der Höhe zu. Dies führt zu einer hohen Aufnahmekapazität der Nährstoffe, was besonders nach der Schneeschmelze von Bedeutung ist, wenn für kurze Zeit grössere Stickstoffmengen verfügbar sind (Fattorini, 1998). Sobotik & Poppelbaum (1995) haben die Profilverteilung von Wurzeln in Weiden auf 1'640 m ü. M. untersucht. Wurzeln wurden in die Kategorien <0.2 mm und 0.2 - 2 mm eingeteilt. Von der totalen Menge an groben Wurzeln sind zwischen 51 % und 86 % in den obersten 10 cm des Profils zu finden. Von der totalen Menge an feinen Wurzeln finden sich zwischen 39 % und 94.3 % in den obersten 10 cm.

Rychnovska (1993) geht davon aus, dass sich 75 - 80 % der unterirdischen Phytomasse in den obersten 15 - 20 cm des Bodens konzentrieren.

- Wurzeln konzentrieren sich in alpinen Böden auf den obersten Bereich der Bodenprofile. Es sind jedoch nur sporadisch Angaben zu den effektiven Anteilen der verschiedenen Tiefenbereiche zu finden.

2.2.2.4 Rhizodeposition

Neben dem Abbau der toten Pflanzenwurzeln existiert im Boden auch ein Kohlenstoffeintrag durch die Ausscheidungen der lebenden Wurzeln (tote Wurzelzellen, Wurzel-exudate). Die direkte Messung der Rhizodeposition ist sehr schwierig, jedoch geht Oades (1995) davon aus, dass dieser C-Eintrag eine grosse Bedeutung hat. Aus Kohlenstoffbilanzierungen, die auf Gasaustauschmessungen basieren, resultiert, dass 65 % der CO₂-Assimilation für die Bildung der pflanzlichen Stoffe verwendet werden, 15 % werden veratmet (Wurzeln und Spross) und ca. 20 % werden durch die Wurzeln ausgeschieden. Schon Coleman (1973) geht von einem Wert in dieser Grössenordnung aus. Eine indirekte Grössenabschätzung wird durch Merbach et al. (1999) vorgenommen. Der Anteil der Rhizodeposition wird dabei mit 6 % gemessen.

Kuzyakov & Domanski (2000) stellen in ihrer Datenzusammenfassung fest, dass in Wiesen ca. 50 % des unter die Erde verlagerten CO₂ in den Wurzeln und ca. 30 % in den Wurzelexudaten und in wurzelbürtigem CO₂ gefunden wird. In Wiesen wird in einer Vegetationsperiode gesamthaft durchschnittlich 0.22 kg/m² C im Boden eingelagert.

- Gemäss Gobat et al. (1998) macht die Rhizodeposition zwischen 20 % und 50 % der erfolgten Photosynthese aus. Eine direkte Messung der Rhizodeposition übersteigt den Rahmen der vorliegenden Arbeit. Somit wird auf Literaturwerte Bezug genommen.

2.2.3 Alpine Ökosysteme

Gebirgsökosysteme reagieren aus verschiedenen Gründen besonders sensitiv auf eine globale Erwärmung: Im Vergleich mit einem breitenabhängigen Klimagradierten sind die Ausbreitungsdistanzen für Pflanzen in Gebirgsökosystemen wesentlich kürzer, wodurch sich eine Verschiebung der Vegetationsgürtel schneller einstellen dürfte oder überhaupt möglich ist. Auch wird angenommen, dass bereits durch einen geringfügig veränderten Zeitpunkt der Schneeschmelze ein sehr kritischer Faktor der pflanzlichen Produktion verändert wird (IPCC, 1995). Zudem können auch geringe Veränderungen der Bodentemperatur und Bodenfeuchte die Stickstoffverfügbarkeit verändern (McGill et al., 1981). Gemäss IPCC (1996) wird im Lauf der kommenden 100 Jahre von einer Verschiebung der Vegetationszonen um 150 - 550 Meter (oder 150 - 550 km in der geografischen Breite)

ausgegangen. Dabei dürfte die Migration der Pflanzen langsamer sein als die globale Erwärmung. Zudem wird von der Möglichkeit ausgegangen, dass Niederschlag vermehrt in Form von Regen fällt. Die Kombination der beiden Faktoren führt dazu, dass Böden über der Waldgrenze durch den fehlenden oder schlecht adaptierten Pflanzenbewuchs eine erhöhte Erosionsanfälligkeit aufweisen (BUWAL, 1994). Weil die organische Substanz im Boden eine wichtige Rolle als Wasserspeicher einnimmt, werden Böden bei der Reaktion von Ökosystemen auf eine Klimaänderung eine Schlüsselstellung einnehmen. Alpine Ökosysteme zeichnen sich durch schwierige Lebensbedingungen aus: Wegen der langen Schneebedeckung ist die Vegetationsperiode sehr kurz, während der Nacht können die Temperaturen während des ganzen Jahres unter 0 °C fallen, und besonders in den Frühjahrs- und Herbstmonaten ist das alpine Klima ein ausgesprochenes Frostwechselklima. Die Strahlung ist intensiv, starke Winde entziehen den Pflanzen Wasser, und auch der Boden trocknet rasch aus.

Schneeverfrachtungen führen zu schneefreien Stellen, an denen die Pflanzen sehr tiefe Temperaturen ertragen müssen, sowie zu Schneeansammlungen mit einer starken Verkürzung der Vegetationszeit (Fattorini, 1998).

Der oberirdische Abfluss von Wasser ist während der schneefreien Periode vernachlässigbar klein. Der Niederschlagsanteil, der nicht im Boden und Bestand gespeichert werden kann oder verdunstet, fließt fast ausschliesslich als unterirdischer Abfluss ab (Körner et al., 1989). Nur unmittelbar nach der Schneeschmelze kommt es in höheren Lagen zu einem kurzfristigen, starken Anfall von Oberflächenabfluss, wenn der Boden nur oberflächlich aufgetaut ist. Auf mit Vegetation bedeckten, ungestörten Böden der alpinen Stufe bleibt also die Erosionsgefahr meist auf eine bestimmte Periode beschränkt (Fattorini, 1998), stellt jedoch wegen der oft instabilen Oberflächen und Vegetationsdecken eine ständig drohende Gefahr dar.

Die Stickstofffixierung durch freilebende und symbiotisch gebundene Organismen ist in alpinen Böden eher gering (Tosca & Labroue, 1981), aber die Symbiose zwischen Leguminosen und Knöllchenbakterien der Gattung *Rhizobium* konnte auch oberhalb der Waldgrenze an verschiedenen Orten festgestellt werden (vgl. Hasler, 1992). Der Stickstoffmetabolismus ist zusätzlich durch grosse Stickstoffverluste infolge Denitrifikation gekennzeichnet (Schinner, 1989). Während der Schneeschmelze sowie lang andauernden Niederschlagsperioden werden Staunässe und Anaerobie gefördert, wodurch die Menge denitrifizierender Bakterien ansteigt.

- Zusammenfassend sind tiefe Boden- und Lufttemperaturen sowie die Wasserverfügbarkeit die hauptsächlich limitierenden Faktoren des alpinen Pflanzenwachstums. Grundsätzlich stellt jedoch in hoch gelegenen Ökosystemen auch Stickstoff einen wachstumslimitierenden Faktor dar (Lee et al., 1983).

Dank des isolierenden Effektes des Schnees überwintern in den alpinen Rasen mehr Arten in grünem oder doch bleichgrünem Zustand als in den Wiesen des durchschnittlich

viel wärmeren Tieflandes (Ellenberg, 1996). Auch die Blütenknospen werden meist bereits im Sommer und Herbst für das folgende Jahr angelegt, damit die Pflanze dann die günstigen Bedingungen in der neuen Vegetationszeit sofort ausnutzen kann (Mark, 1970). Die einjährigen Arten stehen den ausdauernden nur noch mit einem sehr geringen Anteil gegenüber (Fattorini, 1998).

In der alpinen Stufe variieren die Standortverhältnisse sehr stark und kleinräumig. Dadurch bedingt besteht die Pflanzendecke aus einem kleinräumigen Mosaik verschiedener Pflanzengemeinschaften, die an unterschiedliche Standortbedingungen angepasst sind und eine grosse Anzahl an Wuchsformen und Wuchsstrategien enthalten. Gleitende Übergänge zwischen verschiedenen Vegetationseinheiten sind in der alpinen Stufe häufiger als scharfe Grenzen und reine Gesellschaften (Fattorini, 1998).

2.2.4 Alpine Böden in der Literatur

Alpine Böden, die, global gesehen, aufgrund der Flächenanteile praktisch vernachlässigt werden können, haben eine wichtige Bedeutung hinsichtlich der Untersuchung qualitativer Veränderungen der organischen Substanz im Verlaufe einer Klimaänderung (Theurillat et al., 1998). Von den global in terrestrischen Ökosystemen gespeicherten C-Mengen befinden sich 16.4 % in arktischen und alpinen Tundrengebieten (Lal et al., 2000).

Obwohl alpine Böden infolge variabler Umweltparameter an verschiedenen Standorten sehr unterschiedlich ausgeprägt sind, lassen sich doch einige allgemein gültige Aussagen machen:

Alpine Böden sind eher junge Böden. Dadurch, und verstärkt durch die harschen klimatischen Verhältnisse, weisen sie meist eine geringe Bodenentwicklung auf und sind, bedingt durch die extremen Temperaturschwankungen, dominiert von physikalischer Verwitterung. Dagegen läuft die chemische Verwitterung auf Grund der niedrigen Temperaturen nur sehr langsam ab.

Alpine Böden sind somit meist flachgründig und weisen nur schwach entwickelte Horizonte auf. Ein eigentlicher B-Horizont fehlt im oberen Teil der alpinen Stufe oft. Der obere Teil des A-Horizontes enthält grosse Mengen an unzersetztem organischem Material (Campbell, 1997). Hohe Anteile der Silt- und Tonfraktion werden von einigen Autoren auf Winddeposition zurückgeführt (Thorn & Darmody, 1985). Die Entwicklung einer natürlichen Humusschicht benötigt in der alpinen Stufe mehrere Hundert Jahre (Cernusca, 1984).

Die Nährstoffversorgung ist wegen der geringen Bodenentwicklung oft schlecht. Tiefe Bodentemperaturen führen zu einer herabgesetzten Aktivität der Mikroorganismen und dadurch zu einer verminderten Nachlieferung von mineralischen Grundnährstoffen. Temperaturen $> 5^{\circ}\text{C}$ sind eine häufig akzeptierte Schwelle für signifikante Aktivität von

Bodenmikroben (Campbell, 1997). Die ausgeprägten jahreszeitlichen Schwankungen der Mikroorganismenbestände in alpinen Böden sind von der Verfügbarkeit leicht abbaubarer organischer Substanz abhängig: Nach dem Auftauen der Böden finden die aus dem Ruhestadium erwachenden Mikroorganismen leicht verfügbare Nährstoffe reichlich vor (Schinner et al., 1989), sodass bei hoher Bodenfeuchte und günstigen Temperaturen eine exponentielle Vermehrung einsetzt (Fattorini, 1998). Im Sommer sinkt die Anzahl der Mikroorganismen mit dem Verbrauch der leicht abbaubaren organischen Substanz, dem Nährstoffentzug durch zunehmendes Pflanzenwachstum und einer häufigeren Austrocknung der Böden ab. Neu anfallende Streu, Wurzelausscheidungen der Pflanzen und Niederschläge bei günstiger Temperatur bewirken später wieder eine Populationszunahme (Gstraunthaler & Schinner, 1989).

2.2.4.1 In alpinen Böden gespeicherte C- und N-Mengen

Für das Gebiet der Schweizer Alpen sowie aus den alpinen Gebieten angrenzender Länder existieren eine grosse Anzahl von bodenkundlichen Arbeiten. Jedoch finden sich nur in wenigen dieser Werke Hinweise auf die Elementgehalte der Böden. Zudem sind publizierte Daten oft unvollständig bezüglich der Horizontmächtigkeiten, Dichten und Skelettgehalte, wodurch eine Umrechnung prozentualer Angaben auf Werte mit Flächenbezug verunmöglicht wird. Zusätzlich wird die Vergleichbarkeit der Daten erschwert durch unterschiedliche Handhabung der Proben und durch verschiedene Analysemethoden.

Basierend auf den Angaben von Müller (1983) wurden unter der Annahme von Horizontmächtigkeiten auf Grund der Profilskizzen standortspezifische Werte für den ProfilmBereich 0 - 20 cm errechnet. Diese Werte sind in Abb. 2.1 dargestellt. Es fällt auf, dass die Gehaltswerte starken Schwankungen unterliegen. Der entsprechende Koeffizient bei Korrelation mit der Höhe beträgt $r_s = -0.336$. Wird die total gespeicherte Kohlenstoffmenge mit der Profiltiefe korreliert, so resultiert ein r_s von 0.523.

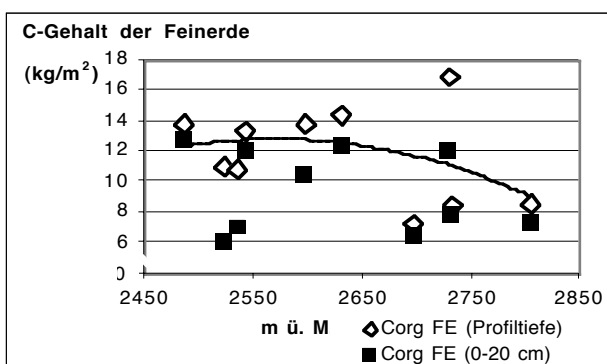


Abb. 2.1: Höhenabhängigkeit des Kohlenstoffgehalts der Feinerde auf Grund von Literaturdaten mit Angabe der Dichte (Müller, 1983).

Engadin, GR; FE: Feinerde; Corg: organischer Kohlenstoff; Angaben für die gesamte Profiltiefe: $n = 10$; $y = -0.00007x^2 + 0.35357x - 441.56409$; $R^2 = 0.152$.

Paulsen (1995) publiziert in seiner Arbeit Werte der gespeicherten C-Mengen für alpine Böden, die je nach Untergrund unterschiedlich hoch sind. Für Böden auf Orthogneisen hat er durch seine Berechnungen Werte von 4.7 - 12 kg Kohlenstoff pro Quadratmeter erhalten. Auf Paragneisen liegen die Werte mit 8.2 - 18 kg/m² etwas höher.

- Es existieren viele bodenkundliche Arbeiten zum Thema der alpinen Böden. Diese wurden jedoch selten gezielt auf die Untersuchung des C-Kreislaufs ausgelegt und lassen sich auch schlecht diesbezüglich auswerten. Zur vermuteten Höhenabhängigkeit der in Böden gespeicherten Elementmengen liegen in der Schweiz keine systematischen Untersuchungen vor.

2.2.4.2 C-Verteilung im Bodenprofil

Werden auch Literaturangaben herangezogen, in denen zu den Kohlenstoffgehalten nur Konzentrationsangaben gemacht werden, so vergrößert sich die Datenbasis auf 191 Werte. Alle diese Literaturangaben stammen von Standorten über 1'900 m ü. M. auf silikatischem und karbonatischem Ausgangsmaterial. Wegen der Heterogenität des Datenmaterials (versch. Autoren, versch. Aufbereitung- und Analysemethoden) sowie der Tatsache, dass einige Untersuchungen (z. B. Gigon, 1971) keinen systematischen Unterschied der Kohlenstoffgehalte bei verschiedenem Ausgangsmaterial ergaben, werden alle zur Verfügung stehenden Daten zusammen ausgewertet. Betrachtet man dabei die Verteilung über die Profiltiefe (Abb. 2.2), ergibt sich, von einigen Ausreißern abgesehen, ein relativ einheitliches Bild: In den obersten Profilbereichen liegen die Kohlenstoffgehalte praktisch durchwegs über 5 % und weisen teilweise sehr hohe Werte auf. Die einzelnen sehr hohen Gehalte in tieferen Profilbereichen stammen aus verschiedenen Publikationen und können daher nicht als Ausreißer bezeichnet werden. Vielmehr widerspiegeln diese Werte die grosse natürliche Variabilität der alpinen Böden.

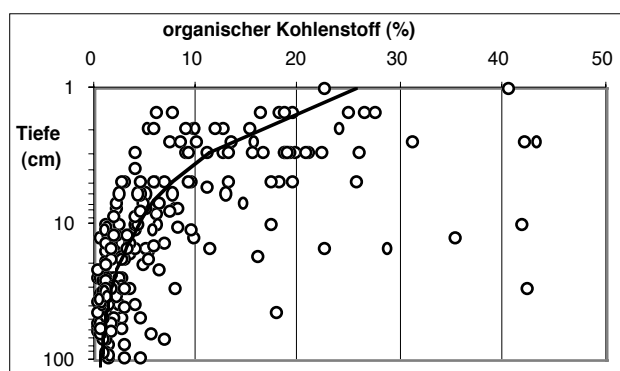


Abb. 2.2: Profilverteilung des prozentualen Kohlenstoffgehalts in alpinen Böden auf Grund von Literaturdaten ohne Angabe der Dichte.

Halblogarithmische Darstellung, $n = 191$; $C_{org} (\%) = 25.793 \cdot \text{Tiefe (cm)}^{-0.7584}$, $R^2 = 0.5255$.

(Braun-Blanquet & Jenny, 1926; Braun-Blanquet et al., 1954; Bouma et al., 1969; Gigon, 1971; Brugger, 1973; Blaser, 1980; Danneberg et al., 1980; Müller, 1983; Fries, 1985; Bounemoura et al., 1998; Fattorini, 1998; Hüttli, 1998)

Vom total gespeicherten Kohlenstoff befinden sich gemäss der Untersuchung von Müller (1983) in den obersten 20 cm durchschnittlich 80 % (Min: 54.7 %; Max: 92 %). Die zentrale Bedeutung des obersten Profilbereichs ist auch in Abb. 2.1 (S. 26) ersichtlich.

Dieser Anteil liegt wesentlich über den von Franzmeier et al. (1985) festgestellten Werten in Waldböden der nördlichen Zentral-USA (Anteil 0 - 20 cm: 35 % - 52 %).

Jobbagy & Jackson (2000) ermitteln in einer globalen Datenanalyse für Grasflächen einen Anteil von 42 % C in den obersten 20 cm.

Auch Witzig (1999) stellt fest, dass der Kohlenstoff in alpinen Böden grösstenteils in den obersten Profilbereichen gespeichert ist.

Auf Grund von Radiocarbon-Datierungen wurde festgestellt, dass Kohlenstoff in tieferen Bodenhorizonten sehr langsam umgesetzt wird (Becker-Heidmann, 1989). Dies ist auch eine Rechtfertigung dafür, dass sich die meisten Modellansätze auf den Oberbodenbereich konzentrieren (Perruchoud, 1996).

- Durch die sehr grosse Bedeutung der Oberbodenbereiche für die Kohlenstoffspeicherung in alpinen Böden ergibt sich auch ein grosses Reaktionspotenzial derselben.

2.2.4.3 Einfluss der Beweidung

Zum Einfluss der Beweidung auf die C-Dynamik liegen mehrere Untersuchungen aus verschiedenen Ökosystemen vor. Dabei wurden Veränderungen der Pflanzengesellschaften (Dormaar & Willms, 1990), aber auch veränderte Zusammensetzung der Streu, Menge und Qualität der Wurzelexudate, eine grössere Wurzelbiomasse oder ein beschleunigter C-Kreislauf gefunden (Schuster, 1964; Smoliak et al., 1972; Davidson, 1978; Christie, 1979; Detling et al., 1979; Holland & Detling, 1990; Naeth et al., 1991; Shariff et al., 1994).

Zauper (1990) stellt in einer Untersuchung über die Einflüsse der Beweidung auf die Bodenbeschaffenheit in der montanen und subalpinen Waldstufe hauptsächlich eine Zerstörung der Grasnarbe und dadurch bedingte Erosionsanfälligkeit fest. An intensiv beweideten Standorten konnten wegen der Bodendegradation geringermächtige Ah-Horizonte festgestellt werden. Bezüglich Durchwurzelung wird festgehalten, dass Beweidung zu einer Verdichtung der Grasnarbe und zu einer weniger tiefen Durchwurzelung führt.

Sobotik & Poppelbaum (1995) stellen auf unbeweideten Flächen eine Zunahme der Wuchshöhe von Pflanzen fest. Unter dem Einfluss der Beweidung war der Anteil der Wurzelmasse in den obersten 10 cm höher als auf der unbeweideten Fläche. In 20 - 30 cm Tiefe war er geringer.

Schuman et al. (2001) stellen bei leichter Beweidung eine Reduktion der oberirdischen Phytomasse von beinahe 30 % fest. Bei der Wurzelmasse konnte keine Veränderung festgestellt werden, jedoch wurden höhere C-Gehalte im Boden gemessen.

- Durch die Beweidung wird ein Teil der oberirdischen Produktion entfernt. Dieser Effekt muss bei einer Betrachtung des C-Umsatzes mit einbezogen werden.

2.2.4.4 C/N-Verhältnis

Hargitai (1988) konnte in seinen Studien nachweisen, dass Humifizierungsprozesse und C/N-Verhältnisse in Böden natürlicher Ökosysteme mit der mittleren Jahrestemperatur gekoppelt sind. Aber auch die Niederschlag/Temperatur-Relation scheint die Qualität der organischen Substanz, z. B. ihre Aromatizität, zu beeinflussen (Zech et al., 1989).

Dahlgren et al. (1997) weisen eine deutliche Zunahme des C/N-Verhältnisses bei zunehmender Höhe nach.

2.2.4.5 Humusakkumulationsraten

In einem theoretischen Ansatz leitet Haider (1993) für das Holozän aus den sehr geringen Humusakkumulationsraten von $0.2 - 11.7 \text{ g C/m}^2 \cdot \text{Jahr}$ (nach Buol et al., 1990 und Schlesinger, 1990) eine geringe Auswirkung einer Klimaerwärmung auf den Humus- und Stickstoffhaushalt von Böden ab. Allerdings untersuchten die zitierten Autoren die nacheiszeitliche, oft mit Rohböden beginnende Pedogenese, für die andere Startbedingungen bestanden als für Bodenveränderungen bei einer künftigen Klimaverschiebung. Zudem vereinfacht dieser Ansatz die tatsächliche Situation insofern, als auch gut entwickelte Böden Kohlenstoff in stark reaktiven 'Pools' aufweisen können.

In einer Arbeit im Vorfeld des Rhonegletschers hat Witzig (1999) verschieden alte Böden untersucht und dabei Akkumulationsraten von $57 \text{ g C/m}^2 \cdot \text{Jahr}$ bei einem 143 Jahre alten Boden errechnet. Auf 350 - 450 Jahre eisfreien Standorten betragen die Akkumulationsraten zwischen 9.9 und $11.6 \text{ g C/m}^2 \cdot \text{Jahr}$. Auf den ältesten Böden liegen die Akkumulationsraten zwischen 6.9 und $3.5 \text{ g C/m}^2 \cdot \text{Jahr}$.

- Auf Grund dieser Literaturdaten und des Alters der Standorte (vgl. Kap. 3.6, S. 40) wird angenommen, dass sich die Untersuchungsflächen der vorliegenden Arbeit annähernd in einem Gleichgewichtszustand ('steady state') befinden.

2.2.5 Dekomposition

Dekomposition wird generell vermindert durch O₂-Mangel (Sümpfe) oder tiefe Temperaturen (Tundra oder alpines Klima). Positiv auf die Dekomposition wirken sich gut durchlüftete Verhältnisse (Wassergehalt <30 Vol. %) und hohe Temperaturen (Optimum bei 25 °C) aus (Ugolini & Edmonds, 1983). Stark wassergesättigte Böden halten sich nicht an klimatische Trends, denn Prozesse der Dekomposition sind unter anaeroben Verhältnissen über einen weiten Temperaturbereich verlangsamt (Campbell, 1978).

Die Abschätzung von Dekompositionsraten (vgl. dazu Kap. 4.6, S. 64) kann mittels verschiedener Methoden vorgenommen werden. Davon basieren einige auf Input-Daten, andere auf der direkten Messung des Abbaus von toter Biomasse oder Zellulose (Rychnovska, 1993). Eine weitere Möglichkeit zur Abschätzung der Dekomposition ergibt sich aus CO₂-Efflux-Messungen.

Eine Zusammenstellung in Tab. 2.10 zeigt die grosse Spannweite der Resultate auf.

Tab. 2.10: Durchschnittliche Dekompositionsraten an verschiedensten Standorten.

Verschiedene Autoren, Zusammenstellung durch Rychnovska (1993, 152)
(mg/g · Tag), (Tschechoslowakei, Polen, Russland).

	Sommer	Winter
Oberirdische Streu	1.8 - 15.5	0.3 - 3.5

Meurk (1978) mass die Massenverluste von 'Litterbags' in 10 cm Bodentiefe und erhielt im ersten Jahr 23 - 55 % für Wurzeln und 26 - 33 % für Blätter.

Der Abbau der Wurzeln ist von zentraler Bedeutung, weil während des Pflanzenwachstums 10 - 40 % vom assimilierten Kohlenstoff in die Wurzeln und Rhizosphäre transportiert werden (Van Veen et al., 1989).

Grundsätzlich scheint bei tiefen Temperaturen die Temperatursensitivität der Dekomposition höher zu sein als diejenige der Produktivität. Darum geht Kirschbaum (1995) davon aus, dass Böden im Bereich von jährlichen Durchschnittstemperaturen von 5 °C bis zu 10 °C des organischen Kohlenstoffs verlieren könnten, während dieser Wert in wärmeren Bereichen wesentlich tiefer ausfallen sollte. Heal et al. (1998) gehen davon aus, dass sich eine Verstärkung der Produktion alpiner Ökosysteme schneller einstellen wird als der verstärkte Abbau der organischen Bodensubstanz. Daher wird zumindest für eine Übergangsperiode eine Kohlenstoffaufnahme postuliert.

Reynolds & Fenner (2001) messen in englischen Mooren einen verstärkten Austrag an gelöstem organischen Kohlenstoff und führen dies auf die erhöhte Temperatur während der vorhergehenden 12 Jahre zurück.

In jüngster Zeit ist eine grundsätzliche Diskussion über die Temperaturabhängigkeit der Dekomposition geführt worden. So weisen Giardina & Ryan (2000) darauf hin, dass Dekompositionsraten auf globalem Niveau keine Temperaturabhängigkeit zeigen. Weil

Valentini et al. (2000) praktisch gleichzeitig nachweisen, dass zurzeit viele europäische Wälder als C-Senken fungieren, gehen Grace & Rayment (2000) davon aus, dass die Gefahr einer positiven Rückkoppelung der globalen Erwärmung in Form einer verstärkten CO₂-Freisetzung aus Böden kaum wahrscheinlich ist. Von Davidson et al. (2000) werden diese Ergebnisse jedoch angezweifelt und die klimatische Abhängigkeit der gespeicherten C-Mengen betont. Daraus folgern die Autoren wiederum, dass Böden ein Potenzial zu Veränderungen im Rahmen der globalen Erwärmung aufweisen.

Diese kurze Zusammenfassung des aktuellen Disputs zeigt auf, dass auch in zentralen Fragen zur Stellung der Böden im globalen C-Kreislauf noch weit gehende Unsicherheit besteht. Dadurch wird erneut die Bedeutung des Forschungsgegenstandes der vorliegenden Arbeit unterstrichen.

2.2.6 Resultate bisheriger Bodenmanipulationsexperimente

Die Bodentemperatur nimmt in vielen Ökosystemen eine Schlüsselposition ein und steuert wichtige biogeochemische Prozesse wie Bodenrespiration (Raich & Schlesinger, 1992), Streuabbau (Meentemeyer, 1984; Hobbie, 1996), N-Mineralisierung und Nitrifikation (MacDonald et al., 1995), Denitrifizierung (Malhi et al., 1990), CH₄-Emission (Johnson et al., 1996), Feinwurzel-Dynamik (Boone et al., 1998; Gill & Jackson, 2000; Pregitzer et al., 2000), Pflanzenproduktivität (Warren-Wilson, 1957) sowie pflanzliche Nährstoffaufnahme (BassiriRad, 2000).

Trotz der umfassenden Untersuchungen zur Reaktion dieser einzelnen Prozesse auf eine Erwärmung ist über die Reaktion gesamter Ökosysteme sehr wenig bekannt (Rustad et al., 2001). So ist bis heute ungewiss, welcher dieser Prozesse am stärksten auf höhere Temperaturen reagiert. Zur Untersuchung gesamter Ökosysteme bietet sich ein experimentelles Vorgehen auf dem Ökosystem-Level an.

Für die experimentelle Bodenmanipulation wurden verschiedenste Ansätze getestet. Auf diese Methoden wird in Kap. 4.2 (S. 51) eingegangen. Im Folgenden sind Resultate von Experimenten unabhängig von den verwendeten Methoden zusammengestellt.

Van Cleve et al. (1990) stellen bei der Erwärmung von Waldboden eine erhöhte Dekomposition fest. Diese führte zu einer erhöhten Mineralisation von N und P und erhöhten N-, P-, und K-Konzentrationen in Fichtennadeln. Die Ergebnisse weisen auf einen schnelleren Nährstoffumsatz in einer wärmeren Umgebung hin und stellen somit auch ein Potenzial zur erhöhten Produktivität dar.

Melillo et al. (1995) stellen erhöhte CO₂-Emissionen fest (= stärkere Dekomposition) und verdoppelte N-Mineralisierung im obersten Bereich des Bodens. Saleska et al. (1999) messen hingegen eine reduzierte Respiration durch die Erwärmung.

Peterjohn et al. (1993) weisen auf ihrer Testparzelle bei einer Aufheizung um 5 °C für ein Jahr einen Verlust von 30 % des totalen N-Gehalts nach. Hingegen konnten Hantschel

et al. (1995) keine Veränderung der gelösten N-Gehalte feststellen, was auf die kurze Zeit der Aufheizung (3 Monate) und auf die hohe räumliche Variabilität zurückgeführt wird. In dieser Untersuchung weist die ungeheizte Vergleichsparzelle geringere N₂O-N-Emissionen auf. Diese Tatsache wird mit häufigeren Gefrier-Tau-Zyklen bei der unbeheizten Variante in Verbindung gebracht.

Fitter et al. (1999) stellen eine parallel verlaufende Zunahme von Wurzelwachstum und Wurzelsterben fest und schliessen daraus, dass eine Klimaerwärmung keinen Einfluss auf die Kohlenstoffspeicherung haben wird. Eine geringere Bodenfeuchtigkeit und daraus folgend eine geringere mikrobielle Biomasse im Boden finden Arnold et al. (1999) bei der Bodenerwärmung mit Heizdrähten. Grogan & Chapin (2000) bemerken eine Zunahme der unterirdischen Respiration und führen diese auf eine Zunahme der Dekomposition zurück. Eine verstärkte Respiration stellen auch MacDonald et al. (1999) fest. Diese Autoren weisen jedoch auf die Schwierigkeit der Kurzexperimente hin: Es kann nicht belegt werden, dass die gemessenen Reaktionen von längerer Dauer sind.

In einer umfassenden Datenzusammenstellung bisheriger Bodenmanipulationsexperimente kommen Rustad et al. (2001) zum Schluss, dass die Bodenrespiration um 20 %, die N-Mineralisation um 46 % und die oberirdische Produktivität um 19 % zugenommen hat. Die oberirdische Produktion nahm vor allem an kühlen Standorten stark zu. Kirschbaum (2000) weist darauf hin, dass ein erhöhter Abbau nur dann resultiert, wenn die Erwärmung nicht zu Trockenheit im Boden führt.

Thron (1996) hat in seiner Arbeit auf 2'550 m ü. M. Rasenstücke (8 cm Tiefe) mit *Carex curvula* und *Leontodon helveticus* ausgegraben und, in Töpfen eingepflanzt, auf 490 m weiter kultiviert. Dabei wurden ein verstärktes Wachstum und ein veränderter Entwicklungsablauf der Pflanzen festgestellt.

Ein mit der Methode der vorliegenden Arbeit vergleichbares Experiment mit dem Focus auf die N-Dynamik wurde in den bayrischen Voralpen durchgeführt (Kolb, 1995; Kolb & Rehfuess, 1997). Dabei wurden grössere Säulen verpflanzt (Ø 30 cm), die zur Vermeidung des Hangwassereinflusses in einer Plastikhülle wieder eingesetzt wurden. In dieser Arbeit wird in den als Methodentest an Ort verpflanzten Säulen im Vergleich mit dem ungestörten Boden ein erhöhter Ionenaustrag durch den fehlenden Einfluss der Baumvegetation festgestellt. Zudem führte die Störung zu einer erhöhten Mineralisation (Kolb, 1995).

In Fitter et al. (1999) wird auf eine unpublizierte Arbeit verwiesen, bei der Bodensäulen an einen tieferen Standort verpflanzt wurden. Dabei wurde ein C-Verlust der Feinerde um bis zu 10 % festgestellt. Somit scheint eine Erwärmung zu einem verstärkten Abbau von Wurzeln und von Bodenkohlenstoff zu führen. Durch die dadurch erfolgte Nährstoff-Freisetzung können Pflanzen die N-Limitierung überwinden und ein starkes Wachstum aufweisen. An einigen Standorten wurde jedoch auch vermehrt Nitrat ausgewaschen.

- Bodenmanipulationsexperimente zur Erforschung der Reaktion von Böden auf eine Erwärmung stellen relativ neue Methoden dar. Resultate von einzelnen Untersuchungen widersprechen sich teilweise. Trotzdem stellen diese Methoden einen Erfolg versprechenden Weg dar.

2.2.7 Chemische Fraktionierung

Die chemische Fraktionierung der organischen Substanz wird in bodenkundlichen Untersuchungen oft vorgenommen, um diese besser zu charakterisieren (Hayes, 1998). Die aus der Humifikation resultierenden organischen Substanzen werden 'grosso modo' nach ihrer molekularen Masse klassiert, was in etwa der Reaktion auf chemische Extraktionsmittel entspricht (Gobat et al., 1998). Von den Fulvosäuren (FS) über die Huminsäuren (HS) bis hin zu den Huminen (H) weisen organische Substanzen eine zunehmend komplexe Struktur und, damit einhergehend, höhere Molekulargewichte auf. Dieser Vorgang hin zur Bildung von komplexen humus-chemischen Strukturen bedingt eine gewisse Zeit zur Ausbildung der entsprechenden Verbindungen und kann somit als ein Reifungsprozess verstanden werden.

Untersuchungen zum Alter der verschiedenen Fraktionen haben ergeben, dass sich die Huminsäure- und die Humin-Fraktion kaum unterscheiden. Hingegen weist die Fulvosäuren-Fraktion ein wesentlich tieferes Durchschnittsalter auf (Schachtschabel et al., 1992) und kann folglich, neben der mikrobiellen Biomasse, als das reaktivste Kompartiment der organischen Substanz im Boden angesehen werden. Auch nach Andreux (1996) kann der Huminsäureanteil dem passiven 'Pool' zugeordnet werden. Er weist jedoch darauf hin, dass eine Kopplung experimenteller und konzeptueller Boden-'Pools' ausgeklügelte Trennmethoden mit einer Kombination von chemischer und physikalischer Fraktionierung bedingt. Nach Amelung (1997) ist damit zu rechnen, dass sich ein Klimawandel auch auf die strukturelle Zusammensetzung der organischen Substanz auswirken wird.

Obwohl die chemische Fraktionierung der organischen Substanz eine Standardmethode der Bodenanalyse darstellt (Schnitzer & Khan, 1978), ist eine Zusammenstellung von Untersuchungsergebnissen nicht einfach, weil Labormethoden und Terminologie im Detail oft unterschiedlich angewandt werden und Untersuchungen auf unterschiedlichem Probenmaterial basieren.

Stevenson (1994) gibt für den ersten Extraktionsschritt mit NaOH eine Extraktionsstärke von 80 % an, d. h. 20 % des organischen Kohlenstoffs sind den Huminen zuzuordnen. Andreux (1996) weist darauf hin, dass C im Allgemeinen besser extrahiert wird als N, was zu einem relativ hohen Anteil von N in den Huminen und zu einem entsprechend tiefen C/N-Verhältnis in diesen führt. Das Fulvosäuren/Huminsäuren-Verhältnis zeigt bei Podsolon eine klare Abhängigkeit von der Profiltiefe und liegt in den obersten

Bodenhorizonten meist unter 1, nimmt aber im B-Horizont wesentlich höhere Werte an (3 - 11). Auf granitischem Ausgangsmaterial nimmt dieses Verhältnis einen höheren Wert an, was nicht erklärt werden konnte.

Tab. 2.11: Anteile der chemischen Fraktionierung für verschiedenes Ausgangssubstrat.

Nach Fierz (1995). FS: Fulvosäuren, HS: Huminsäuren, H: Humine.

	Tiefe (cm)	C _{org} (%)				N _{org} (%)				C/N		
		FS	HS	H	FS/HS	FS	HS	H	FS/HS	FS	HS	H
Fluvisol, Kalk, Sarine	0-4/5	2.4	2.9	94.7	0.8	7.5	3.2	89.3	2.4	5	14	16
Fluvisol, Kalk, Sarine	0-25	2.8	2.6	94.7	1.1	7.0	2.5	90.5	2.9	5	14	15
Fluvisol, Kalk, Sarine	0-25	1.8	2.1	96.1	0.8	5.5	2.1	92.4	2.7	5	15	15
Fluvisol Silikat, Maggia	0-1	4.7	4.7	90.6	1.0	10.2	3.3	86.5	3.1	7	20	15
Fluvisol Silikat, Maggia	0-8	9.4	7.0	83.6	1.3	16.8	3.9	79.3	4.3	8	24	14

Mao et al. (1998) führen Resultate zur Zusammensetzung der Huminsäure-Fraktion an. Dabei werden für einen landwirtschaftlich genutzten Boden ein C-Gehalt von 53.8 % und ein N-Gehalt von 3.9 % aufgeführt. Gemäss Ziechmann (1996) liegen normale C-Anteile von Huminsäuren bei 58 - 62 %. Am ehesten mit der vorliegenden Arbeit vergleichbar sind die Resultate von Fierz et al. (1995), weil sie auf sehr ähnlichen Methoden beruhen. Die untersuchten Böden sind jedoch ausschliesslich sehr junge Fluvisole (< 113 Jahre). Dabei wurde eine Verteilung der organischen Substanz auf die Fraktionen gemäss Tab. 2.11 ermittelt. Die Standorte der vorliegenden Untersuchung im Vereina-Tal können am ehesten mit dem ältesten Standort auf Silikat verglichen werden (in Tab. 2.11 ganz unten).

Tab. 2.12: Prozentuale Anteile von C und N in Humin- und Fulvosäuren von Böden verschiedener Klimazonen.

Nach Schnitzer & Khan (1978).

		arktisch	kühl, gemässigt		Modell
			saure Böden	neutrale Böden	alle Daten
Huminsäuren	C	56.2	53.8 - 58.7	55.7 - 56.7	56.2
	N	4.3	0.8 - 2.4	4.5 - 5.0	3.2
Fulvosäuren	C	47.7	47.6 - 49.9	40.7 - 42.5	45.7
	N	1.1	0.9 - 1.3	2.3 - 2.8	2.1

Schnitzer & Khan (1978) stellen eine Liste der elementaren Zusammensetzung von Humin- und Fulvosäuren auf (Tab. 2.12). Gemäss diesen Resultaten ist in den Huminsäuren mit höheren C- und N-Gehalten als in den Fulvosäuren zu rechnen. Damit einhergehend sind entsprechend tiefere O-Gehalte in den Huminsäuren.

- Die chemische Fraktionierung von Böden gehört zu den sehr häufig angewandten bodenkundlichen Methoden. Auf Grund der grossen Methodenvielfalt ist jedoch ein Quervergleich von verschiedenen Untersuchungsergebnissen äusserst schwierig.

3 Untersuchungsgebiet

Die Wahl des Gebiets der Jöri-Seen und des Vereina-Tals als Untersuchungsgebiet für die vorliegende Arbeit wurde durch die Zusammenarbeit mit dem MOLAR-Projekt (Mountain Lake Research) begünstigt. Es ergab sich der Zugang zu umfassenden meteorologischen Messungen, und durch den installierten Forschungscontainer wurden längere Aufenthalte im Untersuchungsgebiet überhaupt ermöglicht. Im Rahmen dieses Projekts wurden im Gebiet verschiedene Dissertationen durchgeführt (Gaba-thuler, 1999; Hinder, 2000; Steiner, 2000). Auf Grund der geringen anthropogenen Einflüsse erwies sich die Wahl des Untersuchungsgebietes als ideal. Im Folgenden sollen wichtige Einflussgrössen im Untersuchungsgebiet überblickartig dargestellt werden. Eine Karte zur Lage des Untersuchungsgebietes ist in Abb. 3.1 (S. 43) zu finden.

3.1 Geologie

Das gesamte Gebiet um Davos und den Flüelapass (inkl. Vereina-Tal) wird den ostalpi-nen Decken zugeordnet. Diese sind Teile des afrikanischen Kontinents, die bei der Alpenfaltung den längsten Weg zurücklegten. Durch ihre Lage zuoberst im Decken-stapel wurden die Gesteine während dieses Vorgangs nur schwach metamorph über-prägt. Vor allem die Silvrettadecke – in der das Gebiet des Vereina-Tals und das Gebiet der Jöri-Seen liegt – blieb von starken Deformationen während der Alpenbildung ver-schont (Labhart, 1993).

Die Silvrettadecke gehört zum Oberostalpin, das sich im Kesch- und Silvrettagebiet, am Flüelapass und zwischen Arosa und Davos zeigt. Sie erstreckt sich über rund 1600 km², davon liegen 750 km² im östlichen Bünden. Die mächtige Kristallinplatte dieser Decke – Sedimente sind nur noch als kleine Relikte, etwa im Landwassertal vorhanden – wartet mit einer vielfältigen Gesteinszusammensetzung auf. An der Entstehung dieser Ge-steinsvielfalt sind neben der variszischen und kaledonischen noch mindestens zwei äl-tere gebirgsbildende Ereignisse beteiligt; alle waren von Metamorphose und magmati-scher Aktivität begleitet (Labhart, 1993).

Obwohl während der alpinen Gebirgsbildung die Metamorphose nur in geringem Masse auftrat, waren die Ursprungsgesteine bereits hochmetamorph überprägt, was sich heute im Feld leicht beobachten lässt. Der Deckencharakter ist in der Landschaft Davos klar ersichtlich. Überall, wo die Deckenbasis aufgeschlossen ist, liegen die hochmetamor-phen altkristallinen Schiefer auf schwach metamorphen bis unmetamorphen meso-zoischen bis tertiären Gesteinen tieferer tektonischer Einheiten (Krähenbühl, 1984).

Das Silvrettakristallin besteht etwa zu gleichen Teilen aus Para- und Orthogneisen. Während Paragneise Metamorphite bezeichnen, die aus ursprünglichen Sedimenten entstanden sind, verweisen Orthogneise auf einen magmatischen Ursprung. Die Paragneise der Region repräsentieren eine eintönige Folge von ursprünglich tonigen und sandig-tonigen Sedimenten. Gewöhnliche Biotit-Plagioklas-Gneise herrschen vor. Mit den Paragneisen finden sich oft auch Amphibolite, zusammen zählen sie zu den ältesten Gesteinen des Silvrettakristallins. Unter den Orthogneisen hingegen bildet der grobfaserige, granitische Augengneis vom Typus Flüela – ein heller Zweiglimmer-Alkalifeldspatgneis – wohl die verbreitetste und damit charakteristische Varietät (Krähenbühl, 1984).

Damit sind die bestimmenden Gesteine im Gebiet der Jöri-Seen genannt. Während der Jöri-Gletscher am Fusse des Flüela-Wisshorns dem Flüela-Granitgneis aufliegt, liegen die untersten Seen im Gebiet der Biotit-Plagioklas-Schiefergneise. Dieses Gestein taucht im Gletschervorfeld in einem lokalen Band innerhalb des dominanten Flüela-Granitgneises auf. Der Riegel, der die Seenebene vom Vereina-Tal trennt, besteht aus einem Gemisch von Schiefergneis und Amphibolit. Diese Verhältnisse hat Streckeisen auf seiner Karte dargestellt (Streckeisen, 1928). Er war der Erste, der das Gebiet der Flüela geologisch kartierte. Auf seine Arbeit bauten sämtliche nachfolgenden Untersuchungen auf. In einer weiteren Arbeit (Krähenbühl, 1984) wird speziell im Gebiet der Jöri-Seen die Struktur und Abfolge der Gesteine, insbesondere des Flüelagranitgneises untersucht. Weitere geologische Kartierungen in den unteren Talbereichen werden im Rahmen von Diplomarbeiten durch die Universität Freiburg (Schweiz) laufend durchgeführt. Die geologische Karte von Mittelbünden (Cadisch et al., 1929) zeigt die geologischen Verhältnisse im Untersuchungsgebiet. Ein mehr oder weniger saures Kristallin, welches vorwiegend der Silvrettadecke angehört, und zum Teil Moränenmaterial bilden die geologische Unterlage. Dieses Gestein ist bezüglich der Auswirkungen auf die Vegetation verhältnismässig einheitlich bzw. ruft es keine grösseren Vegetationsdifferenzierungen hervor (Vetterli, 1982). Für die Entwicklung der heutigen Böden und ihrer Vegetation standen seit der letzten Vereisung ca. 10'000 Jahre zur Verfügung.

- Zusammenfassend kann man davon ausgehen, dass im gesamten Untersuchungsgebiet relativ einheitliches Ausgangsmaterial vorhanden ist. Der bodenbildende Faktor 'Muttergestein' spielt somit beim Vergleich der einzelnen Untersuchungsflächen keine Rolle.

3.2 Böden

Aus dem Untersuchungsgebiet liegen keine Bodenkartierungen vor. Allgemeine Erkenntnisse verschiedener Autoren über Böden auf saurem Kristallingestein können

weit gehend auf das Untersuchungsgebiet übertragen werden. Dabei zeigt sich in verschiedenen Publikationen die herausragende Bedeutung des lokalen Reliefs. Gemäss Vetterli (1982) können die meisten alpinen Böden als Pseudogleye, Braunerden, Podsole oder als Übergangsformen zwischen diesen Typen klassifiziert werden. Durch Blaser (1980) wurde am Stillberg bei Davos eine umfassende Bodenkartierung vorgenommen. Die dabei untersuchten Böden können ähnlichen Bodentypen zugeordnet werden, allerdings ergänzt durch Ranker und schwach entwickelten Schuttböden. In dieser Bodenkarte klingt auch das Problem der Benennung der Humusform alpiner Rasen an. Blaser (1980) führt zu diesem Zweck den Bodentyp 'Alpine Rasenbraunerde mit mullartigem Moder' ein.

Die Braunerden an den besonnten Hängen der unteren alpinen Stufe dürften teilweise Degradierungsphasen ehemaliger Podsole aus der nacheiszeitlichen Wärmezeit darstellen (Neuwinger, 1989). Viele Böden, insbesondere am Fusse schattiger Hänge, weisen eine kolluviale Entstehung auf und sind daher schwer klassierbar. In Schneetälchen können gemäss Gensac (1977) häufig ausgeprägte Pseudogleye ausgebildet sein. Beyer (1996) fügt an, dass zu den Humusformen in den höheren mitteleuropäischen Gebirgslagen bis heute wenig bekannt ist.

Eine eingehende Beschreibung der Böden aus alpinen Gebieten, die bezüglich Klima, Gestein, Vegetation und Zeit der Bodenbildung mit dem untersuchten Gebiet vergleichbar sind, liegt in verschiedenen Arbeiten vor (z. B. Posch, 1980; Müller, 1983; Krause, 1986). Eine Zusammenstellung von Daten aus verschiedenen Arbeiten und entsprechende Auswertungen bezüglich Kohlenstoffgehalten findet sich in Kap. 2.2.4 (S. 25).

Die Böden im Untersuchungsgebiet der vorliegenden Arbeiten variieren zwischen Rohböden mit typischem AC-Profil in den höchsten Lagen und organischen Böden in den wasserbeeinflussten Talsenken. Unter den alpinen Rasen kann eine ansatzweise Podsolierung beobachtet werden. Analyseresultate und Horizontierung der Böden an den Untersuchungsstandorten sind in Tab. 5.12 (S. 128) zusammengestellt. Profilskizzen (Abb. 8.3) und Fotografien (Abb. 8.4) der untersuchten Böden sind im Anhang zu finden.

3.3 Vegetationszonen und aktuelle Höhenstufen

Die Vegetation variiert sehr lokal nach Kleinrelief, Schneebedeckung und Exposition. Sie bildet ein Mosaik aus alpinen Rasen, Schneetälchen- und Felsspaltenvegetation, Schuttfluren und Alpenazaleen-Beständen (vgl. Vetterli, 1982).

Die alpinen Rasen werden im Sommer während weniger Wochen durch Rinder und Schafe beweidet. Im Gebiet leben zusätzlich Murmeltiere, Gämsen und einige Steinböcke.

Bei gleichem Gestein wird die Vegetationsdifferenzierung v. a. durch den Faktor 'Feuchte' beeinflusst. Dabei wird unter 'Feuchte' die Dauer der Schneebedeckung sowie die mit ihr korrelierende Bodenfeuchte während der schneefreien Periode verstanden. Ausgenommen in den Sümpfen und Moos-Schneetälchen ist es kaum möglich, die Wirkung der Bodenfeuchte während der schneefreien Zeit von derjenigen der Schneebedeckungsdauer auseinander zu halten. Die Korrelation der Dauer der Schneebedeckung mit der Vegetation geht aus praktisch allen vegetationskundlichen- und standortkundlichen Arbeiten aus der alpinen Stufe hervor (Vetterli, 1982).

Der Standort 'Jöri' wird durch Krummseggenrasen (*Caricetum curvulae*) dominiert. Charakterarten sind die Krummsegge (*Carex curvula*) und das zweizeilige Blaugras (*Oreochloa disticha*). Auf Flächen mit starker Beweidung ist auch das Borstgras (*Nardus stricta*) anzutreffen. Dieser Vegetationstyp ist in den mitteleuropäischen Hochgebirgen weit verbreitet und ähnliche Rasengesellschaften sind weltweit in den entsprechenden alpinen Regionen der Hochgebirge zu finden (Thron, 1996). Für den obersten Talbereich um die Jöri-Seen wurde eine Vegetationskartierung durch Finnah (1999) durchgeführt.

Jede Höhenstufe im Gebirge zeichnet sich durch ein bestimmtes Inventar an Arten- und Pflanzengesellschaften bzw. deren Höhenformen aus. Diese Vertikalgliederung ist vorrangig klimatisch bedingt, wobei die Höhengrenzen expositionsbedingt erheblich variieren können.

In der subalpinen Stufe (Obergrenze Zentralalpen: ca. 2'100 m, Engadin bis 2'300 m) dominieren meist Fichtenwälder und in der oberen subalpinen Stufe Lärchen-Arven-Wälder. Im Bereich zwischen Wald- und Baumgrenze sind zudem in den Alpen verschiedene Typen der Zwergstrauchheide verbreitet (Burga & Perret, 1998).

Die heutige potenziell-natürliche Baumgrenze liegt in den Zentralalpen bei 2'200 m (Wallis und Engadin bis 2'400 m). Die Waldgrenze ist jeweils ca. 50 - 100 m tiefer anzusetzen (Burga & Perret, 1998).

Die alpine und subnivale Stufe (Obergrenze: Zentralalpen: ca. 2'800 - 3'200 m) ist durch Grasheiden und Pionierrasen gekennzeichnet. In der unteren alpinen Stufe sind auch Zwergstrauchheiden verbreitet. In der nivalen Stufe treten meist keine höheren Pflanzen mehr auf (Burga & Perret, 1998).

Diese höhenabhängige Gliederung der Vegetation lässt sich auch im Vereina-Tal beobachten. Die Waldgrenze ist jedoch durch Rodungen und Weide anthropogen beeinflusst (vgl. Kap. 3.7, S. 41).

3.4 Klima

Das lokale Klima im Bereich der Jöri-Seen wurde im Rahmen des MOLAR-Projektes (Mountain Lake Research) intensiv untersucht (Gabathuler, 1999). In der vorliegenden Arbeit sind wichtige Eckdaten aufgeführt.

Das Klima im Bereich der Jöri-Seen und des Vereina-Tals kann als typisch hochalpin beschrieben werden. Die Sommertemperatur bei den Jöri-Seen ist vergleichbar mit den Messwerten der Station Weissfluhjoch/Davos. Die Höhendifferenz der beiden Messstationen beträgt 70 m, was ca. 0.4 °C entspricht. Die Wintertemperaturen liegen signifikant tiefer (ca. 2 °C), da sich zeitweise ein Kaltluftsee bildet und der Standort 'Jöri-See' horizontbedingt weniger Einstrahlung aufweist. Die durchschnittliche Jahrestemperatur beträgt -2.2 °C (Gabathuler, 1999).

In den oberen Abschnitten des Untersuchungsgebiets können Fröste und Schneefälle während des ganzen Jahres auftreten. Im Sommerhalbjahr (April - September) ist in Davos kaum eine längere Trockenperiode (Folge von Tagen mit Niederschlagsmenge < 0.2 mm) zu erwarten (Vetterli, 1982). Die längste Trockenperiode zwischen 1901 und 1970 dauerte nur 22 Tage (Meisterhans, 1988). Der jährliche Niederschlag fällt zu ca. 3/4 als Schnee und zu 1/4 als Regen. Der jährliche Gesamtniederschlag beträgt durchschnittlich 1'600 - 2'000 mm, mit grossen Schwankungen zwischen den einzelnen Jahren (Gabathuler, 1999).

Aus dem Untersuchungsgebiet gab es vor dieser Arbeit keine Messungen der Bodentemperaturen. Im Rahmen dieser Arbeit erhobene Messwerte befinden sich in Kap. 5.1 (S. 69). Gigon (1971) konnte nachweisen, dass die Bodentemperaturen stark vom Ausgangsmaterial abhängig sind: Bei Karbonatböden wurde in 2 und 5 cm Tiefe durchschnittlich 3 - 5 °C höhere Temperaturen als in Silikatböden gemessen. In 10 cm Bodentiefe ist zwischen den verschiedenen Böden kein Unterschied mehr festzustellen. Auch die Temperaturen an der Bodenoberfläche sind substratabhängig.

Die ausgleichende Wirkung einer Schneedecke auf die Bodentemperaturen ist in verschiedenen Arbeiten beschrieben worden (z. B. Kolb, 1995) und wurde in dieser Untersuchung bestätigt. Auch eine dünne Schneedecke führt zu einer Abkopplung der Temperatur an der Bodenoberfläche von der Lufttemperatur. Anhand des Temperaturverlaufs an der Bodenoberfläche kann somit eine sehr präzise Abschätzung der Dauer der Schneebedeckung vorgenommen werden. In der vorliegenden Arbeit wurden Bodentemperaturmessungen v. a. für die Festlegung der Dauer der Vegetationsperioden an den Untersuchungsstandorten verwendet.

Aus den gemessenen Bodentemperaturen (Tab. 5.3, S. 74) ergibt sich deutlich, dass an keinem der Untersuchungsstandorte Permafrost vorliegt. Allenfalls ist in den höchsten Bereichen des Gebiets der Jöri-Seen mit Permafrost zu rechnen (Finnah, 1999).

3.5 Topografie

Im Untersuchungsgebiet ist das Relief stark gegliedert. Dies wirkt sich nicht nur auf die Bodenbildung aus, sondern beeinflusst zusammen mit den klimatischen Faktoren die Dauer der Schneebedeckung entscheidend. Nach Vetterli (1982) korreliert die Dauer der Schneebedeckung gut mit der räumlichen Vegetationsdifferenzierung. Im Untersuchungsgebiet zeigt sich dies v. a. in der Ausbildung der charakteristischen Schneetälchenvegetation an Standorten mit einem sehr späten Ausaperungszeitpunkt. Das lokale Relief bestimmt weit gehend die lokale Erosion und ist somit bei der Festlegung der Untersuchungsstandorte von zentraler Bedeutung. Darauf wird in Kap. 3.8 (S. 43) eingegangen.

3.6 Geomorphologie und Gletschergeschichte

Nach Jenny (1941) stellt die Zeit einen grundlegenden bodenbildenden Faktor dar und darf daher bei pedologischen Untersuchungen nicht vernachlässigt werden. An vielen Untersuchungsstandorten der Schweiz, speziell im alpinen Gebiet, stellt die Gletschergeschichte einen wichtigen Faktor der Bodenentwicklung dar. Dies ist insbesondere darauf zurückzuführen, dass eine Bodenbildung erst nach dem Gletscherrückzug einsetzen kann.

Daher soll im Folgenden auf die Frage des Bodenalters an den Untersuchungsstandorten eingegangen werden. Eine umfassende Darstellung der Gletschergeschichte oder eine Rekonstruktion der verschiedenen Gletscherstände kann und soll nicht Thema dieser Arbeit sein. Bezüglich dieses Aspekts sei auf folgende Arbeiten verwiesen: Maisch (1992) bietet einen grundlegenden Überblick zur postglazialen Gletschergeschichte im Bündnerland. Zudem nimmt er eine zeitliche Gliederung der Moränenwälle im Bereich der Jöri-Seen vor. Schurter (1999) und Finnah (1999) stellen wichtige Zwischenstände zum Gletscherrückzug seit dem Hochstand um 1850 im Gebiet der Jöri-Seen zusammen.

Im Gebiet der Jöri-Seen ist noch heute ein mächtiger Moränenkranz erkennbar, der das Gletschervorfeld deutlich vom Rest des Gebietes abtrennt. Bei näherer Betrachtung dieser Situation erkennt man, dass dieser Wall aus drei Teilwällen besteht. Nach Maisch (1992) können diese Moränen den Jahren 1780, 1820 und 1850 zugeordnet werden. Es ist anzunehmen, dass die Gletscherausdehnung diesen Stand während des gesamten Postglazials nicht überschritten hat (Maisch et al., 1993). Auf Grund der Nähe des Standorts

'Jöri' zum Moränenwall (zur Lage der Standorte vgl. Abb. 3.1, S. 43) kann eine post-glaziale Eisbedeckung nicht völlig ausgeschlossen werden, ist jedoch wegen der gut ausgebildeten Bodenentwicklung sehr unwahrscheinlich. Der Standort 'Jöri' ist somit seit ca. 10'000 Jahren eisfrei. Infolge der flachen Topografie kann davon ausgegangen werden, dass das Bodentalter in einer ähnlichen Grössenordnung liegt. Der Standort 'Frömdvereina' liegt deutlich innerhalb eines Moränenkranzes der dem Egesen-Stadium zugeordnet wird (Maisch, 1992). Dieser Standort liegt somit aus glazialgeschichtlicher Sicht in einer ähnlichen Position wie der Standort 'Jöri', dürfte jedoch auf Grund der tieferen Lage etwas früher eisfrei geworden sein. Als Folge wird von einem Bodentalter von ca. 10'000 Jahren ausgegangen.

An den tiefer gelegenen Untersuchungsstandorten verkompliziert sich die Gletschergeschichte, weil im Bereich des Vereinahauses mehrere Eisströme zusammenmündeten und somit komplexere Moränensysteme vorliegen. Nach Maisch (1992) ist jedoch davon auszugehen, dass beim Egesen-Stadium die Eismassen des Jöri-, Süser- und Vernela-Tals bereits nicht mehr zusammenflossen und der Talbereich beim Vereinahaus eisfrei war. Die älteren Daun-Gletscherstände wiederum liegen wesentlich tiefer im Bereich der Alp Novai. Somit liegen die Standorte 'Vereina', 'Stutzegg' und 'Stutzalp' zwischen den Daun- und den Egesen-Hochständen und weisen somit ein Bodentalter von maximal ca. 15'400 auf. Die Eruierung minimaler Bodentalter gestaltet sich schwierig, weil an einigen Standorten, zumindest kurz nach dem Eisfreiwerden, mit Erosionsereignissen gerechnet werden muss. Der Standort 'Vereina' liegt zudem im fluviatilen Einflussbereich. Bei der Standortwahl wurde jedoch darauf geachtet, dass die Proben nicht einer Flussterrasse, sondern einer etwas erhöhten Geländerippe entnommen wurden. Insofern liegt das Bodentalter an den drei tiefergelegenen Untersuchungsstandorten in einer ähnlichen Grössenordnung.

Durch die Vergletscherung der letzten Eiszeit und dem darauf folgenden schrittweisen Gletscherrückzug ist eine Toposequenz im alpinen Bereich praktisch immer an eine Chronosequenz gekoppelt. Eine Standortwahl zur Untersuchung des Höheneinflusses ohne eine zeitliche Komponente ist somit nicht möglich. Weil der Rückzug der Gletscher im Spätglazial relativ schnell vonstatten ging, weist das Bodentalter an den verschiedenen Untersuchungsstandorten zumindest eine ähnliche Grössenordnung auf: Die Böden sind zwischen 10'000 und 15'000 Jahren alt.

3.7 Anthropogene und zoogene Einflüsse

Das Vereina- und Jöri-Tal sind als alpine Landschaften eher geringen anthropogenen Einflüssen ausgesetzt. Grössere touristische Einrichtungen mit entsprechenden Folgen wie Pistenplanierungen, Bergbahnen, etc. gibt es im gesamten Untersuchungsgebiet

nicht. Direkte Einwirkungen des Skitourismus können vernachlässigt werden und Störungen durch den sommerlichen Wandertourismus beschränken sich auf klar definierte Wegzonen.

Somit kann als wichtigster anthropogener Einfluss die Beweidung bezeichnet werden. Abgesehen von bewaldeten Flächen und Gebieten, deren Zugang und Begehbarkeit für das Vieh stark erschwert oder mit Gefahren verbunden ist, wird das gesamte Untersuchungsgebiet von Rindern, Pferden und Schafen beweidet. Die früher noch intensivere Beweidung führte an den meisten schwach geneigten Hängen, in besonnten Lagen auch an Steilhängen, zur Ausbildung von treppigen Böden durch Viehtritt. Die Beweidung bewirkt zudem eine starke Störung des Nährstoffhaushalts der alpinen Rasen. Einerseits werden durch selektiven Frass die Verteilung einzelner Pflanzenarten beeinflusst und andererseits werden Nährstoffe an den meist kleinflächigen Lägerstellen angereichert. Die Hänge verarmen hingegen an Nährionen ('Export' Richtung Lägerstellen sowie als Biomasse in Form von Fleisch-, Wolle- und Milchproduktion).

Der Einfluss wild lebender Weidetiere auf Vegetation und Boden ist im gesamten Untersuchungsgebiet geringer als jener der Nutztiere. Lokal kann der Einfluss der Grabtätigkeit der Murmeltiere gross sein.

Vor allem in den tiefer gelegenen Bereichen des Untersuchungsgebietes (Standorte 'Vereina', 'Stutzalp' und 'Stutzegg') zeigen sich deutlich anthropogene Einflüsse auf die Waldverbreitung. Diese Standorte liegen unterhalb der potenziellen Waldgrenze. Die Alpflächen entstanden erst nach Rodungen. Beim Standort 'Vereina' ist dies heute noch an diversen Baumstrünken ersichtlich.

Heute werden das Jöri- und das Süser-Tal durch die Alp Frömdvereina mit Vieh aus den Gemeinden Saas und Küblis bestossen, während das Vernela- und das Vereina-Tal durch die Alp Stutz bewirtschaftet und mit Vieh aus Klosters bestossen werden. Während früher oft alle Tiere aufgetrieben wurden, die im Besitz der Bestosser waren, weiden heute vorwiegend Jungvieh, Pferde und in den höheren Lagen Schafe auf den Alpen. Der Alpsommer beginnt nach der Schneeschmelze (oft am 15. Juni) und endet üblicherweise am 25. September. Die höchsten Flächen im Bereich der Jöri-Seen werden während 1 - 2 Wochen von Rindern beweidet, wobei die Weidedauer auf den einzelnen Flächen stark von der Besatzstärke und dem jährlichen Witterungsverlauf abhängt. Im oberen Vereina-Tal werden heute keine Flächen zur Heumahd genutzt. Somit stellt die Beweidung die wichtigste Einflussgrösse der Ausfuhr von Elementen aus dem Untersuchungsgebiet dar.

Im Rahmen des MOLAR-Projektes wurden bei den Jöri-Seen Depositionsmessungen durchgeführt. Die Messresultate sind im Bericht des BUWAL (1999) enthalten. Verglichen mit Depositionen aus den mittelländischen Agglomerationsgebieten kann sie im Gebiet der Jöri-Seen und des Vereina-Tals als gering bezeichnet werden. Allenfalls kann von einem sehr geringen Stickstoffeintrag ausgegangen werden.

3.8 Standortwahl und Untersuchungsflächen

In diesem Kapitel wird die Wahl der Standorte erläutert und kritisch hinterfragt.

3.8.1 Grundlegendes zur Standortwahl

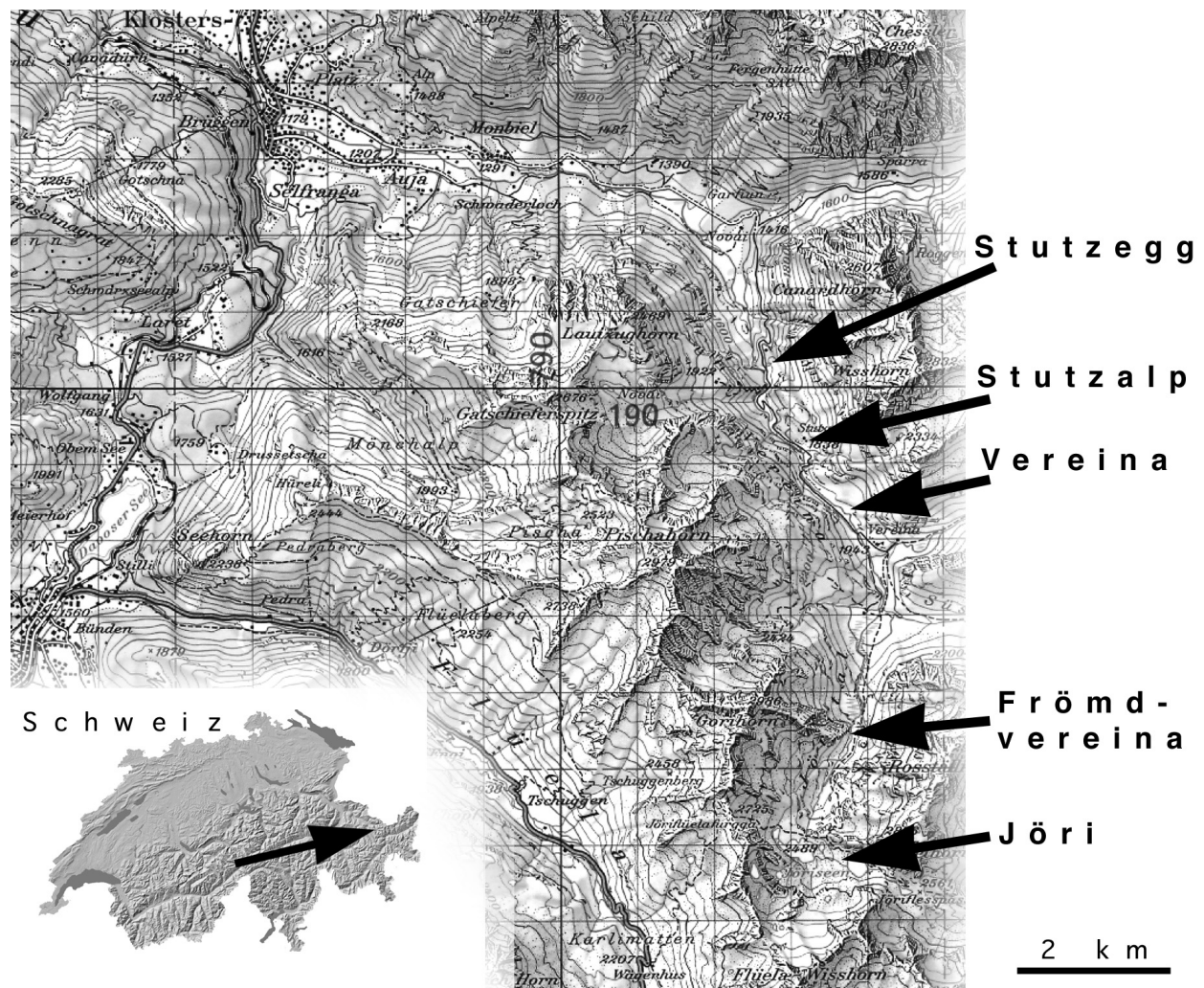


Abb. 3.1: Lage des Untersuchungsgebietes in Bezug auf Klosters (GR) (Auf der Karte oben links) sowie Standort Untersuchungsflächen im Vereina-Tal.

Ausschnitt LK 39, Flüelapass (1 : 100'000), nicht massstabstreu. Reproduziert mit Bewilligung des Bundesamtes für Landestopographie (BA013845).

Der Grossteil der vorliegenden Arbeit basiert auf festgelegten Untersuchungsflächen (vgl. Abb. 3.1 und Tab. 3.1), die sowohl zur Untersuchung einer Toposequenz als auch für die Translokation der Bodensäulen (vgl. Kap. 4.2, S. 51) dienen. Auf Grund der alpinen Verhältnisse (Fels, steiles Gelände, etc.), die eine Probenahme an vielen Stellen verunmöglichen, erfolgte die Auswahl der Probeflächen nicht zufällig. Es wurden Standorte bevorzugt, die eine 'normale', d. h. ungestörte Bodenentwicklung aufweisen. Damit

ist hauptsächlich der Ausschluss von Flächen, die dem Einfluss erosiver oder akkumulativer Prozesse unterliegen, gemeint. Eine normale Bodenentwicklung gemäss diesem Ansatz liegt somit vor, wenn bodenbildende Prozesse ungestört ablaufen und die Bodenentwicklung von der Oberfläche her in das Ausgangsmaterial hineingerichtet verläuft. Dies beinhaltet den Ausschluss von Standorten, die eine Moorbildung aufweisen. Infolge dieser Anforderungen und der deutlichen Höhengliederung des Jöri-/Vereina-Tales wurden fünf Standorte für intensive Untersuchungen selektiert. Auf den Probe-
flächen im Jöri-/Vereina-Tal wird ein Höhenunterschied von 860 m untersucht.

Die Abschnitte zwischen den Untersuchungsflächen wurden mittels Entnahme zusätzlicher Proben untersucht (sog. Transekt-Säulen).

An einigen Standorten, v. a. im unteren Talbereich, wurde nachträglich festgestellt, dass der Vorgabe einer normalen Bodenentwicklung nicht vollständig entsprochen werden konnte, weil diese Böden eine zumindest periodische Wassersättigung und dadurch bedingt, einen gehemmten Abbau der organischen Substanz und starke Auflagebildung aufweisen. Eine kritische Betrachtung zur Standortwahl erfolgt in Kap. 3.8.2.

In Abb. 3.1 ist die Lage des Vereina-Tals und des Gebiets der Jöri-Seen ersichtlich. Zudem ist die ungefähre Lage der Untersuchungsflächen eingetragen.

Die genaue Lage der Untersuchungsstandorte kann auf Grund der Koordinaten (Tab. 3.1) bestimmt werden. Zum besseren Wiederauffinden der Standorte im Feld sind dem Anhang Fotografien angefügt (Abb. 8.1, S. 217).

Tab. 3.1: Bezeichnung und Lage der einzelnen Untersuchungsflächen.

Name	Code	m ü. M.	Schweizer Landes-Koordinaten
'Jöri'	J	2'525	793'700 / 183'800
'Frömdvereina'	F	2'240	793'770 / 185'390
'Vereina'	V	1'895	793'730 / 188'375
'Stutzalp'	SA	1'835	793'270 / 189'300
'Stutzegg'	SE	1'665	792'790 / 190'320

3.8.2 Kritische Betrachtung der Standortwahl

Der Vorgabe einer normalen Bodenentwicklung (vgl. Kap. 3.8) konnte an den Standorten im unteren Talbereich nicht vollständig entsprochen werden. Sowohl Messungen der Bodentemperatur (Kap. 4.3.2, S. 57) als auch vereinzelt durchgeführte Messungen der Saugspannung mittels Tensiometern (Kap. 4.3.3) zeigten, dass Böden im Talgrund längere Perioden mit Wassersättigung aufweisen.

- Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die Vorgabe einer 'normalen' Bodenentwicklung nicht eingehalten werden konnte. Jedoch weisen die hier untersuchten Standorte zweifelsfrei repräsentative Böden der jeweiligen Höhenstufe auf.

4 Methodik

Durch die Auswahl der Untersuchungsstandorte (vgl. Kap. 3.8, S. 43), die angewandte Beprobungsart und die Aufbereitung der entnommenen Proben wird die Qualität der anschliessend durchgeführten Laboranalysen wesentlich beeinflusst.

Im Folgenden werden die angewandten Methoden vorgestellt. Dabei wird bei Standardverfahren auf die entsprechende Literatur verwiesen, während spezielle oder neu durchgeführte Methoden genau beschrieben werden. Kap. 4.1 befasst sich eingehend mit der Entnahme und der Aufbereitung von Bodenproben, in Kap. 4.2 (S. 51) werden die angewandten Methoden zur Translokation der Bodensäulen vorgestellt und Kap. 4.3 (S. 56) und Kap. 4.4 (S. 58) widmen sich den durchgeführten Laboranalysen. Die Methoden zur Messung der ober- und unterirdischen Phytomasse werden in Kap. 4.5 (S. 61) vorgestellt, diejenigen zur Messung der Dekomposition in Kap. 4.6. (S. 64) Schliesslich wird in Kap. 4.7 (S. 67) auf statistische Aspekte eingegangen.

4.1 Entnahme und Aufbereitung der Bodenproben

Die Untersuchung von Böden zur Messungen der Bodenbelastung mit Schwermetallen und anderen Schadstoffen ist weit gehend gesetzlich geregelt und standardisiert (VBBo, 1998). Diese Methoden sind jedoch nicht anwendbar, wenn absolut gespeicherte Elementmengen gemessen werden sollen, wie es für eine Ermittlung des Kohlenstoffkreislaufs unerlässlich ist. In diesem Bereich der Bodenkunde werden verschiedenste Methoden angewandt und es ist weit gehend unbekannt, inwiefern sich die angewandte Methodik auf die Ergebnisse auswirken. Zudem scheinen einige der Methoden für alpine Verhältnisse ungeeignet zu sein.

- Die Ausarbeitung standardisierter Entnahme- und Aufbereitungsmethoden für alpine Böden stellt somit einen zentralen Punkt der vorliegenden Arbeit dar.

4.1.1 Entnahme der Bodenproben

Die Bodenproben für den Hauptteil dieser Arbeit wurden mit einem Bohrrohr entnommen, das mit einem Holzhammer in den Boden gerammt wurde (Abb. 4.3, S. 56, links). Die gesamte Länge der Bodensäulen wird durch die Eindringtiefe resp. den Skelettgehalt im Unterboden bestimmt. Da der Skelettgehalt einer kleinräumigen Variabilität unterliegt, können auch nahe beieinander liegende Bodensäulen stark unterschiedliche

Profiltiefen aufweisen. Bei den beiden im Untersuchungsgebiet durchgeführten Diplomarbeiten (Schumacher, 1999; Schurter, 1999) wurden die Proben durch Graben entnommen. Der Volumenbezug wurde durch ein anschliessendes Auskleiden der Probegruben mit Plastikfolie und Auffüllen mit Sand hergestellt.

Die Entnahme von Volumenproben in skelettreichen alpinen Böden ist von zentraler Bedeutung (vgl. Lal et al., 2001a), weil die üblichen Konzentrationsangaben (in %) keinen Flächenbezug und somit keine korrekte Inventarisierung der gespeicherten Elementmengen zulassen. Die Entnahme der Proben gestaltet sich jedoch äusserst schwierig und ist extrem zeitaufwändig. Zudem ist bei beiden angewandten Methoden mit Fehlern zu rechnen: Das Volumen einer gegrabenen Profilgrube lässt sich nicht exakt bestimmen und bei der Entnahme von Bodensäulen wird eine relativ geringe Bodenmenge pro Horizont entnommen, sodass sich einzelne, grössere Steine stark auf die berechneten Elementmengen auswirken. Obwohl alle Werte nur eine Annäherung an die realen Bodenverhältnisse darstellen, hat sich gezeigt, dass Ergebnisse, die auf verschiedenen Methoden basieren, untereinander gut vergleichbar sind (Hitz et al., 1999). Der Tatsache, dass Bodenparameter in alpinen Böden eine ausserordentlich grosse räumliche Variabilität aufweisen, wird mit einer hohen Einzelprobenzahl Rechnung getragen (vgl. Kap. 5.6, S. 120). Die räumliche Anordnung und die genaue Lage der einzelnen Bodensäulen auf den fünf Untersuchungsflächen können den entsprechenden Darstellungen im Anhang entnommen werden (Abb. 8.2, S. 218).

4.1.2 Aufteilung der Bodenproben

Zur Aufteilung des Probenmaterials wurden die Bohrkerns in einzelne Tiefenintervalle zerlegt. Dies kann auf zwei grundsätzlich verschiedene Arten erfolgen, mit entsprechend unterschiedlichen Vor- und Nachteilen: Man kann nur Material aus einer Horizontmitte entnehmen und Wert darauf legen, dass kein Material aus Horizontübergängen erfasst wird. Solches Probenmaterial ist für die qualitative Beschreibung von horizonttypischen Verhältnissen gut geeignet, kann jedoch nicht oder nur sehr eingeschränkt für eine Elementinventarisierung über die gesamte Profiltiefe verwendet werden. Trennt man dagegen derart, dass alles Material verlustlos dem einen oder dem anderen Horizont zugeordnet wird – die Trennung muss hier nach formalen Gesichtspunkten erfolgen (z. B. nach festgelegten Tiefenintervallen) –, so erlauben solche Proben die Aufstellung von Inventaren, sie eignen sich jedoch weniger gut zur Charakterisierung horizonttypischer Eigenschaften.

In der vorliegenden Arbeit steht die Quantifizierung der gespeicherten Kohlenstoff- und Stickstoffmengen im Vordergrund, wodurch sich eine Aufteilung der Bodensäulen in festgelegte Tiefenintervalle aufdrängte. Bei allen Säulen erfolgte die Aufteilung in die Intervalle 0 - 5 cm, 5 - 10 cm, 10 - 20 cm, 20 - 30 cm, 30 - 40 cm und 40 - 50 cm, wobei 0 cm

jeweils an der Bodenoberfläche festgelegt wurde. Um die Bedeutung dieser groben Unterteilung in tieferen Bodenschichten abzuschätzen, wurden einige Bodensäulen gesamthaft einer Aufteilung in 5 cm-Schichten unterzogen. Auf Grund der geringen Kohlenstoffmengen in grösseren Horizonttiefen wurde bei späteren Probenahmen wieder die gröbere Unterteilung angewandt. Die Aufteilung der Säulen wurde mit einem Messer direkt im Feld vorgenommen und die einzelnen Proben in Plastiksäcke abgepackt. Ungenauigkeiten beim Schneiden können sich zwar auf einzelne Tiefenintervalle, nicht jedoch auf die total gespeicherte Elementmengen pro Säule auswirken.

Die Proben wurden in Polyäthylenbeutel verpackt und möglichst bald im Labor bei 60 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Die auf den Säulen wachsende Vegetation und aufliegende Streu wurde im Labor entfernt und gewogen (vgl. Kap. 4.5.1, S. 61).

4.1.3 Aufbereitung der Bodenproben

Üblicherweise wird bei der Aufbereitung von Bodenproben in einem ersten Schritt der Skelettanteil > 2 mm abgetrennt. Im Folgenden vorgestellte Siebmethoden beziehen sich auf diese Abtrennung des Skeletts und sind klar zu trennen von Siebmethoden zur Untersuchung der Korngrössenverteilung.

Bei Proben aus alpinen Rasen ergeben sich durch die starke Durchwurzelung zusätzliche Probleme. In einem Vortest zur Aufbereitung solcher Bodenproben wurde untersucht, wie die Resultate der Wurzelgehalte der Proben sowie der C-Gehalte der Feinerde durch das Aufbereitungsverfahren beeinflusst werden. Dazu wurde bereits zu einem früheren Zeitpunkt entnommenes Probenmaterial vom Piz Alv (Bernina-Pass, Schweiz) untersucht. Dabei zeigten sich klare Unterschiede (mehrere %) zwischen einer nassen und einer trockenen Skelettabtrennung (Abb. 4.1).

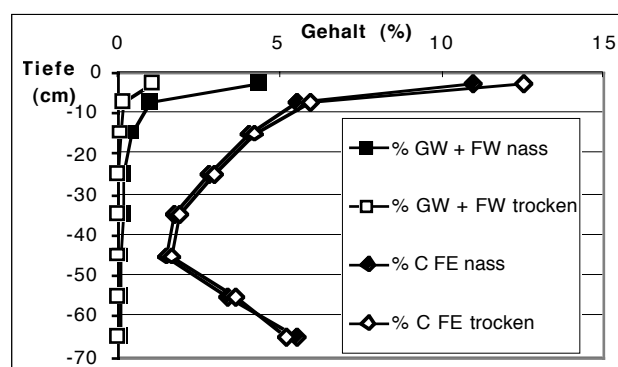


Abb. 4.1: Profilverteilung von Wurzeln (% der Gesamtprobe) und C_{org} der Feinerde (%) der nassen resp. trockenen Skelettabtrennung.

Grobe (GW) und feine Wurzeln (FW) zusammengefasst. C FE: Kohlenstoff in der Feinerde.

Das in der Bodenkunde übliche Vorgehen der Trockensiebung zur Abtrennung des Skelettmaterials >2 mm führt durch die Zerkleinerung von Wurzelmaterial zu geringeren Wurzelanteilen der Proben. Der organische C-Gehalt der Feinerde von trocken gesiebten Proben weist entsprechend höhere Werte als diejenige nassgesiebter Proben auf. Eine trockene Siebung der Proben zur Skelettabtrennung lässt folglich keine adäquate Messung der Wurzelgehalte oder des Wurzel-Inputs zu und ist somit für stark durchwurzelte Proben alpiner Böden keine sinnvolle Methode.

Auf Grund dieser Erkenntnisse wurde auf eine konventionelle Handsiebung zur Skelettabtrennung verzichtet. Luftgetrocknete Proben wurden mittels Nasssiebung und Flotation aufgetrennt, um Wurzeln und Skelett von der Feinerde zu trennen. Verfahren zur nassen Abtrennung der Wurzeln wurden in verschiedenen Untersuchungen erfolgreich angewandt (vgl. Sobotik & Poppelbaum, 1995; Kleber, 1997) und werden in neusten Untersuchungen als Standardmethode propagiert (Franks et al., 2001). Zudem wird durch das Waschen garantiert, dass am entfernten Skelettanteil keine Feinerde anhaftet.

Bei dem hier angewandten Siebeverfahren wurden die Proben ohne vorgängige Dispergierung in Wasser eingeweicht und über ein 2-mm-Sieb geschüttet. Diese Siebung wurde wiederholt, bis die Wurzelfraktion frei von anhaftenden Erdklumpen war. Der Siebrückstand wurde mittels Flotation in 'Grobwurzeln' und 'Skelett' aufgetrennt. Die Eimer mit dem Siebwasser wurden für mehrere Stunden stehen gelassen und anschliessend aufschwimmendes organisches Material durch ein 0.125-mm-Sieb abgeschöpft. Dieses Material wird als 'Feinwurzel-Fraktion' bezeichnet. Nachdem Vortests (Schurter, 1999) ergeben haben, dass mit dem Siebwasser in Einzelfällen beträchtliche Mengen an Kohlenstoff weggeschüttet werden, erfolgte bei den später aufbereiteten Proben eine vollständige Eindampfung des Siebwassers.

Unterschieden wurden die Fraktionen gemäss Tab. 4.1.

Tab. 4.1: Erläuterung der einzelnen Fraktionen bei der Aufbereitung der Bodenproben.

Fraktion:	Beschreibung:
Skelett	Fraktion > 2 mm nach der Nasssiebung. Bei der anschliessenden Flotation in Wasser sinkt das Skelettmaterial ab.
Grobwurzeln	Als Grobwurzeln wird jenes Wurzelmaterial bezeichnet, das grösser ist als 2 mm und vom Skelettmaterial mittels Flotation abgetrennt wird.
Feinwurzeln	Bei der Fraktion Feinwurzeln handelt es sich um Wurzelmaterial < 2 mm, das nach der Siebung auf dem Wasser aufschwimmt und abgeschöpft werden kann.
Feinerde	Die Feinerde setzt sich im Siebwasser ab und wird mittels C/N-Elementaranalyse auf ihren Gehalt an organischem Kohlenstoff untersucht.

Die erhaltenen Fraktionen ergeben sich aus dem Aufbereitungsverfahren und stellen Konventionen dar. Optische Untersuchungen zeigen, dass sich bspw. die Fraktion 'Feinwurzeln' hauptsächlich aus feinen Wurzelteilen zusammensetzt. Es kann aber nicht davon ausgegangen werden, dass tatsächlich alle Wurzelteile in den Fraktionen Grob-

und Feinwurzeln enthalten sind. Gobat et al. (1998) weisen darauf hin, dass kleinste Wurzelteile an der Erde haften bleiben oder bei einer Nasssiebung zerstört werden. Einige Wurzelteile gelangen auch bei diesem aufwändigen Aufbereitungsverfahren in die Feinerde. Darum wurden Abschätzungen zur Aufbereitungsqualität unternommen.

4.1.4 Qualität der Aufbereitung

Ein objektives Kriterium zur Beurteilung des Aufbereitungsverfahrens stellt der prozentuale Anteil des Aufbereitungsverlustes dar. Durch die Auswaage der getrockneten Proben vor der nassen Skelettabtrennung und der einzelnen Fraktionen danach lässt sich der Verlust einfach und präzise bestimmen.

Schurter (1999) stellt bei der mittels Nasssiebung erfolgten Aufbereitung von 141 Bodenproben Verluste zwischen 0.01 % und 4.7 % fest ($\bar{O} = 1.22$ %). Der Materialverlust durch das Abschütten von Wasser nach der Siebung (24 h Sedimentationszeit) wird in der Arbeit von Schurter mit durchschnittlich 0.28 % angegeben. Durch das Eindampfen von abgeschüttetem Wasser konnte aufgezeigt werden, dass mit C-Verlusten von durchschnittlich 1.27 % des gesamten Kohlenstoffs gerechnet werden muss. Auf Grund dieser Erkenntnisse wurde bei der Aufbereitung weiterer Proben das gesamte Siebwasser eingedampft.

Die Verluste bei der Aufbereitung der Proben dieser Arbeit sind in Tab. 8.7 (S. 220, Anhang) aufgeführt. Für verschiedene Tiefenintervalle auf jeweils fünf Untersuchungsflächen liegen die durchschnittlichen Verluste zwischen 0 % und 1.7 %. Ein maximaler Verlust von 4.1 % ist auf eine Laborpanne zurückzuführen. Grundsätzlich sind die Verluste in den obersten Profilbereichen am höchsten. Dies ist darauf zurückzuführen, dass bei diesen Proben infolge der intensiven Durchwurzelung wiederholtes Waschen nötig war. Die Verluste bei Verwendung eines Nasssiebverfahrens können als gering bezeichnet werden und weisen auf eine hohe Aufbereitungsqualität hin. Trockene Siebverfahren weisen Verluste in einer ähnlichen Grössenordnung auf.

Als weiteres objektives Mass zur Beurteilung der Qualität der Nasssiebung hat Schurter (1999) im Rahmen von Vortests einen Vergleich von ermittelten C-Gehalten der Feinerde mit verschiedenen Analysemethoden angestellt. Aus Literaturangaben (Jackson, 1962) geht hervor, dass die Methode nach Walkley/Black (1934) grundsätzlich geringere Kohlenstoffgehalte als eine C/N-Elementaranalyse ergibt (zu Analysemethoden vgl. Kap. 4.4, S. 58). Diese Differenz ist darauf zurückzuführen, dass der Molekülverbund von Zellulose in unzersetztem Wurzelmaterial durch die bei der Walkley/Black-Methode verwendete Schwefelsäure nicht zersetzt wird. Bei der C/N-Elementaranalyse hingegen wird der totale Kohlenstoffgehalt einschliesslich rezentem Material aufgeschlossen. Aus dem Vergleich der beiden Methoden schliesst Jackson (1962), dass mit der

Methode nach Walkley/Black rund 77 % des Totalgehalts der Elementaranalyse erfasst wurde.

Der Vergleich von 39 Proben aus dem Jöri-See-Gebiet (Abb. 4.2) ergab, dass mit der Methode nach Walkley/Black rund 84 % der Kohlenstoffgehalte aus der C/N-Elementaranalyse ermittelt werden (Schurter, 1999). Dieser Wert weist eine ähnliche Grössenordnung auf wie derjenige von Jackson (1962).

Interessant ist die Tatsache, dass bei tiefen C-Gehalten bei beiden Methoden praktisch die selben Werte resultieren, während bei hohen C-Gehalten die C/N-Totalanalyse deutlich höhere Anteile ergibt. Daraus folgt, dass Proben mit hohen Gehalten an C_{org} (Oberbodenproben) einen höheren Anteil an rezentem Material enthalten. Es ist demnach davon auszugehen, dass Proben mit hohen Gehalten an C_{org} einen gewissen Anteil an feinem Wurzelmaterial enthalten. Die sehr gute Korrelation (Abb. 4.2) zeigt jedoch, dass Proben gut untereinander verglichen werden können und das Aufbereitungsverfahren eine hohe Konsistenz aufweist.

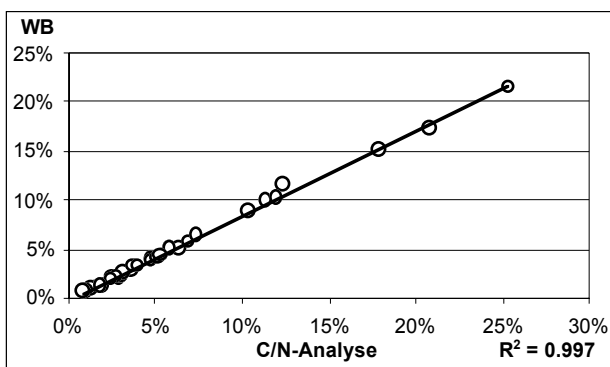


Abb. 4.2: Vergleich zweier Analysemethoden der C-Bestimmung mit linearer Regression.
WB: Walkley/Black und C/N-Elementaranalyse; n = 39; nach Schurter (1999).

Ein weiteres, jedoch subjektives Kriterium zur Beurteilung der Aufbereitungsqualität ist die optische Beurteilung der resultierenden Fraktionen unter einem Binokular. Dabei stellt sich heraus, dass die Aufteilung in einzelne Fraktionen generell sehr gut gelingt. Die abgetrennten Feinwurzeln sind in ihrer Konsistenz sehr einheitlich. Betrachtet man das Material unter einem Binokular, erkennt man, dass es sich tatsächlich fast ausschliesslich um Wurzelmaterial handelt. Die Feinerdefraktion weist jedoch, wie in Abb. 4.2 aufgezeigt wird, bei Proben mit hohen Wurzel- und C_{org} -Gehalten einen gewissen Anteil an Wurzelmaterial auf. Dies führt zu einer geringfügigen Unterschätzung des Wurzelgehalts und somit des Wurzel-Inputs.

Vor allem die Abtrennung von Skelettmaterial vom Rest der Probe lässt sich praktisch fehlerfrei durchführen, d. h. die Fraktion 'Skelett' besteht ausschliesslich aus entsprechenden Bestandteilen.

4.1.5 Zusammenfassende Betrachtungen zur nassen Skelettabtrennung

Die gewünschte Erfassung der unterirdischen Phytomasse bedingt eine saubere Trennung zwischen Wurzeln und Feinerde. Das angewandte Nasssiebverfahren führt zu einer befriedigenden Auftrennung und ermöglicht den klaren Vergleich zwischen verschiedenen Standorten. Negativ zu erwähnen sind der grosse Zeitaufwand und die Tatsache, dass die ursprüngliche Bodenstruktur durch das Trennverfahren zerstört wird. Durch das Trocknen der Proben muss mit einer Veränderung der Korngrößenverteilung durch Zusammenbacken der Tonfraktion gerechnet werden. Die gemessenen Wurzelmassen stellen auf Grund der Verluste der kleinsten Wurzeln minimale Phytomassemengen dar. Die gesamte unterirdische Phytomasse dürfte somit leicht über den gemessenen Werten liegen. Am willkürlichsten scheint die Trennung zwischen groben und feinen Wurzeln auszufallen, weshalb diese beiden Fraktionen für die meisten Auswertungen zusammengefasst werden. Zusammenfassend kann das Nasssiebverfahren als dem Probenmaterial angepasst und somit als ideal bezeichnet werden.

4.2 Translokation von Bodensäulen

Bevor in Kap. 4.2.2 auf die in der vorliegenden Arbeit angewandten Methoden bei der Verpflanzung der Bodensäulen an einen tiefer gelegenen Standort eingegangen wird, soll im Folgenden erläutert werden, welche Möglichkeiten zur experimentellen Untersuchung von Böden existieren und wieso überhaupt Versuche mit der neuen Methode der Translokation von Säulen unternommen wurden.

4.2.1 Mögliche Ansätze für die Untersuchung der Effekte einer Klimaerwärmung auf den Kohlenstoffkreislauf

Für die Untersuchung der Auswirkungen einer globalen Erwärmung auf den Elementkreislauf in Böden existieren mehrere Möglichkeiten mit jeweils spezifischen Vor- und Nachteilen. Im Folgenden werden verschiedenen Ansätze aufgelistet, mit Beispielen erläutert und kritisch beleuchtet:

1. Deskriptive Ansätze:

- Abwarten und Beobachten der Klimaerwärmung
- Beobachten während wärmeren Phasen
- Vergleich von Böden längs vertikaler (Höhenzonen) oder horizontaler (Klimazonen) Klimagradienten (Analogieschluss)

Die erste Möglichkeit der deskriptiven Ansätze ist nur bedingt praktikabel, weil die erforderliche Zeitperiode meist zu lange ist und weil sich das Experiment kaum kontrollieren lässt (keine Steuerung der Erwärmung). Zudem ergeben sich aus dieser Vorgehensweise keinerlei Möglichkeiten, um auf Auswirkungen einer Erwärmung zu reagieren. Eine Untersuchung, die auf Beobachtungen während wärmeren Jahren basiert, wurde von (Sobotik & Poppelbaum, 1995) durchgeführt.

Analogieschlüsse von vergleichbaren Böden unterschiedlicher Klimate zeichnen sich im Vergleich zu anderen Ansätzen durch den zeitlich geringen Aufwand aus. Ausserdem können auch solche Bodenparameter studiert werden, die sich sehr langsam verändern. Allerdings ist nur ein Vergleich zwischen Böden möglich, die schon im Gleichgewicht mit dem auf sie einwirkenden Klima stehen. Nachteilig ist, dass über die Entwicklung bis zu diesem Zustand keine Aussagen gemacht werden können, d. h. die Dynamik lässt sich nicht zurückverfolgen. Deshalb sind Folgerungen aus solchen Ansätzen nur übertragbar, wenn das zukünftig sich einstellende Klima genau jenem der untersuchten Klimazonen entsprechen sollte (Kolb, 1995).

Der Einfluss von klimatische Faktoren auf den Gehalt an organischem Kohlenstoff im Boden wurde bisher hauptsächlich mit horizontalen Transekt-Untersuchungen studiert (Berg et al., 1990; Johansson et al., 1995; Price & Apps, 1995; Trofymow et al., 1995). Eine Untersuchung ähnlicher Art, jedoch zum Thema der Sukzession, wurde in der Schweiz durch Elsenbeer (1997) durchgeführt. Solche sog. Analogiesimulationen gehen davon aus, dass auf mehrere 'vergleichbare' Böden zeitgleich die zu prüfenden verschiedenartigen Klimate einwirken, während andere bodenbildende Faktoren (vgl. S. 11) konstant gehalten werden.

2. Experimentelle Ansätze:

- Translokation des wärmeren Klimas (künstliche Erwärmung des Bodens)
- Translokation des zu untersuchenden Bodens (Laborinkubation oder Säulentranslokation)

Diese Verfahren lassen sich in Laboruntersuchungen unter kontrolliertem Klima und Feldstudien unterteilen. Laborexperimente (Billings et al., 1983) werden vor allem zur Bestimmung von Dekompositionsraten mit Erfolg angewandt. Sie beinhalten jedoch stets das Problem, dass es sehr schwierig ist, die entsprechenden Resultat auf natürliche Systeme zu übertragen.

Bei den Feldmethoden wurden verschiedene Experiment-Anordnungen getestet, um die gewünschte künstliche Erwärmung zu erreichen. Dabei kamen Plastik-Gewächshäuser (Shaver et al., 1986; Shaver et al., 1998), Feldkammern (Welker et al., 1999), eingegrabene Heizdrähte (Van Cleve et al., 1990; Peterjohn et al., 1993; Hantschel et al., 1995; Melillo et al., 1995; Grime et al., 2000) oder aufgehängte Heizstrahler (Harte et al., 1995; Bridgham et al., 1999) zum Einsatz.

Gewächshäuser und Feldkammern bestechen durch tiefe Kosten und einfache Bedienung, jedoch wird das Lokalklima stark verändert. Heizkabel im Untergrund ermöglichen eine präzise Kontrolle über die Erhöhung der Bodentemperatur, aber unrealistischerweise wird der Boden dabei von unten erwärmt, der Schneeschmelzprozess läuft stark verändert ab und in der nahen Umgebung der Drähte bildet sich ein scharfer Temperaturgradient aus. Zudem wird die Vegetation nicht direkt erwärmt und beim Einbau der Drähte lässt sich eine physikalische Störung der Bodenverhältnisse nicht verhindern, wodurch zentrale Prozesse des Bodenwasserhaushaltes beeinträchtigt werden (NSF, 1992). Durch aufgehängte Heizstrahler wird eine Erwärmung der Atmosphäre gut simuliert (Harte et al., 1995), aber diese Systeme sind mit hohen Kosten verbunden und grosse Ökosystemkompartimente (Baumschicht) befinden sich ausserhalb des erwärmten Bereichs. Durch die benötigte Energieversorgung sind einer Anwendung im hochalpinen Bereich zusätzliche Schranken gesetzt.

- Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass eine künstliche Bodenerwärmung immer mit schwer interpretierbaren Artefakten behaftet ist.

3. Modellierung:

- Empirische Modelle (Regressionsmodelle)

Ökosystemmodelle wie z. B. "Century" (Parton et al., 1987; Schimmel et al., 1994), das "Rothamsted model" (Jenkinson, 1990) oder "ForClim" (Bugmann, 1994; Bugmann, 1996; Bugmann & Cramer, 1996) beurteilen die Sensitivität von gespeicherten Kohlenstoffmengen und Umsatzgeschwindigkeiten gegenüber Klima- und Vegetationsveränderungen. Diese Modelle bieten umfassende Möglichkeiten, um die Reaktion des Bodens alleine oder in Kombination mit verschiedenen Ökosystemen zu testen. Dabei ist jedoch stets zu beachten, dass entsprechende Datensätze benötigt werden, um Voraussagen an der Realität zu messen.

Für die vorliegende Arbeit wird eine Kombination verschiedener Ansätze angestrebt. Das Hauptgewicht der Arbeit liegt auf der Beschreibung der Ökosysteme und Böden längs eines Höhengradienten. Auf Grund eines Analogieschlusses kann stark vereinfacht davon ausgegangen werden, dass eine Erwärmung zu einem Höherwandern der heutigen Ökosysteme führen wird.

Mit dem neuartigen experimentellen Ansatz der Säulentranslokation soll die Reaktion des Bodens auf eine rasche Erwärmung simuliert werden. Diese Methode scheint im Vergleich mit bisher angewandten Methoden zur künstlichen Bodenerwärmung sehr Erfolg versprechend, weil störende Eingriffe auf ein Minimum beschränkt und zudem durch Kontrollexperimente direkt überprüft werden können.

4.2.1.1 Grundsätzliche Probleme experimenteller Ansätze und mögliche Lösungen

Bei experimentellem Arbeiten treten grundsätzliche Probleme auf, denen mit entsprechender Konzipierung der Experimente entgegengetreten werden muss. Im Folgenden werden die zwei Hauptprobleme aufgeführt, die bei den Untersuchungen der vorliegenden Arbeit zu Tage traten. Für diese Probleme existieren verschiedene Lösungsansätze, welche teilweise auch im Rahmen dieser Untersuchung zur Anwendung kamen.

- Zusätzlich zum gezielt veränderten Faktor werden ein oder mehrere andere Faktoren verändert, und so ist der Behandlungseffekt nicht eindeutig auf einzelne Faktoren zurückzuführen.

Dieses Problem ergibt sich bei der Verpflanzung von Bodensäulen, bei der neben dem absichtlich veränderten Faktor (Klima), indirekt auch weitere Faktoren (z.B. Wasserhaushalt des Bodens) verändert werden. Durch zusätzliches Wissen, z.B. aus Laborexperimenten, kann der Behandlungseffekt bestimmten Faktoren zugeordnet werden. Diese Vorgehensweise ist subjektiv, weshalb nur deutliche Differenzen interpretiert werden sollten.

Durch geschickte Wahl und eine ausreichend grosse Anzahl von Experimenten werden verschiedene Kombinationen der zu untersuchenden Faktoren abgedeckt. Auch diese Methode beinhaltet eine gewisse Subjektivität und setzt viele Wiederholungen voraus. Zusätzlich kann die Versuchsdauer möglichst lange angesetzt werden.

Sowohl der Anzahl der verpflanzten Säulen als auch der Versuchsdauer wurden durch die Rahmenbedingungen der vorliegenden Arbeit Grenzen gesetzt. Diese beiden Möglichkeiten bieten jedoch eine klare Perspektive für die Fortführung dieses Experimentieransatzes.

- Die Variabilität der untersuchten Objekte ist so gross, dass der experimentelle Effekt im 'Grundrauschen' zu verschwinden droht.

Dieses Problem stellt sich beim experimentellen Umgang mit dem kleinräumig stark variablen Medium Boden eigentlich immer. Bei der Verpflanzung der Bodensäulen äusserte sich dieser Aspekt darin, dass der eigentliche Ausgangszustand der verpflanzten Säulen unbekannt ist und nur auf Grund benachbarter Säulen eruiert werden kann. Ab-

hilfe schafft in diesem Fall die Erhöhung der Wiederholungszahl der Versuchsvarianten. Dieser Lösung werden jedoch durch den Arbeitsaufwand meist Grenzen gesetzt.

Zudem kann die Dosis der Beeinflussung soweit erhöht werden, dass sich der Behandlungseffekt deutlicher herauszeichnet. Dabei kann der Behandlungseffekt (z. B. Erwärmung) unnatürlich hoch werden, doch gerade Freilandexperimente sollten sich durch möglichst realistische Rahmenbedingungen auszeichnen.

Eine weitere Möglichkeit würde die Homogenisierung des Versuchsobjekts bieten (künstlich geschichtete Bodensäulen). Darauf wurde beim hier durchgeführten Experiment bewusst verzichtet, weil die Versuchsanordnung möglichst nahe am natürlichen Zustand bleiben sollte.

4.2.2 Methode der Translokation von Bodensäulen

Die Kombination von Bodenmanipulationsexperimenten, speziell der Bodentranslokation, mit der Untersuchung von Böden entlang von klimatischen Gradienten wird von Rustad et al. (2001) als zukunftsweisende Methode empfohlen.

Ein Teil dieser Arbeit basiert auf dem Versuch, den Einfluss erhöhter Temperatur auf Böden durch ein Feldexperiment zu untersuchen. Auf verschiedene Ansätze zu derartigen Bodenmanipulationsexperimenten wurde in Kap. 4.2.1 eingegangen.

Grundlegende Idee des Experiments war es, Bodenkerne entlang des alpinen Höhengradienten nach unten zu transportieren und an einem neuen Standort möglichst störungsfrei wieder einzupflanzen. Auf diese Weise wird der gleiche Effekt erzielt, wie wenn Klimastufen im Rahmen der globalen Erwärmung höher wandern. Ein Experiment mit verpflanzten Bodensäulen ist unvermeidlich mit mehr oder weniger starken Störungen des Substrats verbunden. Zudem kann der Einfluss grösserer Pflanzen nicht berücksichtigt werden.

In dieser Untersuchung wurden auf der Testfläche 'Jöri' mit dem Bohrrohr intakte Bodenkerne entnommen und am tiefer gelegenen Standort 'Vereina' mit entsprechend höherer Durchschnittstemperatur wieder eingepflanzt. Die Bodensäulen wurden mit einem feinmaschigen, weichen Kunststoffgeflecht (Vogelschutznetz) eingewickelt und zur Stabilisierung mit einem grobmaschigen (ca. 1 · 1 cm), stabilen Kunststoffnetz umgeben und passgenau in vorbereitete Löcher eingesetzt.

In Abb. 4.3 ist eine Bodensäule nach der zweijährigen Verpflanzung an Ort zu sehen. Deutlich erkennbar ist das stabile Kunststoffnetz, das den Zusammenhalt der Säule garantiert. Ebenso ist ersichtlich, dass sich die Säule auch nach der Verpflanzung in einem guten Zustand befindet. Die verpflanzte Säule stand somit in direktem Kontakt mit dem Boden am neuen Standort und wies einen für den neuen Standort spezifischen Wasserhaushalt auf.

Die Verpflanzung der Säulen erfolgte vom Standort 'Jöri' zum Standort 'Vereina'. Der

Höhenunterschied beträgt 630 m (vgl. Tab. 3.1, S.44). Als Methodentest wurden zusätzliche Kerne an Ort, d. h. am Standort 'Jöri', neben der Entnahmestelle wieder in den Boden eingesetzt. Die Verpflanzung erfolgte in den Jahren 1997 und 1998.



Abb. 4.3: Bild der verwendeten Entnahmewerkzeuge (Bohrrohr mit Aufsatz, Plastikhüllen und Hammer) und Beispiel einer Säule nach der zweijährigen Verpflanzung an Ort (rechts).

Die erste optische Beurteilung der Säulen nach dem ersten Jahr der Verpflanzung ergab, dass sie gut am neuen Standorten eingewachsen waren. Das Auffinden derselben war nur noch auf Grund der präzisen Einmessung möglich. Bei den an Ort verpflanzten Säulen wies die Vegetation auf den Säulen keine Unterschiede zu den daneben liegenden Flächen auf. Ebenso waren die Säulen nicht in den Boden eingesunken und wiesen somit keine interne Erosion auf.

Nach zwei Jahren wurden die Säulen des Methodentests am Standort 'Jöri' wieder geborgen. Das Wurzelgeflecht hatte sich v. a. in den obersten Bodenbereichen gut ausgebildet und war in die angrenzenden Bodenschichten eingewachsen. Die an den tieferen Standort 'Vereina' verpflanzten Säulen wurden im Feldsommer 2000 geborgen. Bei ihnen war die Vegetationsdecke stark gelichtet. Davon abgesehen, waren auch diese Säulen intakt und die Wurzeln waren in den umliegenden Boden eingewachsen.

Resultate und eine kritische Betrachtung des Translokationsexperimentes finden sich in Kap. 5.7 (S. 155).

4.3 Bodenphysikalische Parameter

4.3.1 Korngrößen

Die Korngrößenanalysen erfolgten für den Bereich $2000\ \mu\text{m}$ - $32\ \mu\text{m}$ nach Dispergierung mit H_2O_2 mittels nasser Siebung und einem Satz von 7 Sieben. Die Untersuchung der Korngrößen $<32\ \mu\text{m}$ erfolgte nach einer erneuten Dispergierung mit Ultraschall durch einen Röntgensedimeter (Sedigraph 5100, Micromeritics). Eine genaue Beschrei-

bung der Prozedur findet sich in Fitze & Kägi (1999).

Die Lagerungsdichte wurde berechnet nach:

$$\text{Lagerungsdichte (g/cm}^3\text{)} = \text{Trockengewicht (g)} / \text{Volumen (cm}^3\text{)}$$

4.3.2 Messung der Bodentemperatur

Die Bodentemperatur wurden mit Mini-Dataloggern gemessen. Eine genaue Beschreibung des verwendeten Produktes findet sich in Hoelzle et al. (1999).

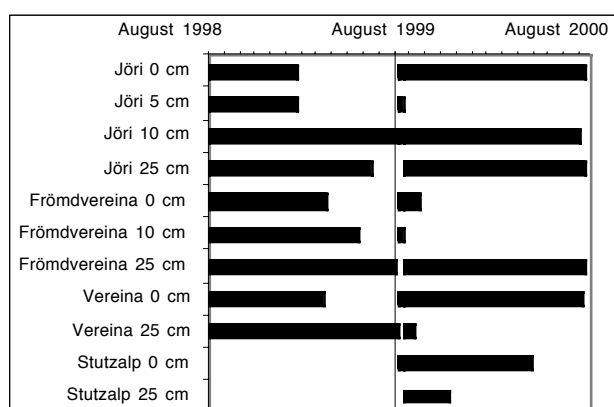


Abb. 4.4: Zeitraum der Messung der Bodentemperatur an verschiedenen Standorten im Untersuchungsgebiet.

0 cm: Messung direkt unter der Bodenoberfläche, abgeschirmt von direkter Strahlung.

Die Messungen der Bodentemperatur wurden im Sommer 1998 begonnen, um in einem ersten Schritt sinnvolle Profiltiefen für Temperaturbestimmungen zu ermitteln. Für die zweite Periode wurden die Messungen auch am tiefer gelegenen Standort 'Stutzalp' durchgeführt. Bei der 'Stutzalp' wurden keine Logger eingesetzt. Auf Grund der hohen Ausfallquote der Logger unter der winterlichen Schneedecke stehen selten ganze Jahresdatensätze zur Verfügung und die Auswertung gestaltete sich entsprechend schwierig (vgl. Kap. 5.1, S. 69). Auf eine eingehende statistische Auswertung der Temperaturdaten wird deshalb verzichtet. Die effektiven Messperioden sind in Abb. 4.4 dargestellt.

4.3.3 Messung der Bodenfeuchte

Bei der Festlegung der Untersuchungsflächen wurden an den Standorten 'Jöri', 'Frömdvereina' und 'Vereina' Saugspannungsmessungen mit Tensiometern durchgeführt. Durch die Verwendung von Tensiometern ohne automatische Datenaufzeichnung konnten die Messungen nur über eine kurze Periode und in unregelmässigen Zeitabständen vorgenommen werden.

Alle Standorte reagierten im Oberbodenbereich sehr ähnlich auf Austrocknung und Niederschläge. Im Unterboden blieb die Saugspannung am Standort 'Vereina' tiefer als an den beiden anderen Standorten, was auf eine erhöhte Wassersättigung schliessen lässt. Aus einzelnen vorgenommenen Messungen lassen sich nur einige Anhaltspunkte zum Wasserhaushalt der Standorte herleiten. Systematische Vergleiche sind nicht möglich. Deshalb wird auf eine weitere Auswertung der Resultate verzichtet.

4.4 Bodenchemische Parameter

Von der Feinerde der nassgesiebten Proben (Kap. 4.1.3, S. 47) wurden mit einem Probenteiler repräsentative Teilproben entnommen und mittels einer Achat-Kugelmühle gemahlen.

4.4.1 CHN-Analyse und pH-Messungen

CHN-Analyse: Die Messung erfolgte an der gemahlene Feinerde. Die Analyse der totalen CHN-Gehalte erfolgte in einem Total-Analysator (Elementar Vario EL, elementar Analysensysteme GmbH, 63452 Hanau, Germany) am Organisch-Chemischen Institut der Universität Zürich. Nach einer Modifizierung des Messverfahrens wurde auch S bestimmt. Die organischen C-Gehalte wurden in einigen Fällen zusätzlich nach Walkley/Black (1934) mittels nasser Oxidation bestimmt. Verwendete Methoden sind in Fitze & Kägi (1999) beschrieben. Auf eine Umrechnung auf den Humusgehalt wurde meist verzichtet, weil sich daraus keine weiteren Erkenntnisse ergeben. Die Qualität der Analysen wurde durch Doppelbestimmungen und Standardproben garantiert. Bei einigen Probenreihen wurden Korrekturfaktoren zur Angleichung der Resultate an langfristige Durchschnittswerte verwendet.

Die pH-Analysen erfolgten nach der Methode von Fitze & Kägi (1999) an ungemahlenem Probenmaterial in 0.1 M CaCl_2 -Lösung mittels einer ionensensitiven Elektrode. Die pH-Messungen wurden vor der nassen Skelettabtrennung durchgeführt.

4.4.2 Chemische Fraktionierung der organischen Substanz

Die chemische Fraktionierung der organischen Substanz in Böden gestaltet sich extrem zeitaufwändig. Deshalb wurden von den verschiedenen Untersuchungsflächen (vgl. Tab. 3.1, S. 44) Mischproben erstellt, die mit wenigen Analysen eine Aussage über die durchschnittlichen Verhältnisse auf einer bestimmten Höhenstufe ermöglichten. Für die Mischproben wurden Säulen mit ausreichender Profiltiefe und durchschnittlichen Skelett- und Wurzelgehalten ausgewählt. Eine Zusammenstellung der verwendeten Säulen

findet sich in Tab. 4.2. Die Fraktionierung der organischen Substanz erfolgte somit an Proben, die vorgängig einer nassen Skelettabtrennung unterzogen wurden. Vor der Fraktionierung wurde aus den Proben alles optisch erkennbare Pflanzen- und Wurzelmaterial entfernt. Auf Grund des Verzichts auf eine vorausgehende Dichtefraktionierung zur Abtrennung von Pflanzenmaterial kann nicht ausgeschlossen werden, dass geringe Anteile von unzersetztem Pflanzenmaterial in den Proben verblieb.

Tab. 4.2: Zusammenstellung der verwendeten Säulen für die Mischproben zur Fraktionierung der organischen Substanz.

Fläche / Probe	Einbezogene Säulen
Jöri A	J10, J21, J31, J41
Jöri B	J101, J102, J116, J119
Frömdvereina A	F9, F15, F17, F20
Vereina	V2, V6, V8, V10
Stutzegg	SE1, SE2, SE9
Stutzalp	SA1, SA2, SA9

Zur chemischen Fraktionierung der organischen Substanz gibt es eine Vielzahl möglicher Methoden. Grundsätzlich ist es wegen der heterogenen Zusammensetzung der Huminstoffe unmöglich, eine Unterteilung nach strukturellen Gesichtspunkten vorzunehmen. Trotz der bekannten Unzulänglichkeiten der Auftrennung auf der Basis der Lauge- bzw. Säurelöslichkeit wird daher die Unterteilung in Fulvosäuren (FS), Huminsäuren (HS) und Humine (H) aus praktischen Gründen beibehalten (Schachtschabel et al., 1992). Dies ist sicher auch darauf zurückzuführen, dass gemäss Stevenson (1994) keine der heute bekannten Fraktionierungsmethoden allen Ansprüchen genügen kann. Das verwendete Fraktionierungsschema ist in Abb. 4.5 dargestellt.

Die Analysen erfolgten gemäss der internen Laboranleitung des 'Laboratoire d'écologie végétale et de phytosociologie, Neuchâtel' (Gobat, 1994). Jedoch wurden die in den jeweiligen Schritten extrahierten C- und N-Mengen nicht anhand der flüssigen Fraktion mittels TOC-Analyse (Total Organic Carbon) bestimmt, sondern der feste Satz wurde mittels CHN-Total-Analysator untersucht.

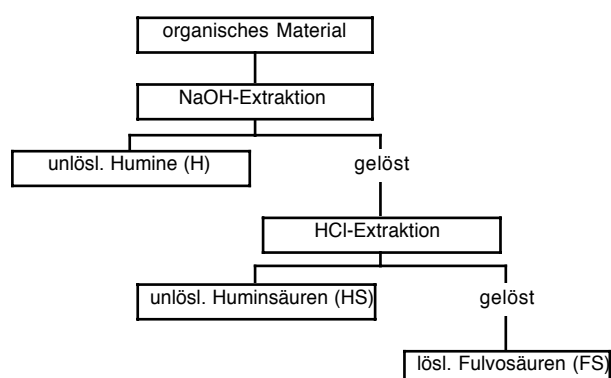


Abb. 4.5: Schema der chemischen Fraktionierung von organischer Substanz in Böden.

Eine untersuchte Probe setzt sich aus anorganischen und organischen Bestandteilen zusammen. Die anorganischen Bestandteile des Bodens verbleiben nach dem ersten Fraktionierungsschritt (NaOH) bei den festen Bestandteilen des Bodensatzes, während Bestandteile in Lösung praktisch ausschliesslich organischer Natur sind. Auswertungen werden deshalb ausschliesslich auf den C_{org} -Gehalt der Probe und nicht auf deren Gesamtgewicht bezogen.

Der extrahierbare Anteil wird berechnet: $((C_{\text{FS}} + C_{\text{HS}}) / C_{\text{total}}) \cdot 100$ (Fierz et al., 1995) und entspricht somit dem C-Anteil, der bei der NaOH-Fraktionierung in Lösung geht.

Im Rahmen eines Tests wurde bei einem Durchgang die jeweilige feste Fraktion mittels Totalanalyse und die flüssige Fraktion mittels TOC-Analyse (Shimadzu TOC-5'000) durchgeführt. Diese Analysen übernahm freundlicherweise J.-P. Dubois (IATE-Pédologie, EPFL Lausanne). Durch die zwei unterschiedlichen Analysepfade wurden zwei, von den gemessenen Konzentrationen unabhängige Berechnungswege der fraktionierten Gehalte ermöglicht.

Dabei sollten sich die gemessenen Gehalte in den beiden Fraktionierungsdurchgängen (NaOH und HCl) jeweils nach der Formel: $C_{\text{tot}} = C_{\text{fest}} + C_{\text{flüssig}}$ ergänzen. Der Vergleich der beiden Methoden ergab, dass bei der Messung der festen Bestandteile (Humine) tiefere C-Gehalte in diesen resultieren, als wenn sie auf Grund der Analyse der Gehalte der überstehenden Flüssigkeit berechnet werden. Zudem traten bei der TOC-Analyse Probleme auf, weil sich in den flüssigen Proben nach längerem Stehenlassen erneut ein Bodensatz bildete, welcher, um eine Beschädigung des Analysegerätes zu vermeiden, nicht oder nur teilweise zur Analyse kam. Eine sekundäre Ausflockung von organischem Material ist möglicherweise mit einer Komplexbildung des in den Proben enthaltenen Eisens erklärbar (mündl. Mitteilung J.-P. Dubois). Somit wurde im Testlauf nur eine unvollständige Fraktionierung erreicht. In den Proben bildete sich erneut ein fester Satz, der eigentlich zur festen Fraktion gehört hätte, aber weder in die Analyse der festen noch der flüssigen Fraktion einging und jeweils als Fehler der nicht-bestimmten Fraktion zugeordnet wurde.

Bei einer Nachanalyse wurde darauf geachtet, dass die flüssige Fraktion nach mindestens einem Tag erneut einer Bodensatzabtrennung mittels Zentrifugierung unterzogen wurde. Durch dieses Vorgehen konnte eine Angleichung der Resultate der beiden Analysemethoden erreicht werden. Diese erweiterte Analyseprozedur wurde bei der Fraktionierung der weiteren Proben standardmässig durchgeführt. Auf eine weitere TOC-Bestimmung wurde verzichtet. Die Qualität der Analysen wurde durch mehrere Doppelbestimmungen garantiert.

Durch diesen Vortest wurden wichtige Unsicherheiten bei der Fraktionierung der organischen Substanz aufgedeckt. Bei bestimmtem Probenmaterial scheint es zu einer sekundären Ausfällung fester Bestandteile aus der Lösung zu kommen. In Zukunft ist darum darauf zu achten, dass die Dauer der Aufbereitung (eventuelle Pausen) einen

Einfluss auf die Resultate haben kann. Zudem scheint es wichtig, dass Ergebnisse auf Grund eines Analysepfads (fest oder flüssig) durch jeweilige Gegenmessungen ergänzt werden.

4.5 Messung der Produktivität in Ökosystemen

Unter Netto-Primärproduktion (NPP) wird die insgesamt durch Pflanzen festgelegte chemische Energie (Brutto-Primärproduktion, BPP) abzüglich des von der Pflanze selbst veratmeten Teils verstanden (Runge, 1973). Dabei muss klar unterschieden werden zwischen der jährlichen Produktion und der Phytomasse, die auch stehendes, totes Pflanzenmaterial umfasst. Für die Messung der oberirdischen und unterirdischen Produktion resp. Phytomasse werden grundlegend verschiedene Methoden verwendet, auf die in Kap. 4.5.1 und in Kap. 4.5.2 eingegangen wird. Aus der jährlichen Produktion und den C- und N-Gehalten der jeweiligen Pflanzenteile kann der jährliche Element-Input in das Ökosystem berechnet werden.

Ein weiterer Input-Pfad von Elementen in das System Boden erfolgt über Wurzelabscheidungen (Exudate). In der vorliegenden Arbeit wurden diesbezüglich keine Messungen unternommen und eine Abschätzung dieser Grösse erfolgt über entsprechende Literaturangaben (Kleber, 1997; Kuzyakov & Domanski, 2000).

4.5.1 Oberirdische Produktion und Phytomasse

Die oberirdische Phytomasse und die Produktion wurde in dieser Arbeit mittels zweier Methoden bestimmt: Einerseits wurde an der Oberfläche der entnommenen Bodensäulen mit bekanntem Querschnitt die Vegetation geerntet (Phytomasse). Andererseits wurde Pflanzenmaterial auf Testfeldern geerntet und so die Phytomasse und die Produktion bestimmt.

Bei den entnommenen Bodensäulen gestaltete sich die genaue Abtrennung der Vegetation schwierig, denn der Übergang von lebendem Pflanzenmaterial über stehende, tote Pflanzenteile ('standing dead') zur Streu stellt ein Kontinuum dar. Alle Mengenangaben auf Grund der Bodensäulen stellen somit einen Mischwert von lebendem Pflanzenmaterial, stehendem totem Material und teilweise auch Streu dar. Resultierende Messwerte beziehen sich auf die Phytomasse der jeweiligen Standorte.

Bei der zweiten Methode wurde in einer weiteren Messperiode (1999) die Vegetation auf Testfeldern abgeerntet. Diese Methode wurde zur Produktivitätsabschätzung von Grasland in verschiedenen Arbeiten verwendet (Perkins et al., 1978; Owensby et al., 1995; Becker, 1997; Gundelwein, 1998). Dabei wurde möglichst kurz nach der Schneeschmelze das stehende, tote Pflanzenmaterial auf Flächen von $1/4 \text{ m}^2$ mittels einer Gartenschere

abgeschnitten. Am Ende der Vegetationsperiode wurde mit einer erneuten Ernte auf den gleichen Flächen die Produktion bestimmt. Die Messung an einem Standort basiert jeweils auf vier derartigen Flächen. Zusätzlich wurde direkt angrenzend an die Testfelder ein $1/4 \text{ m}^2$ -Feld abgeerntet, um die totale oberirdische Phytomasse zu bestimmen. Die auf diesen Testfeldern gemessene Phytomasse ist somit vergleichbar mit der Phytomasse gemäss den Bodensäulen. Alle Proben wurden luftdicht verpackt und innerhalb eines Tages im Labor getrocknet (105°C). Alle vorliegenden Resultate basieren folglich auf Trockengewichten und beinhalten den mineralischen Ascheanteil.

Obwohl in alpinen Rasen selten eine ausgebildete Streuschicht vorliegt, war die Grenzziehung zwischen stehendem Gras vom letzten Sommer ('standing dead') und älterer Streu in einigen Fällen problematisch. Es wurde versucht, eine eventuell vorhandene Streuschicht sowie Moos- oder Flechtenpolster einheitlich zu behandeln, um nach der Vegetationsperiode bei einer zweiten Ernte genaue Zuwachsmengen ermitteln zu können. Die Schnitthöhe wurde dabei 1 - 2 cm über die Bodenoberfläche gelegt. Die Mooschicht gelangt dabei nicht in die Produktionsmessung. Die Auswertung wird dadurch erleichtert, da es bei Moosen generell schwierig ist, eine genau Untergrenze festzulegen.

Bei dieser Methode werden die Standorte zu Beginn der Vegetationsperiode bestimmt. Dabei können die Standorte nicht so festgelegt werden, dass die gesamte Spanne der möglichen Produktivität eines Standorts erfasst wird. Wie in Kap. 5.2 (S. 77) erläutert wird, liegt in unmittelbarer Nachbarschaft zu den Testfeldern eventuell eine wesentlich höhere (oder tiefere) Produktion vor. Weiter ergeben sich durch das Abschneiden des toten Pflanzenmaterials zu Beginn der Vegetationsperiode Störungen der wachsenden Pflanzen und möglicherweise wird auch der Nährstoffkreislauf durch das fehlende tote Material beeinflusst. Eine optische Beurteilung der Testfelder während der Vegetationsperiode und vor dem zweiten Abernten hat ergeben, dass sich die Vegetation leicht verzögert entwickelt, aber am Ende der Vegetationsperiode kein Einfluss auf das Pflanzenwachstum festgestellt werden kann.

Weil im Herbst mit plötzlichen Schneefällen gerechnet werden muss, wurden die Testfelder vor Ende der Vegetationsperiode abgeerntet (vgl. Tab. 5.1, S. 73). An einem Standort wurde untersucht, wie sich die Vegetation in den zwei Wochen zwischen Abernten und Schneefall weiterentwickelt. Es wurde eine sehr geringe Produktion gemessen (vgl. 5.2.2). Dies ist ein weiterer Hinweis auf das Wachstumsverhalten alpiner Rasenpflanzen: Nach der Schneeschmelze erfolgt eine sehr schnelle Entwicklung und die maximale Phytomasse wird Mitte August erreicht. Anschliessend wird die Produktion praktisch eingestellt.

Auf eine Trennung der oberirdischen lebenden von den oberirdischen toten Pflanzenteilen wurde verzichtet, denn diese ist mit Schwierigkeiten verbunden, weil z. B. die Blät-

ter der Krummsegge im Lauf der Vegetationsperiode von der Spitze her absterben (Thron, 1996).

Auf Grund der gemessenen jährlichen Produktionsraten an den verschiedenen Standorten und durchschnittlicher C- und N-Gehalte des Pflanzenmaterials lässt sich der jährliche Element-Input in das System berechnen.

4.5.2 Unterirdische Produktion

In der Literatur sind verschiedene Angaben zum Vorgehen bei der Probenahme sowie zur Messung der Wurzelgehalte und der Abschätzung der Wurzeldynamik zu finden. Eine Zusammenstellung von möglichen Methoden zur Messung von Wurzelbiomasse und -produktion bieten Vogt et al. (1998). Für Waldstandorte ist in Nadelhoffer & Raich (1992) eine umfassende Zusammenstellung der Wurzelproduktion in verschiedenen Ökosystemen und mit verschiedenen Messmethoden zu finden. Für die vorliegende Arbeit wurde eine möglichst einfache und häufig verwendete Vorgehensweise in Anlehnung an die sequenzielle Entnahme von Bohrkernen (Vogt et al., 1998) gewählt. Diese wird auch von weiteren Autoren empfohlen (ORNL, 2001). Zur Zeit werden auch Radiokarbonmethoden zur Ermittlung des Wurzel-Inputs getestet (Gaudinski et al., 2001).

Die unterirdische Phytomasse wurde durch Auswaschen der Wurzeln aus Bodenkernen ermittelt. Auf eine Separierung lebender und toter Wurzeln wurde infolge methodischer Probleme verzichtet, aber die Wurzeln wurden in die Grössenfraktionen grobe (GW) und feine Wurzeln (FW) eingeteilt. Für die Bestimmung der saisonalen Veränderung der Wurzelgehalte wurden mit einem Hohlmeissel auf Flächen von jeweils ca. 100 m² Mischproben zu 25 Einstichen entnommen. Die Abschätzung der unterirdischen Produktion basiert üblicherweise auf der Messung der Differenz zwischen maximalen und minimalen Wurzelgehalten (Vogt et al., 1998). Diese Methode dient nur zur Abschätzung der Produktion und unterschätzt den effektiven Energiefluss des Ökosystems (Rychnovska, 1993). Eine weitere Methode von Persson (1978) besteht darin, dass die Netto-Primärproduktion (NPP) als Summe der positiven Unterschiede der Phytomasse zwischen den einzelnen Beprobungsterminen festgelegt wird. Bei den untersuchten Standorten im Vereina-Tal wurde jeweils, bedingt durch den stark saisonalen Charakter der Vegetationsperiode, eine dominante Wachstumsperiode verzeichnet, wodurch nach beiden Methoden ähnliche Resultate erzielt werden.

4.5.3 C- und N-'Pool' des Bodens

Unter dem C-'Pool' versteht man die gespeicherte Elementmenge, wobei auf verschiedenen Fraktionen des Bodens sowie unterschiedliche Profiltiefen Bezug genommen werden

kann. Die Untersuchung von 'Pools' im Boden ist ein wichtiges Hilfsmittel, um Einflüsse der Alpnutzung oder einer globalen Klimaänderung auf den C-Haushalt der Böden zu verstehen.

Auf verwendete Umrechnungen wird im Folgenden am Beispiel des Kohlenstoffs eingegangen:

Das Gesamtgewicht (m_{total}) einer entnommenen Bodensäule setzt sich aus der Summe der Proben der einzelnen Tiefenintervalle zusammen:

$$m_{\text{total}}(\text{g}) = m_{(0-5\text{ cm})}(\text{g}) + m_{(5-10\text{ cm})}(\text{g}) + m_{(10-20\text{ cm})}(\text{g}) + m_{(20-30\text{ cm})}(\text{g}) + m_{(30-40\text{ cm})}(\text{g}) + m_{(40-50\text{ cm})}(\text{g})$$

Das Gewicht einer einzelnen Probe (z. B. 0 - 5 cm) setzt sich gemäss Tab. 4.1 (S. 48) zusammen aus:

$$m_{(\text{Probe})} = m_{(\text{Skelett})} + m_{(\text{Feinerde})} + m_{(\text{Grobwurzeln})} + m_{(\text{Feinwurzeln})}$$

Dabei wird der Aufbereitungsverlust vernachlässigt.

Der C-'Pool' einer Fraktion, z. B. der Feinerde einer Bodenprobe, wird berechnet gemäss:

$$C_{(\text{Feinerde})}(\text{g}) = \text{Feinerdefraktion}(\text{g}) \cdot \text{Konzentration}(\%) / 100$$

Die total gespeicherte Kohlenstoffmenge einer Probe ist folglich:

$$C_{\text{Probe}}(\text{g}) = C_{\text{Feinerde}}(\text{g}) + C_{\text{Grobwurzeln}}(\text{g}) + C_{\text{Feinwurzeln}}(\text{g})$$

Der totale C-Gehalt einer Bodensäule resultiert somit aus der Summe der verschiedenen Tiefenintervalle:

$$C_{\text{Säule total}}(\text{g}) = C_{(0-5\text{ cm})}(\text{g}) + C_{(5-10\text{ cm})}(\text{g}) + C_{(10-20\text{ cm})}(\text{g}) + C_{(20-30\text{ cm})}(\text{g}) \text{ etc.}$$

Der Skelettgehalt und die Bodendichte gehen indirekt in diese Berechnung ein, weil ein hoher Skelettanteil oder eine geringe Bodendichte einen entsprechend tieferen Feinerdeanteil der Einzelproben ergeben.

Auf Grund des bekannten Rohrradius (r) erfolgt die Berechnung der gespeicherten Elementmengen pro m^2 :

$$C_{\text{total}}(\text{g}/\text{m}^2) = \{C_{\text{Säule total}}(\text{g}) / (\pi \cdot r^2(\text{cm}^2))\} \cdot 10'000$$

Diese Menge bezieht sich auf die jeweilige gesamte Profiltiefe. In vielen Fällen wurde zudem die in den obersten 20 cm gespeicherte Elementmenge berechnet. Oft wird nur auf die gespeicherten Mengen in der Feinerdefraktion Bezug genommen.

4.6 Dekompositionsmessung

Für die Messung der Abbauraten wurde die klassische Streubeutelmethode verwendet. Dabei wird künstliche (Zellulose) oder natürliche organische Substanz in abgeschlossenen, feinen Netzen (sog. Beutel) auf dem oder im Boden deponiert. Für die vorliegende Arbeit wurden Polyester-Beutel (monofilament Polyester 43T; entspricht 43

Fäden pro cm oder ungefähr 130 µm Maschenweite). mit standortspezifischem Pflanzenmaterial (*Nardus stricta*-Sprossmaterial sowie gemischtem, standortspezifischem Wurzelmaterial) bestückt. Dieses Pflanzenmaterial weist auch im getrockneten Zustand eine gewisse Elastizität auf, wodurch das Risiko von zerbröckelndem und herausfallendem Pflanzenmaterial verringert wird. In einen Beutel (3 • 3 cm) wurde jeweils ca. 0.25 g Pflanzenmaterial abgefüllt, das zuvor bei 105 °C getrocknet wurde. An einem Standort wurde jeweils ein Set von fünf aneinander hängenden Beuteln direkt unter die Bodenoberfläche eingesetzt, um standortspezifische Abbaumengen mitteln zu können. Die Beutel blieben von August 1999 bis August 2000 vergraben. Bei der Einwaage ergaben sich Probleme durch das hygroskopische Verhalten des Probenmaterials.

Bei der Streueinwaage wurden Überlegungen zur Wasseraufnahme der Streu angestellt (Abb. 4.6).

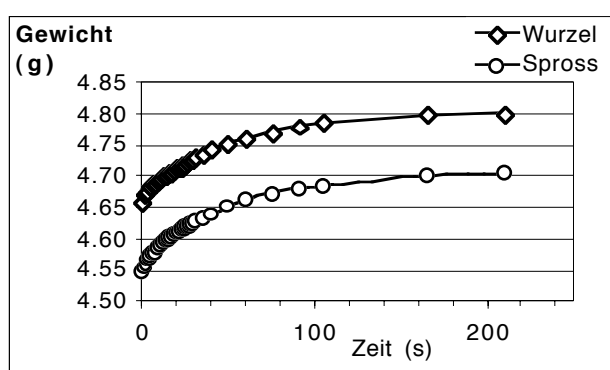


Abb. 4.6: Gewichtszunahme von Wurzel- und Sprossmaterial durch Wasseraufnahme nach der Trocknung bei 105 °C.

Messresultate von je einer Probe.

Um vergleichbare Resultate zu erhalten, auch wenn die Auswaage der Proben direkt aus dem Trockenschrank nicht möglich ist, wurde eine Standardisierung des zeitlichen Wägebelaufes angestrebt. Daraus resultierend wurden alle Proben erst nach zweistündiger Auskühlung bei Zimmertemperatur gewogen.

Das verwendete Pflanzenmaterial wurde gut durchmischt, damit dessen Ausgangsqualität mit C/N-Analysen adäquat beschrieben werden kann. Resultate der Dekompositionsmessungen sind Gewichtsverlust und Veränderung der Streuqualität über einen bestimmten Zeitraum für die verschiedenen Standorte. Ungenauigkeiten dieser Methode ergeben sich, weil Material aus den Beuteln herausfallen oder ausgewaschen werden kann, aber auch durch möglichen Stoffeintrag (Einwachsen von Wurzeln, Mineralerde, organisches Material, Pilze, Tiere).

Bei der Einwaage wurde der Einwaageverlust festgehalten. Vor allem bei den feinen Wurzelproben bestand die Befürchtung, dass Probenbestandteile durch das Netz hindurchfallen könnten. Bei Probenmengen von ca. 0.2 g wurden Verluste von 0.001 - 0.005 g gemessen.

Zur Überprüfung der methodisch bedingten Ungenauigkeiten wurde jeweils eine Serie Spross- und Wurzelproben in die Dekompositionsbeutel eingewogen, im Labor aufbewahrt und nach einem Jahr zusammen mit den Proben aus dem Feld ausgewogen. Dabei zeigte sich, dass beim Sprossmaterial mit sehr geringen methodenbedingten Verlusten von 0.05 % gerechnet werden muss. Zu diesen Verlusten müssten noch die nicht bestimmbaren Ungenauigkeiten des Vergrabens der Beutel im Feld (Einwachsen von Wurzeln, Verunreinigung des Dekompositionsmaterials) gerechnet werden. Eingewachsene Wurzeln lassen sich von Auge gut vom Sprossmaterial unterscheiden und von der Probe entfernen. Ebenso lassen sich anhaftende Erdkrumen entfernen, wodurch der Einfluss dieser beiden Faktoren als gering eingeschätzt werden kann.

Infolge der fragileren Beschaffenheit war das Wurzelmaterial wesentlich anfälliger auf Auswäageungenauigkeiten (0.83 %). Ebenso gestaltet sich die Entfernung eingewachsener Wurzeln oder anhaftender Erdkrumen wesentlich schwieriger. Folglich wird die Genauigkeit der Dekompositionsmessungen die auf Wurzelmaterial basieren, als wesentlich störungsanfälliger eingestuft.

Von den 23 eingesetzten Streubeuteln konnten drei nicht mehr aufgefunden werden.

Das am häufigsten verwendete Dekompositionsmodell geht zurück auf Jenny et al. (1949) und basiert auf einem ein-'pooligen', exponentiellen Abbau. Es wird durch folgende Formel beschrieben:

$$m_{(t)} = m_0 \cdot e^{-k \cdot t}$$

m_0 = Ausgangsgewicht der Streu, $m_{(t)}$ = Streugewicht nach der Zeit t und k = Dekompositionrate.

In der vorliegenden Arbeit kann auf Grund der bestimmten Ausgangsgewichte und des Gewichtsverlustes für jede Probe 'k' berechnet werden gemäss:

$$k = \frac{\ln(m_0) - \ln(m_t)}{t}$$

wobei infolge der Dauer des Dekompositionsexperimentes von einem Jahr $t = 1$ gesetzt wird.

Dieses Modell wurde in diversen Untersuchungen der Dekomposition von verschiedenen Streutypen unter unterschiedlichen Umweltbedingungen angewandt. Die Limitierungen dieses einfachen Modells beschreibt Perruchoud (1996). Es wurde trotzdem gewählt, weil die Differenzen zwischen verschiedenen Modellen gegenüber den Unsicherheiten durch die relativ geringe Probenzahl zurücktreten. Die grössten Unsicherheiten liegen zweifelsfrei in der Beschränkung des Dekompositionsexperimentes auf ein Jahr. Zu Beginn eines Dekompositionsexperimentes kann es überdies zu Materialverlusten durch Auswaschung ('leaching') kommen (Eisenbeiss et al., 1996), wodurch bei einem kurzfristigen Experiment der Abbau tendenziell überschätzt wird.

Zur Untersuchung der C- und N-Gehalte wurde das Pflanzenmaterial bei 105 °C getrock-

net, mit einer Achatkugelmühle gemahlen und mittels C/N-Analyzer (vgl. Kap. 4.4, S. 58) die entsprechenden Gehalte bestimmt. Bei den Dekompositionsbeutel, die aus fünf Einzelproben zusammengesetzt waren, wurden diese Teilproben zur Untersuchung der Qualitätsveränderung zu einer Probe gemischt.

4.7 Statistische Methoden

Korrelationsmasse dienen der Beschreibung der Beziehung zweier beobachteter Variablen. Sie geben die Stärke der Assoziation und – im Falle der Korrelation nach Spearman – auch die Richtung (d. h. positiv oder negativ) des Einflusses an. Bei der Korrelation nach Spearman wird der Koeffizient auf Grund der Rangfolge und nicht auf Grund der Werte berechnet, wodurch keine Normalverteilung vorausgesetzt werden muss und ein stabileres Verhalten gegenüber Ausreissern resultiert. Schranken für den Test sind Sachs (1993) entnommen. Die Signifikanz wird mit folgenden Signaturen bezeichnet:

* = 5 %-Niveau; ** = 1 %-Niveau.

Paarweise Vergleiche innerhalb mehrerer Stichproben wurden mit dem beidseitigen Mann-Whitney-Test berechnet.

Der Variationskoeffizient wurde berechnet als Standardabweichung dividiert durch das arithmetische Mittel. D. h. die Standardabweichung wird ausgedrückt in Mittelwertseinheiten. Dies bedeutet, dass man die Grösse der Standardabweichung (also der Streuung des Datensatzes) auf den Mittelwert bezieht; somit bedeutet ein Wert von 0.15, dass die Grössenordnung der Streuung 15 % des Mittelwerts ausmacht. Der Variationskoeffizient ist eine reine Masszahl ohne Einheit und damit gut geeignet, die Streuung verschiedener Datensätze zu vergleichen.

Der Determinationskoeffizient R^2 , auch als Bestimmtheitsmass bezeichnet, ist ein Mass für die Güte der Anpassung eines Regressionsmodells an die Daten. Er misst den Anteil der Gesamtvariation der Zielvariablen, der durch die Kovariate(n) beschrieben werden kann.

Alle statistischen Auswertungen wurden mit dem Programm DataDesk, Version 4.0 (Data Description Inc. Ithaca, New York) durchgeführt.

Bei statistischen Auswertungen wird oft von Ausreissern gesprochen. Darunter versteht man Werte, die mit grosser Wahrscheinlichkeit nicht der untersuchten Grundgesamtheit angehören. Das Verwerfen von Ausreissern erleichtert oft die Auswertung der Daten, darf jedoch ausschliesslich nach objektiven Kriterien erfolgen. Nach Sachs (1993) darf bei Vorliegen von mindestens 10 Einzelwerten ein Einzelwert verworfen werden, wenn er ausserhalb des Bereichs $\bar{x} \pm 4 \text{ Stabw.}$ liegt, wobei man Mittelwert und Standardabweichung (Stabw) ohne den ausreisserverdächtigen Wert berechnet. Diese Spanne umfasst 99,99 % aller Werte der untersuchten Gruppe.

5 Resultate

In diesem Kapitel erfolgt die Darstellung und Auswertung der Resultate verschiedener Teilbereiche der vorliegenden Arbeit. Eine zusammenfassende Synthese sowie der eingehende Vergleich mit Literaturwerten erfolgt in Kap. 6 (S. 173).

5.1 Bodentemperaturen an den verschiedenen Standorten

Bodentemperaturen in verschiedenen Profiltiefen stellen einen wichtigen Parameter von Ökosystemen dar. Sowohl Produktion als auch Dekomposition von organischer Materie werden von der Temperatur beeinflusst. Zudem hat sich gezeigt, dass durch die Messung der Bodentemperatur auch die Länge der Vegetationsperiode als weitere wichtige ökosystemare Einflussgrösse präzise bestimmt werden kann. Die Temperaturmessungen haben somit eine zusätzliche Charakterisierung der einzelnen Untersuchungsstandorte zum Ziel. Methoden, Standorte und Zeitraum der Bodentemperaturmessungen sind in Kap. 4.3.2 (S. 57) aufgeführt.

5.1.1 Bodentemperaturen während schneefreien Perioden

Bei der Betrachtung des Temperaturverlaufs in verschiedenen Profiltiefen zeigen sich steile thermale Gradienten, wie sie gemäss Körner (1999, 225) häufig in alpinen Böden gefunden werden. An der Bodenoberfläche werden kurz nach der Mittagszeit jeweils die höchsten Temperaturen gemessen (Abb. 5.1), was auf die starke Einstrahlung zurückzuführen ist.

Die spärliche Vegetationsdecke der alpinen Rasen übt kaum eine nennenswerte Beschattung der Oberfläche aus. In der Nacht erfolgt eine starke Ausstrahlung und aus diesen beiden Tatsachen folgt eine sehr grosse tägliche Temperaturamplitude, die in Extremfällen 50 °C erreichen kann.

Schon in geringer Bodentiefe nimmt die Bandbreite der täglichen Temperaturschwankungen stark ab. Zudem gibt es eine Verschiebung der täglichen Temperaturmaxima, die z. B. am Standort 'Jöri' in 10 cm Tiefe mit ca. 5 Std. Verspätung auftreten. In einer Bodentiefe von 25 cm sind die täglichen Temperaturschwankungen nur noch schwach ausgeprägt. Es dauert oft mehrere Tage, bis diese Bodenbereiche auf veränderte Lufttemperaturen reagieren. Am Standort 'Vereina' ist in der Tiefe von 25 cm praktisch keine

Temperaturschwankung mehr festzustellen. Dies könnte auf eine erhöhte Wassersättigung des Bodens hinweisen. Kolb (1995) führt gemässigte Temperaturen im Unterboden auf die grössere Wassersättigung zurück. Die tägliche Amplitude der vorliegenden Daten zeigt jedoch kaum Veränderungen während der Sommermonate, obwohl der Standort bestimmt zeitweise nicht wassergesättigt war.

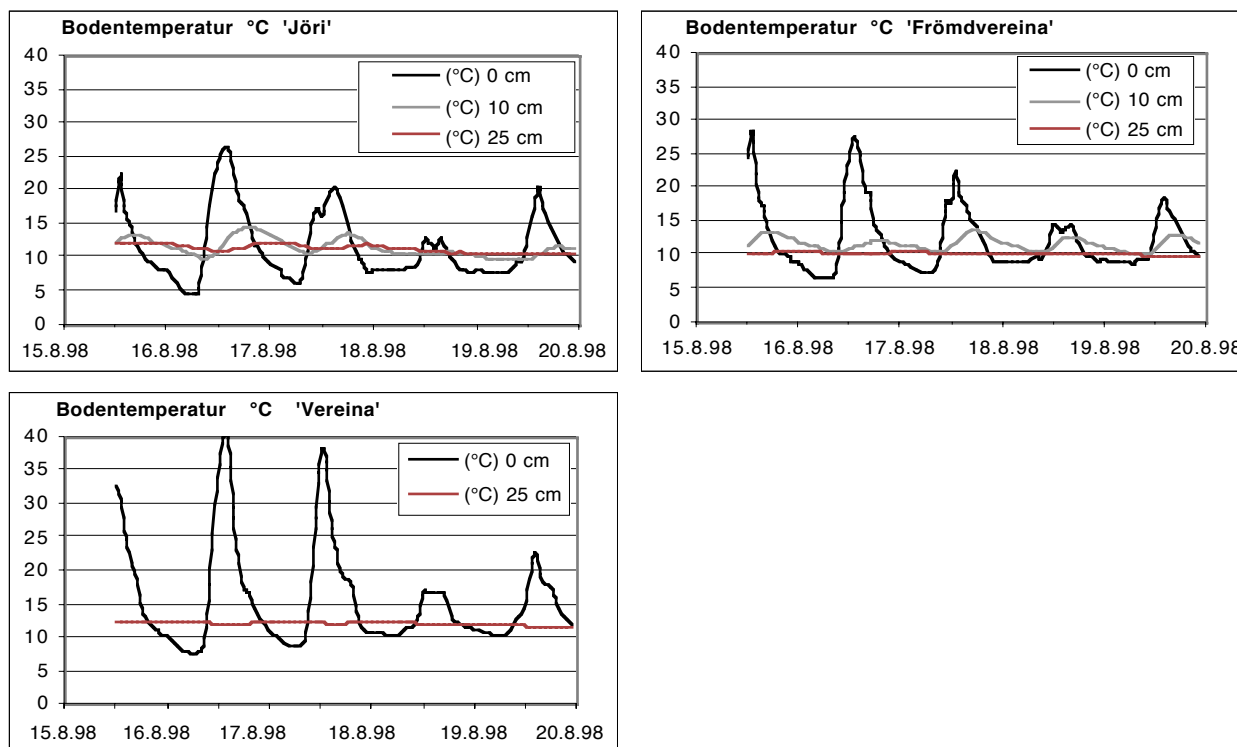


Abb. 5.1: Einfluss der Profiltiefe auf den Verlauf der Bodentemperaturen an den verschiedenen Untersuchungsstandorten.

Dargestellte Messperiode: 15.8.1998 - 20.8.1998.

'Jöri': 2'525 m ü. M., 'Frömdvereina': 2'240 m ü. M., 'Vereina': 1'895 m ü. M.

Die maximalen Tagestemperaturen weisen eine klare Höhenabhängigkeit auf. Am tiefsten Messstandort 'Vereina' werden Bodenoberflächentemperaturen von über 40 °C erreicht. Auch am höchsten Standort 'Jöri' liegen die maximalen Tagestemperaturen über 25 °C. Der Höheneinfluss dürfte durch topografische Faktoren (Windabschirmung) und Einfluss der Exposition überlagert werden.

5.1.2 Einfluss der Schneedecke auf die Bodentemperaturen

Durch die Temperaturmessungen an der Bodenoberfläche lässt sich sehr genau bestimmen, zu welchem Zeitpunkt die Untersuchungsflächen schneebedeckt waren. Die isolierende Wirkung der Schneedecke hat schon innerhalb weniger Messwerte (ca. 12 Std.) eine Temperaturkonstanz im Bereich von 0.8 °C zur Folge. Bleibt die Schneedecke länger bestehen, so erfolgt ein Absinken der Temperatur an der Bodenoberfläche auf

minimal -1°C . Sehr ähnliche Temperaturverhältnisse unter einer Schneedecke wurden von Schürmann et al. (2001) festgestellt. Analog zu Stöckli (2000) wurde der Ausaperungszeitpunkt bei minimal 5°C Temperaturschwankung an der Bodenoberfläche festgelegt. In Abb. 5.2 wird der Einfluss der Schneedecke für eine ausgewählte Messperiode aufgezeigt. Am Standort 'Jöri' führte eine Schneedecke vom 12.9.1998 bis 24.9.1998 zu einer vollständigen Abkoppelung der Bodentemperaturen von den Lufttemperaturen. Am Standort 'Frömdvereina' wurde diese Periode durch einen kurzen schneefreien Zeitraum unterbrochen (19.9. - 21.9.1998). Am tiefstgelegenen Standort 'Vereina' blieb der Schnee nur einen Tag liegen und anschliessend setzten die täglichen Temperaturschwankungen an der Bodenoberfläche wieder ein.

Die Angleichung der Unterbodentemperaturen an eine Schneedecke erfolgt deutlich, jedoch mit Verzögerung. Bei Ausfall der Bodenoberflächen-Temperaturmessungen wurde der Einschneizeitpunkt anhand der Unterbodentemperaturen bestimmt. In diesen Fällen ist mit einem Fehler der Bestimmung des Einschneizeitpunktes von ca. einem Tag zu rechnen. Da die Schneebedeckung an einem bestimmten Standort stark von der lokalen Topografie abhängt und starke Schwankungen zwischen verschiedenen Messjahren auftreten, ist die Auswirkung dieses Messfehlers klein.

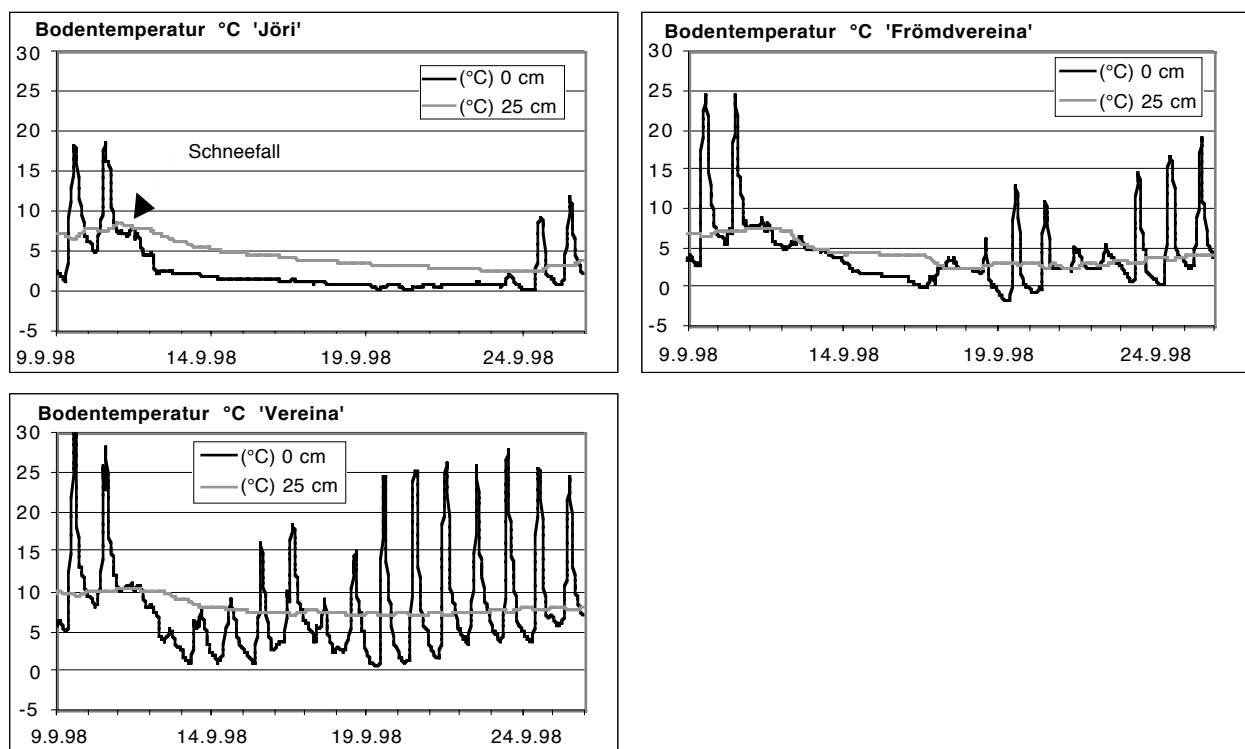


Abb. 5.2: Einfluss der Schneedecke auf die Temperatur an der Bodenoberfläche und in 25 cm Bodentiefe an verschiedenen Standorten.

Dargestellte Messperiode: 9.9.1998 - 26.9.1998.

'Jöri': 2'525 m ü. M., 'Frömdvereina': 2'240 m ü. M., 'Vereina': 1'895 m ü. M.

5.1.3 Bestimmung der Länge der Vegetationsperioden

Obwohl einzelne Perioden mit Schneebedeckung anhand der Bodentemperaturen klar bestimmt werden können, ist es nicht einfach, die Länge der Vegetationsperiode festzulegen. An hochalpinen Standorten ist praktisch jeden Monat mit Schnee zu rechnen, aber es kann nicht die gesamte schneefreie Zeit zur Vegetationsperiode gerechnet werden.

So wies z. B. der Standort 'Jöri' vom 11. Juli 2000 bis 20. Juli 2000 eine Schneebedeckung auf, nachdem der Standort zuvor schon über einen Monat schneefrei war. Nach der kurzen Schneeperiode setzte sich die Vegetationsperiode mit Bodenoberflächentemperaturen von maximal 30 °C bei Tagesmitteln von bis zu 13 °C fort. Diese Temperaturen liegen im Bereich der maximalen Temperaturen der Saison Ende Juni, als Tagesmittel von 17 °C erreicht wurden. Diese kurze Schneebedeckung führte somit kaum zu einem Abschluss der Vegetationsperiode.

Bei Schneefällen ab Oktober hingegen ergeben sich nur noch kurze Perioden ohne Schnee und die maximalen Bodenoberflächentemperaturen erreichen kaum mehr 5 °C. Es ist davon auszugehen, dass die alpinen Rasen, die ihre maximale oberirdische Phyto-masse bereits im August erreichen (vgl. Kap. 5.2.2, S. 81), auf späte, schneefreie Perioden nicht mit einer erneuten Produktion reagieren. Somit wird bei einem ersten Schneefall ab Mitte September das Ende der Vegetationsperiode festgelegt. Tage, die nicht zur Vegetationsperiode gehören, werden als Wintertage bezeichnet.

Dieses Vorgehen könnte an tiefer gelegenen Standorten, wo nach einem herbstlichen Schneefallereignis eher mit einer Wiederaufnahme der Produktion zu rechnen ist, zu einer Unterschätzung der Länge der Vegetationsperiode führen. Messungen der oberirdischen Produktion (Kap. 5.2, S. 77) haben aber gezeigt, dass auch hier gegen Ende der Vegetationsperiode nicht mehr mit einer relevanten oberirdischen Produktion gerechnet werden muss. Somit dürften die Unsicherheiten bei der Festlegung des Endes der Vegetationsperiode geringe Auswirkungen haben.

Auf Grund der Daten der Schneebedeckung (Tab. 5.1) werden zwei Winterperioden und eine Vegetationsperiode direkt bestimmt. Basierend auf der Formel:

$$\text{Vegetationsperiode} = 365 - \text{Wintertage}$$

werden die festgelegten Winterperioden auf zwei Vegetationsperioden umgerechnet und für die Berechnung der standortspezifischen Vegetationsperioden gemittelt. Die direkt bestimmte Länge der Vegetationsperiode im Sommer 1999 wurde nur indirekt in die Berechnung von zwei theoretischen Vegetationsperioden unter Verwendung der weiteren Einschnei- resp. Ausaperungsdaten einbezogen. Die Dauer der standortspezifischen Vegetationsperioden können, bedingt durch unterschiedliche Schneemengen

und Wetterverhältnisse, von Jahr zu Jahr stark schwanken. So resultieren z. B. am Standort 'Jöri' rechnerische Vegetationsperioden von 71 und 113 Tagen ($\bar{\varnothing}$ 92 Tage). Die effektiv bestimmte Vegetationsperiode 1999 betrug jedoch 85 Tage. Diese Werte liegen in der Grössenordnung der dreimonatigen Vegetationsperiode, die bei der Messstation Weissfluhjoch, einer ebenen Fläche auf 2'540 m ü. M., während der Messperiode 1951 - 1980 bestimmt wurden (Vetterli, 1982) und scheinen folglich in einer vernünftigen Grössenordnung zu liegen.

Die berechneten Vegetationsperioden an den Standorten stellen eine Annäherung an die tatsächlichen Verhältnisse dar. Auf Grund von Feldbeobachtungen kann jedoch angenommen werden, dass diese die reale Situation relativ gut widerspiegeln.

Tab. 5.1: Daten der Schneebedeckung an den verschiedenen Standorten auf Grund der Temperaturlogger-Daten und daraus abgeleitete Dauer der Vegetationsperioden.

Am Standort 'Stutzegg' wurden keine Bodentemperaturmessungen vorgenommen.

Abgeschätzt auf Grund der Messung in 25 cm Tiefe (Keine Oberflächentemperatur durch Loggerausfall). n.b.: nicht bestimmt.

Standort	1998 / 1999			1999 / 2000			Durchschn. Veg.-Periode (Tage)
	erster Schnee	definitiv ein- geschneit	schnee- frei ab	erster Schnee	definitiv ein- geschneit	schnee- frei ab	
'Jöri'	12.9.98	3.10.98	4.7.99	27.9.99	2.11.99	5.6.00	92
'Frömdvereina'	13.9.98	20.10.98	26.6.99	#4.10.99	#6.11.99	#6.6.00	100
'Vereina'	8.10.98	26.10.98	26.5.99	4.10.99	6.11.99	12.5.00	140
'Stutzalp'	n.b.	n.b.	n.b.	4.10.99	6.11.99	2.5.00	150

Nach Thron (1996) ist mit Zunahme der Höhe von 500 auf 2'500 m eine Abnahme der schneefreien Vegetationsperiode von 9 - 11 auf 2 - 4 Monate verbunden (ca. eine Woche pro 100 m Höhe). Für die Untersuchungsflächen im Vereina-Tal (Höhenangaben: Tab. 3.1, S. 44) stimmen diese Angaben bei Betrachtung des gesamten Untersuchungsgebietes mit 8.4 Tagen recht gut überein.

In Tab. 5.2 ist jedoch dokumentiert, dass in den einzelnen Höhenintervallen starke Unterschiede vorliegen. Die Dauer der Schneebedeckung ist somit nicht nur eine Funktion der Höhe, sondern wird stark durch topografische Faktoren beeinflusst. Diese Feststellung wird durch Feldbeobachtungen unterstützt.

Tab. 5.2: Höhenabhängigkeit der Dauer der Vegetationsperiode im Vereina-Tal.

Standortvergleich	Höhendifferenz (m)	Abnahme der Dauer der Vegetationsperiode (Tage)	Verkürzung der Vegetationsperiode (Tage/100m)
'Jöri' - 'Frömdvereina'	285	8	2.8
'Frömdvereina' - 'Vereina'	345	40	11.6
'Vereina' - 'Stutzalp'	60	10	16.6
'Jöri' - 'Stutzalp'	690	58	8.4

5.1.4 Durchschnittliche Bodentemperaturen

In Tab. 5.3 sind Monatsdurchschnittswerte der Bodentemperaturen an den verschiedenen Untersuchungsstandorten zusammengestellt. Bedingt durch die häufigen Loggerausfälle (vgl. Abb. 4.4, S. 57) sind die Datenreihen lückenhaft und teilweise aus verschiedenen Messjahren kombiniert. Der direkte Vergleich mit den am Standort 'Jöri' gemessenen Lufttemperaturen (Finnah, 1999; Gabathuler, 1999) ist nicht möglich, weil diese nicht in der gleichen Messperiode vorgenommen worden sind. Es zeigt sich trotzdem klar, dass in Monaten mit dauernder Schneebedeckung eine vollständige Entkopplung der Boden- von den Lufttemperaturen erfolgt. Die tiefen Durchschnittswerte der Lufttemperatur in den Wintermonaten schlagen sich, bedingt durch die isolierende Wirkung der Schneedecke, nicht in den Bodentemperaturen nieder. Jahresdurchschnittswerte der Bodentemperatur liegen somit klar über denjenigen der Lufttemperatur und die Angabe jährlicher Durchschnittstemperaturen für die Bodenoberfläche erscheint nur bedingt sinnvoll. Daraus resultiert auch, dass sich lokal angepasste, höhenabhängige Temperaturgradienten der Lufttemperatur (z. B. Gabathuler, 1999) nicht auf die Bodentemperatur übertragen lassen resp. mit der Dauer der Schneebedeckung kombiniert werden müssen.

Tab. 5.3: Monatsdurchschnitte der Bodentemperaturen (°C).

JM: Jahresmittel; #Messperiode nicht vollständig; a) Messung 1998/1999, b) Messung 1999/2000; n.b.: nicht bestimmt.

0 cm entsprechen einer Messung direkt unter der Bodenoberfläche.

	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	JM
Jöri Luft 1996 - 1998 ##	-7.67	-5.81	-6.59	-5.87	0.39	3.43	5.39	6.29	2.36	-1.21	-5.80	-8.39	-2.2
Jöri, 0 cm, b)	-0.73	-0.47	-0.32	-0.23	-0.01	8.29	7.38	#8.79	7.45	0.67	-0.02	-0.34	2.37
Jöri, 10 cm, b)	-0.39	-0.45	-0.29	-0.23	-0.23	6.12	6.59	#8.22	7.55	1.52	0.53	-0.02	2.24
Jöri, 25 cm, b)	0.03	-0.22	-0.11	0	0	5.20	6.35	#6.66	7.65	2.22	1.04	0.33	2.17
Frömdvereina, 0 cm, a)	-0.10	-0.30	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	#9.12	5.40	1.08	0.06	-0.09	n.b.
Frömdvereina, 25 cm, b)	0.79	0.54	0.44	0.39	0.61	4.67	6.06	#6.15	7.16	3.14	2.03	1.13	2.55
Vereina, 0 cm, b)	0.62	0.51	0.39	0.22	5.79	13.53	12.26	12.74	11.89	4.36	1.47	0.82	5.18
Stutzalp, 0 cm, b)	0.25	0.23	0.23	0.23	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	12.70	5.22	1.59	0.41	n.b.

(Finnah, 1999; Gabathuler, 1999)

Der Temperaturvergleich in verschiedenen Profiltiefen am Standort 'Jöri' verdeutlicht die stark ausgleichende Wirkung der Bodentiefe auf die Temperaturen. Sowohl sommerliche Maximaltemperaturen als auch der winterliche Kälteeinfluss gelangen in einer Tiefe von 25 cm stark gedämpft an. Die Jahresdurchschnittswerte liegen im Unterboden nur leicht tiefer als an der Bodenoberfläche.

Zu einem Datenvergleich über zwei Messjahre werden die Daten der 25 cm-Messung am

Standort 'Frömdvereina' verwendet, weil nur hier eine praktisch vollständige Messreihe vorliegt (vgl. Abb. 4.4, Daten in Tab. 5.3 nicht vollständig aufgeführt). Dabei zeigt sich, wie erwartet, dass sich die Wintertemperaturen unter der Schneedecke von Jahr zu Jahr praktisch nicht unterscheiden. Einen beträchtlichen Temperaturunterschied von 3.5 °C ergeben hingegen die beiden Juniwerte. Der Standort 'Frömdvereina' war 1999 erst ab dem 26. Juni, im folgenden Jahr jedoch schon ab dem 6. Juni schneefrei. Die Temperaturdifferenzen beim Vergleich der durchgehend schneefreien Sommermonate fallen wiederum wesentlich geringer aus. Monatliche Durchschnittstemperaturen des Bodens werden neben dem Witterungsverlauf hauptsächlich durch die Dauer der Schneebedeckung resp. dem Ausaperungszeitpunkt bestimmt. Es kann festgehalten werden, dass die erhobenen Temperaturdaten durch die relativ kurze Messdauer eine sehr kleine Datenbasis für die Abschätzung der klimatischen Einflussgrößen auf die Vegetation sowie auf bodenbildende Prozesse darstellen.

Die Datenzusammenstellung der ökologisch relevanten durchschnittlichen Bodentemperaturen ist in Tab. 5.4 aufgeführt. Dabei wurden die Durchschnittswerte auf Grund der Temperaturmessungen während der Vegetationsperioden gemäss Tab. 5.2 (S. 73) berechnet.

Lückenhaft vorliegende Messreihen wurden für die Bestimmung der Bodentemperatur während der Vegetationsperiode teilweise über die zwei Messjahre zusammengefasst oder auf Grund einer nur teilweise erhobenen Vegetationsperiode bestimmt. Am Standort 'Frömdvereina' wurde die Messung an der Bodenoberfläche durch eine Umrechnung der Messresultate in 25 cm Tiefe, basierend auf der parallelen Messperiode (17.8.1998 - 30.3.1999), ergänzt. Dabei wurden unterschiedliche Umrechnungsfaktoren für Perioden mit und ohne Schneebedeckung verwendet. Durch die Tatsache, dass am Standort 'Frömdvereina' auch an der Bodenoberfläche 1998 - 1999 eine relativ lange Messreihe vorliegt und nur ein kleiner Teil der Werte auf Grund der Messung in 25 cm Tiefe berechnet werden, zeigt sich das Resultat der berechneten durchschnittlichen Jahrestemperatur an der Oberfläche erstaunlich resistent gegen Schwankungen der verwendeten Umrechnungsfaktoren.

Sowohl bei den Jahresdurchschnittstemperaturen als auch bei den Durchschnittstemperaturen während der Vegetationsperiode an der Bodenoberfläche ergeben sich am Standort 'Frömdvereina' tiefere Temperaturen als am höher gelegenen Standort 'Jöri'. Dies lässt sich nur durch die Exposition erklären. Der Standort 'Frömdvereina' liegt am Fusse eines ostexponierten Hanges, während der Standort 'Jöri' auf einer offenen Verflachung liegt und daher eine höhere Einstrahlung erfährt. Möglicherweise sind auch Schneeverfrachtungen von Bedeutung. Der Standort 'Frömdvereina' liegt jedoch nicht in einem Lawinenkegel. Auf ökologische Konsequenzen der standortspezifischen Bodentemperaturen wird in den Kapiteln zur Produktion (Kap. 5.4, S. 107) und zur Dekomposition (Kap. 5.5, S. 110) eingegangen.

5.1.5 Zusammenfassende Betrachtungen zu den Bodentemperaturen

Zu den Bodentemperaturmessungen können folgende wichtige Resultate zusammengefasst werden:

- Die Böden an den Untersuchungsstandorten weisen während schneefreien Perioden an der Bodenoberfläche grosse Temperaturgradienten mit sehr grossen täglichen Temperaturschwankungen auf.
- Mit zunehmender Profiltiefe unterliegen die Bodentemperaturen geringeren Schwankungen und die täglichen Temperaturextrema treten verzögert auf.
- Eine Schneebedeckung führt zu einer Entkopplung der Bodentemperaturen von den Lufttemperaturen. Dadurch lassen Messungen der Temperatur an der Bodenoberfläche die genaue Bestimmung von Einschnei- und Ausaperungszeitpunkt zu.
- Aus den Einschnei- und Ausaperungszeitpunkten kann die Länge der Vegetationsperiode hergeleitet werden.
- Für die Untersuchungsflächen lassen sich Jahresdurchschnittstemperaturen und durchschnittliche Temperaturen der Vegetationsperioden bestimmen. Neben der Standorthöhe werden diese Temperaturen vor allem durch die Exposition beeinflusst.
- Ökologische Parameter der Standorte sind in Tab. 5.4 zusammengestellt.

Tab. 5.4: Zusammenstellung ökologisch relevanter Daten auf Grund der Temperaturmessungen an den verschiedenen Standorten.

Abgeschätzte Werte auf Grund von Teilen der Vegetationsperiode oder auf Grund von Umrechnung der Unterbodenmessungen. n.b.: nicht bestimmt. Die Dauer der Vegetationsperiode am Standort 'Stutzegg' wurde mittels polynomialer Regression extrapoliert.

Standort	Höhe (m ü. M.)	Vegetations- periode (Tage)	durchschn. Jahrestemperatur Bodenoberfläche (°C)	Durchschn. Temperatur Bodenoberfläche, Vegetationsperiode (°C)
'Jöri'	2'525	92	2.4	8.4
'Frömdvereina'	2'240	100	# 2.1	# 7.7
'Vereina'	1'895	140	5.2	11.9
'Stutzalp'	1'835	150	n.b.	# 12.2
'Stutzegg'	1'665	165	n.b.	n.b.

5.2 Oberirdische Phytomasse und oberirdischer Input

Die oberirdische Phytomasse auf den verschiedenen Testflächen (Tab. 3.1, S. 44) wurde mit zwei grundsätzlich verschiedenen Methoden bestimmt. Erstens erfolgte die Messung der oberirdischen Phytomasse auf den Oberflächen der entnommenen Bodensäulen, was eine genaue Abschätzung derselben auf sehr kleinen Flächen zulässt (Kap. 5.2.1). Zweitens wurde durch das Abernten von grösseren Testfeldern sowohl die oberirdische Phytomasse mit einer zweiten Methode (Ernte am Ende der Vegetationsperiode) als auch die oberirdische Produktion bestimmt (Entfernung von totem Pflanzenmaterial nach der Schneeschmelze und Ernte der Produktion am Ende der Vegetationsperiode; Kap. 5.2.2, S. 81). Auf methodische Probleme wurde in Kap. 4.5.1 (S. 61) eingegangen. Statistische Methoden sind in Kap. 4.7 (S. 67) erläutert.

Ein gewisser Anteil der oberirdischen Produktion sowie der oberirdischen Phytomasse alpiner Rasen wird durch die Beweidung entfernt (vgl. S. 78 und 86). Der Element-Input in den Boden ist somit bei natürlichen Ökosystemen höher als bei beweideten. Die ökosystemare Betrachtung dieser Arbeit wird infolge der jahrhundertealten Beweidung auf die Resultate der beweideten Flächen abgestützt.

5.2.1 Oberirdische Phytomasse an der Oberfläche der entnommenen Bodensäulen

Bei den Bodensäulen (\emptyset : 7.1 cm) der einzelnen Untersuchungsflächen wurde oberirdisches Pflanzenmaterial direkt nach der Trocknung der Proben im Labor entfernt. Die oberirdische Phytomasse umfasst tote und lebende oberirdische Pflanzenteile sowie teilweise Streu. Auf eine weitere Auftrennung dieser Kategorien wurde verzichtet.

In Tab. 5.5 sind statistische Parameter der gemessenen oberirdischen Phytomasse für die einzelnen Untersuchungsflächen aufgeführt.

Die Auswertung der Daten der beweideten Flächen zeigt, dass die oberirdische Phytomasse grundsätzlich mit der Höhe abnimmt. Dies zeigt sich sowohl bei den Durchschnittswerten als auch bei den minimalen und maximalen Gehalten. Die Standardabweichungen auf den verschiedenen Höhenstufen weisen auf eine Abnahme mit der Höhe hin, aber ein Vergleich gestaltet sich infolge der unterschiedlichen Probenzahl schwierig. Grundsätzlich stimmt dieses Erkenntnis mit Feldbeobachtungen überein, wo sich zeigt, dass an tiefer gelegenen Standorten einzelne grosse Grasbüschel vorliegen, daneben aber auch weniger produktive Flächen zu finden sind.

Tab. 5.5: Oberirdische Phytomasse auf einzelnen Bodensäulen für die verschiedenen Untersuchungsflächen (g/m^2).

Frömdvereina unterteilt in beweidete und unbeweidete Standorte. (Min: Minimum, Ø: Durchschnitt, Stabw: Standardabweichung, Max: Maximum, n: Anzahl Werte).

	Höhe (m ü. M.)		Min	Ø	Max	Stabw	n
'Jöri'	2'525	beweidet	25	122	227	51	32
'Frömdvereina'	2'240	beweidet	150	397	859	248	17
'Frömdvereina'	2'240	unbeweidet (F1 - F7)	301	736	1976	665	7
'Vereina'	1'895	beweidet	215	461	1117	239	21
'Stutzalp'	1'835	beweidet	279	513	1331	336	9
'Stutzegg'	1'665	beweidet	408	826	2147	528	9

Für den Standort 'Frömdvereina' sind in Tab. 5.5 die Ergebnisse für die beweideten und die unbeweideten Standorte unterschieden (vgl. Probenstandorte Abb. 8.2, S. 218, Anhang). Die unbeweideten Standorte liegen hinter einer Steinmauer und dürften schon seit Jahrzehnten von der Beweidung ausgeschlossen sein. Es zeigt sich, dass die Beweidung zu einer tieferen oberirdischen Phytomasse führt. Auf Grund der spärlichen Datenbasis kann aber nur auf dem 20 %-Niveau von unterschiedlichen Mittelwerten ausgegangen werden ($p = 0.069$). Eine grobe Abschätzung ergibt, dass die stehende Phytomasse durch eine Beweidung nahezu halbiert wird.

Werden diese Vegetationsdaten der einzelnen Untersuchungsflächen mit den Resultaten von Bodensäulen kombiniert, die aus Höhenbereichen zwischen den Hauptuntersuchungsflächen stammen (sog. Transekt-Säulen), tritt eine signifikante Abhängigkeit der oberirdischen Phytomasse von der Höhe auf ($r_s: -0.772^{**}$, Abb. 5.3).

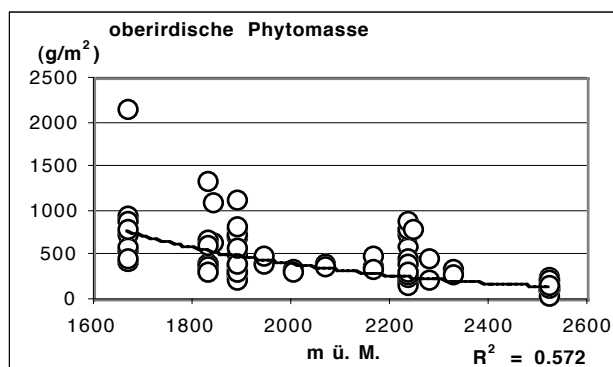


Abb. 5.3: Zusammenhang zwischen Phytomasse (g/m^2) auf den entnommenen Bodensäulen und der Höhe über Meer mit exponentieller Trendlinie.

Ohne Säulen auf unbeweideter Fläche (F1 - F7) und Säulen im Wald ($n = 99$).

$$y = 24022.8e^{-0.002x}$$

Mit einem exponentiellen Modell lassen sich 57 % der Variation der oberirdischen Phytomasse durch die Höhenlage erklären. Die Daten von den unbeweideten Flächen werden von der Auswertung ausgeschlossen, weil diese grundsätzlich einen, von den beweideten Standorten verschiedenen Aufbau der oberirdischen Phytomasse aufweisen.

5.2.1.1 Variabilität der oberirdischen Phytomasse auf Grund der entnommenen Bodensäulen

Am Standort 'Jöri' können dank der grossen Anzahl an Bodensäulen Überlegungen zur Variabilität der oberirdischen Phytomasse angestellt werden. Dies ist insbesondere zur Abschätzung des Einflusses unterschiedlicher Beprobungsdichten von Bedeutung. Dazu wurde mittels eines computergestützten Zufallsexperiments die Feldbeprobung simuliert. Aus dem gesamten Datensatz ($n = 32$) wurden mit Hilfe einer Zufallsfunktion 1 bis 30 Einzelwerte ausgewählt und zu einem Durchschnittswert vereinigt. Jedes Experiment wurde je 15 Mal durchgeführt. In Abb. 5.4 ist die prozentuale Abweichung der einzelnen Mittelwerte vom Mittelwert des gesamten Datensatzes dargestellt. Analoge Überlegungen wurden auch zu den Wurzelgehalten (Kap. 5.3.2.1, S. 97) und zu pedologischen Parametern (Kap. 5.6.1.1, S. 121) angestellt.

Durch den verwendeten Durchmesser des Rohrs zur Entnahme der Proben am Standort 'Jöri' von 7.1 cm entspricht eine Probe einer Fläche von 39.6 cm^2 . Bei der Verwendung von mehreren Säulen resultieren entsprechend grössere Probenflächen.

Die oberirdische Phytomasse weist auch auf einer relativ kleinen Fläche (zur Lage der Bodensäulen vgl. Abb. 8.2, S. 218) eine grosse Variabilität auf. Bei der Bildung eines Mittelwerts aus mindestens sechs Säulen lässt sich der Schwankungsbereich auf $\pm 30 \%$ senken. Eine weitere Steigerung der Säulenzahl auf über 20 bringt eine Annäherung der Fehlertoleranz an einen Bereich von $\pm 20 \%$. Dies entspricht der Beprobung einer gesamten Fläche von 790 cm^2 . Eine weitere Steigerung der Anzahl verwendeter Einzelmesswerte auf 30 bringt keine merkliche Einengung der Fehlertoleranz.

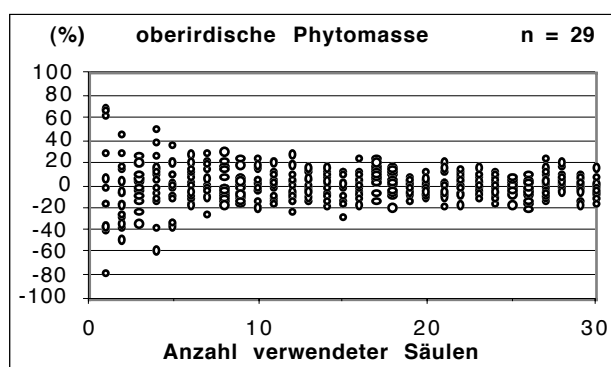


Abb. 5.4: Auswirkung unterschiedlicher Beprobungsdichten auf die prozentuale Fehlertoleranz: Oberirdische Phytomasse auf der Oberfläche der entnommenen Bodensäulen am Standort 'Jöri'.

Prozentuale Abweichung vom Mittelwert von 0.051 kg/m^2 ; n: Gesamtzahl aller Säulen, von denen jeweils eine bestimmte Anzahl verwendet wurde.

Daraus folgt, dass an den Standorten 'Stutzegg' und 'Stutzalp' mit neun entnommenen Säulen mit einem Fehler des Mittelwerts von $\pm 30 \%$ gerechnet werden muss, sofern die Ausprägung der räumlichen Variabilität an diesen Standorten mit dem Standort 'Jöri'

vergleichbar ist. Grundsätzlich lassen sich auf Grund der Phytomasse auf den entnommenen Säulen interessante Tendenzen zur Höhenabhängigkeit erkennen (vgl. Abb. 5.3, S. 78), für eine eingehende Untersuchung ist es jedoch unerlässlich, die Fläche der Testfelder zu vergrössern. Auf diese Methode wird in Kap. 5.2.2 (S. 81) eingegangen.

5.2.1.2 Qualität des oberirdischen Pflanzenmaterials auf verschiedenen Höhenstufen

Oberirdisches Pflanzenmaterial auf den Bodensäulen wurde entfernt (vgl. Kap. 5.2.1, S. 77) und hinsichtlich C- und N-Gehalten und dem C/N-Verhältnis untersucht. In der folgenden Darstellung (Abb. 5.5) wird aufgezeigt, dass bei den C- und N-Gehalten keine signifikante Höhenabhängigkeit vorliegt. Infolge der leicht gegenläufigen Tendenz bei den C- und N-Gehalten resultiert beim C/N-Verhältnis eine schwache Höhenabhängigkeit ($r_s = 0.413^*$). Durch die ungleiche Verteilung der Werte auf verschiedenen Höhenstufen kann auch in diesem Fall keine gesicherte Aussage gemacht werden.

Gemäss diesen Auswertungen ist die Qualität der oberirdischen Phytomasse nicht höhenabhängig. Zudem bewegen sich die gemessenen Gehalte alle in einem relativ engen Band. Bei der Berechnung der totalen Input-Mengen (Tab. 5.7, S. 94) ist der Einfluss geringfügiger Gehaltsschwankungen auf den C- und N-Input vernachlässigbar. Für die Berechnung der effektiven C- und N-Einträge werden somit Medianwerte gemäss Abb. 5.5 verwendet.

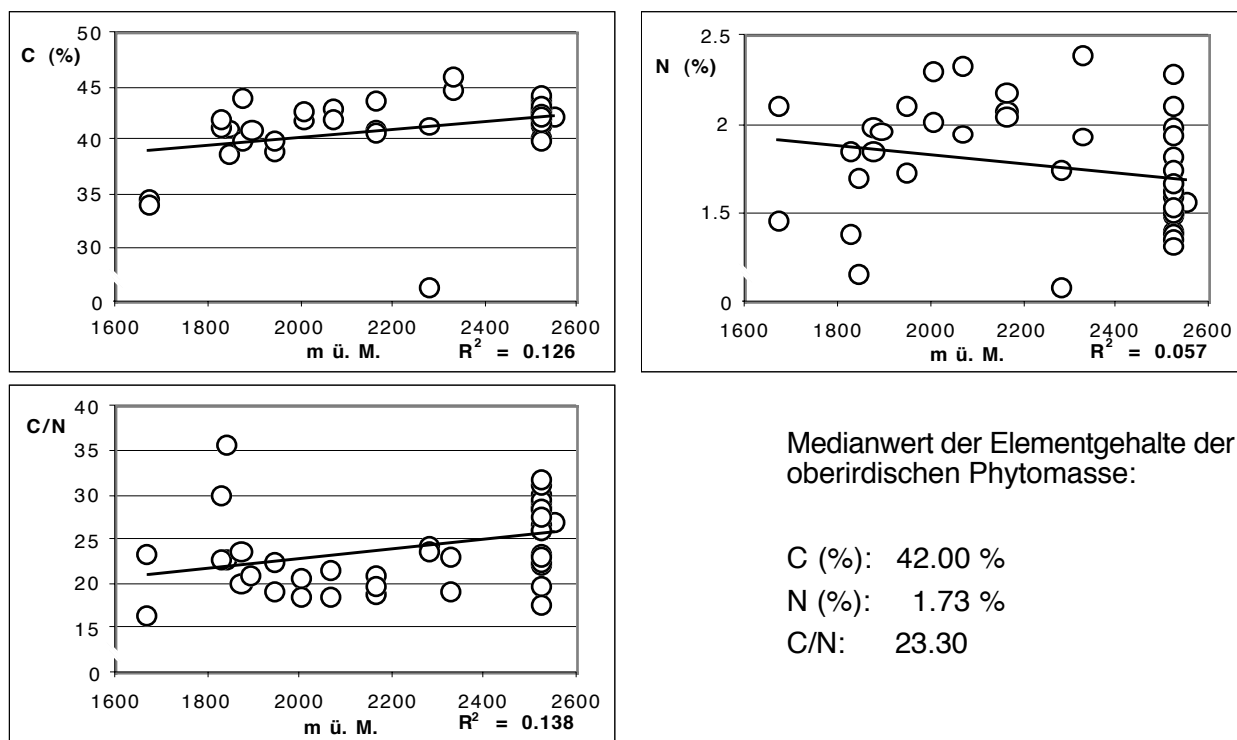


Abb. 5.5: Höhenabhängigkeit der Qualität von oberirdischem Pflanzenmaterial.

Links oben: C-Gehalt (%); rechts: N-Gehalt (%); unten: C/N-Verhältnis und verwendete Durchschnittswerte; $n = 43$.

5.2.2 Oberirdische Produktion und oberirdische Phytomasse mit der Methode der abgeernteten Felder

Neben der Methode der Messung der Phytomasse auf den entnommenen Bodensäulen (vgl. Kap. 5.2.1) wurden Messungen auf Testfeldern unternommen. Mit dieser etwas grösserflächigen Beprobung ($1/4 \text{ m}^2$) kann der Einfluss der kleinräumigen Variabilität etwas eingeschränkt werden.

5.2.2.1 Untersuchungen am Standort 'Jöri': Einfluss des Ausaperungszeitpunktes

Auf Grund der Hypothese, dass ein früher Ausaperungszeitpunkt zu einer erhöhten Produktion führt, wurde im Talkessel der Jöri-Seen an drei verschiedenen Reliefpositionen ('Fläche', 'Hang', 'Krete') die jährliche Produktion in Abhängigkeit vom Ausaperungszeitpunkt bestimmt. Aufnahmen mit einer automatischen Kamera durch Schurter (1999) haben gezeigt, dass der Zeitpunkt der Ausaperung in verschiedenen Jahren stark von der Schneemenge abhängig ist. Das Muster der Ausaperung stellt sich jedoch unabhängig von der Schneemenge immer sehr ähnlich ein (mündl. Mitteilung M. Gabathuler).

Die Hauptuntersuchungszone 'Fläche Jöri' (793'700/183'800) liegt auf einer leichten Kuppe neben dem grössten der Jöri-Seen und der Ausaperungszeitpunkt wird durch den wärmenden Einfluss des Sees sowie der Ost-Exposition (Einfluss der Morgensonne) bestimmt. Die Zone mit der längsten Schneebedeckung dürfte durch Schneeverfrachtungen beeinflusst sein. Die gesamte Hauptuntersuchungsfläche ist von einem dichten alpinen Rasen (hauptsächlich *Carex curvula*) bedeckt. An diesem Standort wurden die bodenkundlichen Untersuchungen durchgeführt.

Der Ausaperungszeitpunkt der Untersuchungszone 'Hang Jöri' (793'800/183'875) mit SW-Exposition wird hauptsächlich durch die Einstrahlung bestimmt. Auch hier wird eine geschlossene Rasendecke angetroffen. Die Untersuchungsfläche 'Krete Jöri' (793'875/184'000) ist stark windexponiert und weist während des ganzen Winters nur eine dünne Schneedecke auf. Dadurch liegt eine andere Vegetationsbedeckung vor: Neben Gräsern, die den Grossteil der jährlichen Produktion ausmachen, ist der Boden von einer dichten Flechten- und Moosdecke überzogen. Dominieren diese Pflanzen mit ihrem sehr langsamen Wachstum, so kann mittels Abernten von Flächen die oberirdische Phytomasse, nicht aber die jährliche Produktion bestimmt werden.

Grundsätzlich fällt auf, dass auch beim Abernten von $1/4 \text{ m}^2$ -Feldern die kleinräumige Variabilität der Produktion gross ist. In unmittelbarer Nachbarschaft liegende Felder weisen teilweise eine sehr unterschiedliche Produktion auf.

In Abb. 5.6 sind die Produktionswerte nach Ausaperungszeitpunkt aufgeführt.

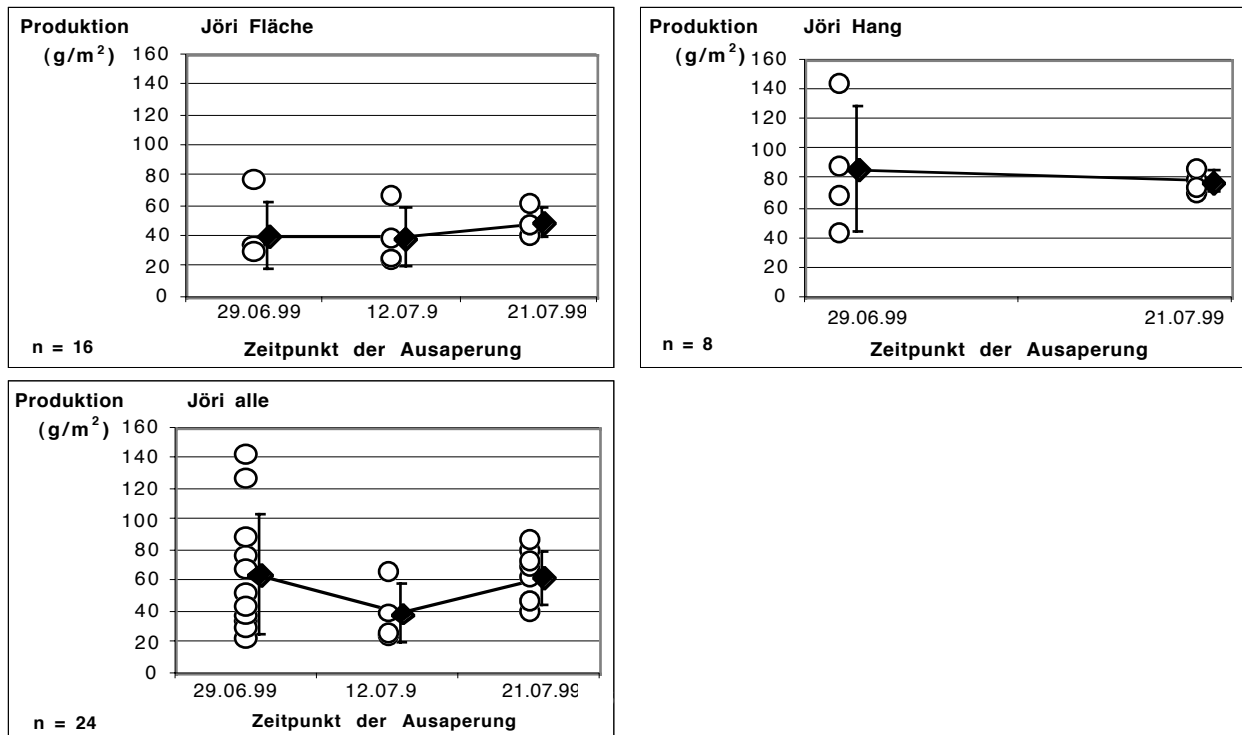


Abb. 5.6: Einfluss des Zeitpunktes der Ausaperung auf die oberirdische Produktion.

Einzelne Datenpunkte und Mittelwerte mit Standardabweichung; links: Resultate der Hauptuntersuchungsfläche 'Jöri'; rechts: Resultate von einem Hang im Jöri-See-Gebiet; unten: alle Resultate aus dem Jöri-See-Gebiet.

Während sich auf der 'Fläche' kein Einfluss des Ausaperungszeitpunktes feststellen lässt, kann am 'Hang' ein solcher erahnt, jedoch auf Grund der geringen Anzahl Werte nicht statistisch nachgewiesen werden ($y = -8.5x + 94.1$; $R^2 = 0.026$). Auch bei der Zusammenfassung aller Werte aus dem Jöri-See-Gebiet kann kein signifikanter Zusammenhang zwischen dem Zeitpunkt der Ausaperung und der produzierten Menge festgestellt werden (Abb. 5.6, unten). Nur die Mediane zwischen mittlerem und spätem Ausaperungszeitpunkt lassen sich auf dem 5 %-Niveau unterscheiden ($p = 0.0412$). Die zu Beginn dieses Kapitels aufgestellte Hypothese muss deshalb verworfen werden.

- Eine um drei Wochen verspätete Ausaperung hat im Gebiet der Jöri-Seen keinen Einfluss auf die oberirdische Produktion. Alpine Rasen scheinen eine kurze Phase starker Produktion aufzuweisen. Pflanzen an später ausgeaperten Standorten machen durch eine schnelle Produktion den Rückstand auf solche an früher ausgeaperten Standorten wett. Bleibt der Schnee hingegen noch länger liegen, so bildet sich eine charakteristische Schneetälchen-Vegetation aus, oder die Flächen bleiben im Extremfall ohne Vegetationsbedeckung.

Die durchschnittliche Produktion beträgt auf der 'Krete' 64.3 g/m^2 , am 'Hang' 81.4 g/m^2 und auf der Ebene 43.6 g/m^2 . Somit zeigt der 'Hang' eine wesentlich höhere Produktion als die Ebene. Da die Einstrahlung kaum einen limitierenden Faktor der Biomasse-Produktion in alpinen Rasen darstellt (Körner, 1999) und die Nährstoffversorgung an den

beiden Standorten vergleichbar ist, wird angenommen, dass dieser Produktionsunterschied auf der besseren Wasserversorgung am 'Hang' beruht. Dieser Zusammenhang wird auch in Körner (1999, 252) angeführt. Eine weitere mögliche Ursache könnte die weniger intensive Beweidung von 'Hang' und 'Krete' sein.

Die oberirdischen Phytomassenmengen von einer 'Fläche' und einem 'Hang' aus dem Jöri-See-Gebiet sind in Abb. 5.7 dargestellt. In beiden Fällen hat der Ausaperungszeitpunkt keinen Einfluss auf die oberirdische Phytomasse am Ende der Vegetationsperiode.

Auf der 'Fläche' beträgt der maximale Wert 381.2 g/m^2 (nicht in Abb. 5.7 dargestellt). Dieser Standort wurde nicht nach dem üblichen Vorgehen beprobt (vgl. Kap. 4.5.1), sondern am Ende der Vegetationsperiode wurde eine Fläche mit maximaler Phytomasse abgeerntet. Von der oberirdischen Phytomasse sind 243.2 g/m^2 auf die Art *Genziana punctata* zurückzuführen. Dieser Wert wurde auf Grund der nicht zufälligen Standortwahl von der Berechnung der statistischen Grössen ausgeschlossen und geht auch nicht in den Vergleich der Phytomasse nach Höhenstufen (vgl. Abb. 5.9, S. 85) ein. Hingegen weist dieser Wert erneut darauf hin, dass sowohl die oberirdische Produktion als auch die Phytomasse eine grosse räumliche Variabilität besitzt und lokal enorm hohe Mengen produziert werden können.

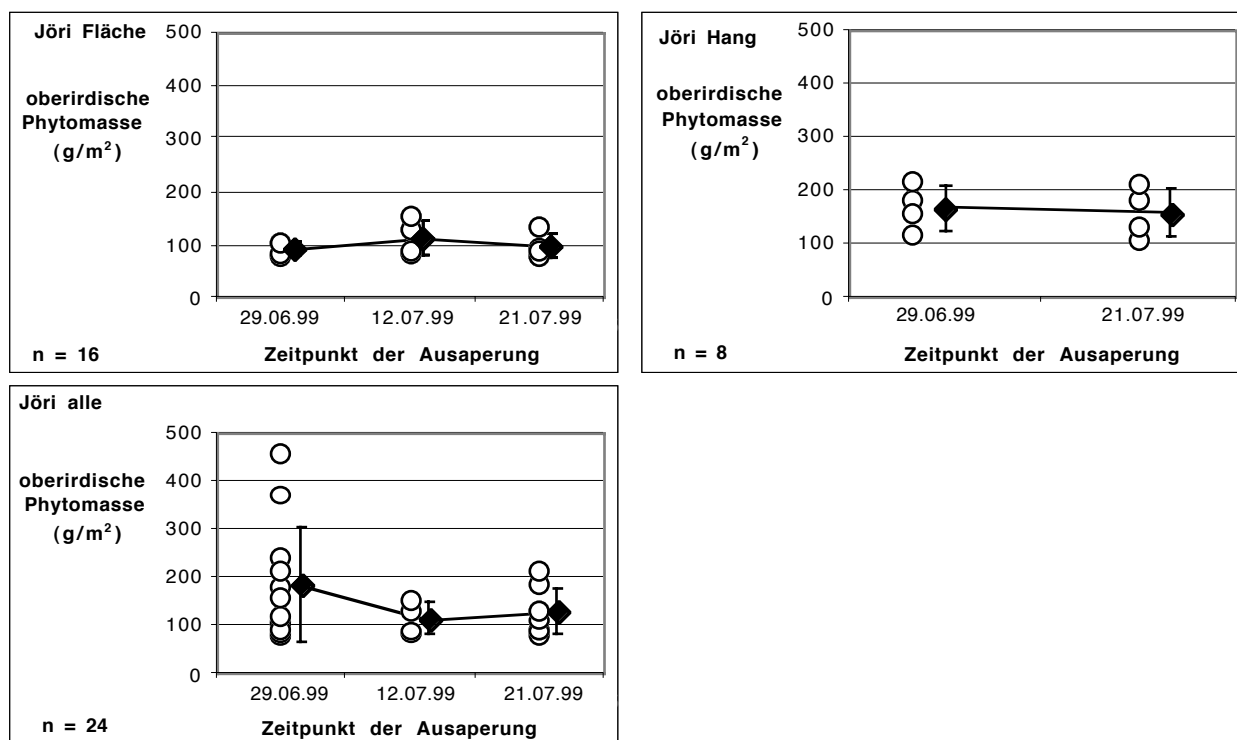


Abb. 5.7: Einfluss des Zeitpunktes der Ausaperung auf die oberirdische Phytomasse.

Einzelne Datenpunkte, Mittelwerte mit Standardabweichung; links: Resultate der Hauptuntersuchungsfläche 'Jöri'; rechts: Resultate von einem 'Hang' im Jöri-See-Gebiet; unten: alle Resultate aus dem Jöri-See-Gebiet.

Die in Tab. 5.6 (S. 92) zusammengefassten Werte für die Produktion und Phytomasse auf den verschiedenen Höhenstufen stellen eine gute Annäherung an durchschnittliche

Werte dar, jedoch sind grosse Unterschiede möglich. Werden alle gemessenen Produktionswerte aus dem Jörigebiet zusammengefasst (Abb. 5.7, unten), so liegt die durchschnittliche oberirdische Phytomasse auf den früh ausgeaperten Standorten auf den ersten Blick wesentlich über den Werten bei den später ausgeaperten Standorten. Die genauere Betrachtung zeigt, dass dies jedoch einzig auf den Standort 'Krete' zurückzuführen ist, wo eine durchschnittliche oberirdische Phytomasse von 287.9 g/m^2 gemessen wurde. An diesem Standort wurden keine spät ausgeaperten Stellen beprobt. Ohne den Standort 'Krete' weisen die früh ausgeaperten Stellen einen Durchschnittswert von 125.4 g/m^2 auf. Dieser Wert hat die gleiche Grössenordnung wie die später ausgeaperten Stellen. Am Standort 'Krete' ist die höhere oberirdische Phytomasse eindeutig auf eine andere Vegetationszusammensetzung zurückzuführen. Der hohe Flechtenanteil der Vegetation weist ein sehr langsames Wachstum und eine lange Umsatzzeit auf und kann mit einmaligem Abernten nicht erfasst werden.

- Somit ist auch die oberirdische Phytomasse – analog zur oberirdischen Produktion – im Bereich der Jöri-Seen grundsätzlich nicht von einer um drei Wochen verzögerten Ausaperung abhängig.

5.2.2.2 Betrachtungen zur oberirdischen Produktion und Phytomasse über verschiedene Höhenstufen

Bei der Messung der oberirdischen Produktion auf Grund abgeernteter Testfelder (Abb. 5.8) ergibt sich eine klare Höhenabhängigkeit.

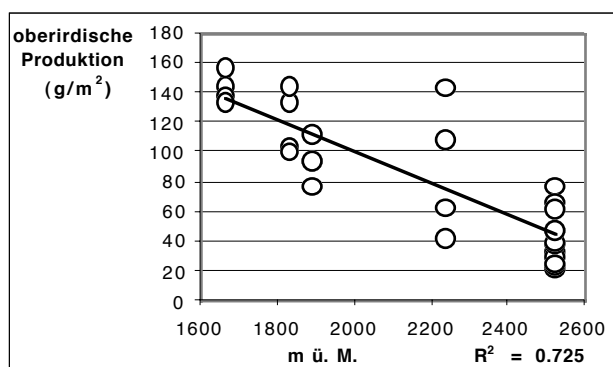


Abb. 5.8: Höhenabhängigkeit der oberirdischen Produktion auf Grund abgeernteter Testfelder. (n = 28) mit linearer Regression ($y = -0.1072x + 315.11$) und R^2 . Aus dem Jöri-See-Gebiet wurden nur die Werte 'Jöri Fläche' berücksichtigt.

Durch die Beprobung von $1/4 \text{ m}^2$ -Flächen wird die kleinräumige Variabilität deutlich reduziert. Für die einzelnen Untersuchungsflächen lassen sich höhenspezifische Input-Mengen festlegen, die jedoch am Standort 'Frömdvereina' wiederum eine grosse Schwankungsbreite aufweisen. Diese grosse Variabilität an diesem Standort, die auch bei der Untersuchung der Qualitätsveränderung der eingesetzten Dekompositions-

beutel resultiert (Kap. 5.5, S. 110), steht möglicherweise im Zusammenhang mit dem lokalen Relief. Durch die Lage des Standorts am Fusse eines Hanges mit Ost-Exposition kann schon ein Abstand der einzelnen Probeflächen um wenige Meter zu einem stark veränderten Strahlungshaushalt führen.

Aus der Korrelation ergibt sich eine hoch signifikante Abhängigkeit der oberirdischen Produktion von der Höhe ($r_s = -0.857^{**}$). Mit einem linearen Modell lassen sich 72.5 % der Varianz erklären.

Die oberirdische Phytomasse (Abb. 5.9) zeigt keine signifikante Abhängigkeit von der Höhe ($r_s = -0.221$). Die oberirdische Vegetation am Standort 'Krete' ist infolge der unterschiedlichen Vegetationszusammensetzung (Dominanz von Flechten) nicht mit den alpinen Rasen der anderen Standorte vergleichbar. Sobald die Werte von der 'Krete' ausgeschlossen werden, steigt die Höhenabhängigkeit an ($r_s = -0.492^{**}$; $n = 34$).

Beim Standort 'Hang' im Bereich der Jöri-Seen wird die festgestellte hohe Produktion auf die besonders gute Wasserversorgung zurückgeführt. Werden auch diese Werte ausgeschlossen, resultiert eine hoch signifikante Korrelation ($r_s = -0.869^{**}$; $n = 28$) und mit einem polynomialen Modell resultiert ein R^2 von 69 % (Abb. 5.9, rechts).

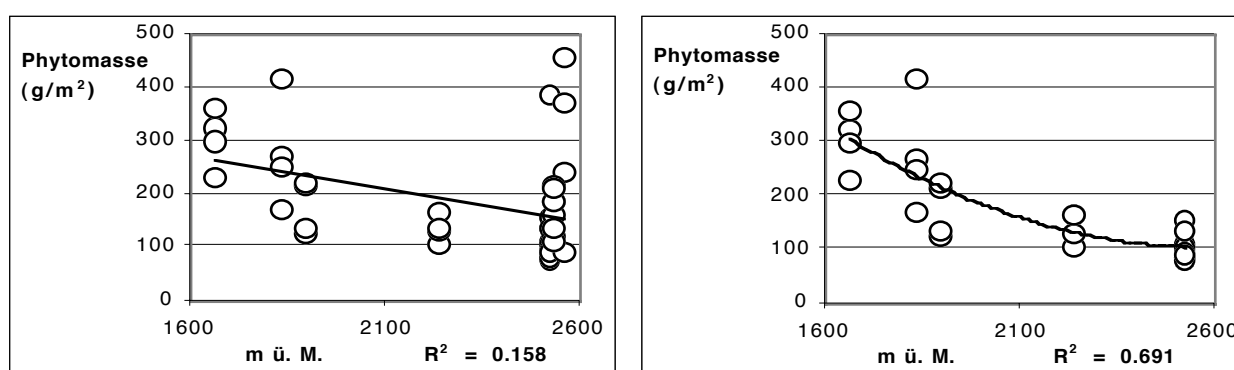


Abb. 5.9: Höhenabhängigkeit der oberirdischen Phytomasse am Ende der Vegetationsperiode auf Grund abgeernteter Testfelder.

Links: alle Werte ($n = 41$) mit linearer Regression; rechts: aus dem Jöri-See-Gebiet nur die Werte 'Fläche' ($n = 28$), polynomiale Trendlinie ($y = 0.0002x^2 - 1.2463x + 1708.6$).

5.2.2.3 Beweidungseinfluss auf oberirdische Produktion und Phytomasse

Am Standort 'Frömdvereina' wurde der Einfluss langjähriger Beweidung auf die Produktion sowie auf die oberirdische Phytomasse untersucht. Dabei zeigte sich, dass die oberirdische Produktion der unbeweideten Standorte gegenüber den beweideten Flächen nach Abschluss der Vegetationsperiode 161 % beträgt. Die oberirdische Phytomasse liegt mit 169 % noch leicht höher. Aus der Abschätzung des Beweidungseinflusses auf Grund der Phytomasse auf entnommenen Bodensäulen (Tab. 5.5, S. 78) ergab sich auf den unbeweideten Flächen eine durchschnittliche Phytomasse von 185 % gegenüber den beweideten Flächen.

Ein Beweidungseinfluss lässt sich somit bei der oberirdischen Produktion und der Phytomasse klar erkennen.

- Durch Beweidung wird von der jährlichen Produktion ca. 1/4 entfernt. Durch dauernde Beweidung nimmt die oberirdische Phytomasse um 40 - 50 % ab.

Für die zusammenfassende Betrachtung dieser Arbeit (vgl. Kap. 6) wird auf Grund der jahrhundertealten Beweidung auf die Resultate der beweideten Flächen abgestützt.

5.2.2.4 Zusammenhang zwischen Produktion und Phytomasse

Gemäss Abb. 5.10 ergibt sich ein Zusammenhang zwischen oberirdisch produzierten Mengen und der oberirdischen Phytomasse. Durch den Ausschluss von Standorten mit einer anderen Vegetationszusammensetzung wird dieser Zusammenhang deutlicher, aber durch weitere Einflussgrössen wie Beweidung und Umsatzgeschwindigkeit des toten Materials an der Bodenoberfläche lassen sich auch mit einem polynomialen Modell nur 63 % der Variabilität erklären. Somit lässt sich die oberirdische Produktion nur bedingt aus der einfacher bestimmbarer oberirdischen Phytomasse ableiten.

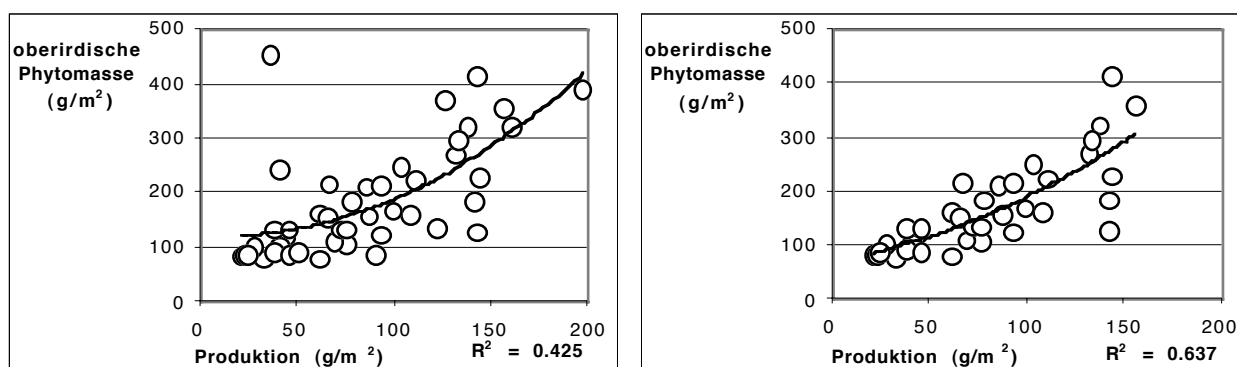


Abb. 5.10: Zusammenhang zwischen oberirdischer Phytomasse und Produktion auf Grund abgeernteter Testfelder.

Links: alle Werte ($n = 44$; $y = 0.009x^2 - 0.232x + 123.491$); rechts: Ausschluss von Kreten- und unbeweideten Standorten ($n = 36$; $y = 0.006x^2 + 0.641x + 68.819$).

5.2.2.5 Phytomasseverlust während des Winters

In Abb. 5.11 ist der Zusammenhang zwischen der oberirdischen Phytomasse am Ende der Vegetationsperiode und der oberirdischen Phytomasse nach der Schneeschmelze (Nekromasse, d. h. totes Material am Anfang der Vegetationsperiode) dargestellt. Dabei kann ein signifikanter Zusammenhang festgestellt werden. Durchschnittlich werden von der herbstlichen Phytomasse nach dem Winter 87 % wieder aufgefunden. Dabei schwanken die Werte zwischen 26 % und 163 %, wodurch klar wird, dass auch diese Messung stark von der räumlichen Variabilität beeinflusst wird. Von dem gemessenen durchschnittlichen Verlust von 13 % dürfte zudem ein Teil darauf zurückzuführen sein,

dass pflanzliches Material mechanisch zerkleinert und in Form feiner Streu bei der Be-
probung nicht mehr erfasst wurde.

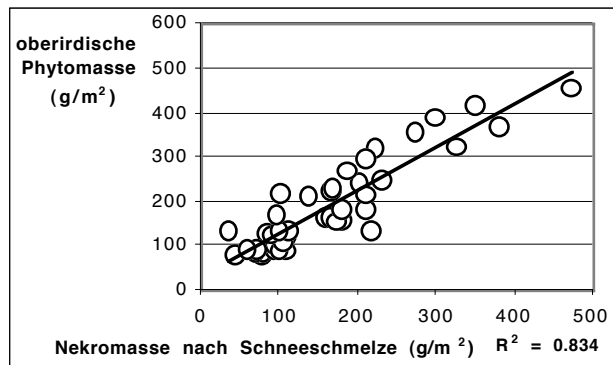


Abb. 5.11: Zusammenhang zwischen oberirdischer Phytomasse am Ende der Vegetations-
periode und der Nekromasse (Ernte nach der Schneeschmelze).
($n = 44$; $y = 0.966x + 30.197$).

- Somit zeigt sich, dass unter der Schneedecke nur ein kleiner Anteil des oberirdischen Pflanzenmaterials umgesetzt wird.

Es bleibt unklar, ob dieser Umsatz durch mikrobiellen Abbau oder auf Grund von physi-
kalischer Zerkleinerung erfolgt. Messungen des N_2O -Flusses durch die Schneedecke
(Schürmann et al., 2001) weisen darauf hin, dass auch bei Temperaturen leicht unter dem
Gefrierpunkt, wie sie unter einer mächtigen Schneedecke vorkommen, ein mikrobieller
Abbau stattfinden kann.

5.2.2.6 Abhängigkeit der oberirdischen Produktion und Phytomasse von klimatologischen Parametern

In Tab. 5.4 (S. 76) sind ökologisch relevante Daten der verschiedenen Untersuchungs-
standorte zusammengefasst. Grundsätzlich ist die Lufttemperatur in den Alpen von der
Höhe abhängig. Gemäss den Untersuchungen von Gabathuler (1999) kann im oberen
Teil des Untersuchungsgebietes die theoretische Höhenabhängigkeit der Temperatur
von 6.5 K/km gut angewandt werden. Bei der Betrachtung der Bodentemperaturen, die
für die lokale Vegetationsentwicklung sehr wahrscheinlich von grosser Bedeutung sind,
zeigen sich jedoch Relief bedingte Abweichungen vom normalen Höhengradienten. Die
in Kap. 5.2.2.2 vorgenommenen Untersuchungen zur Höhenabhängigkeit der oberirdi-
schen Produktion und Phytomasse ergeben wohl eine gewisse Abhängigkeit, aber es
drängt sich die Frage auf, ob oberirdische Produktion und Phytomasse durch weitere
Parameter wie 'Bodentemperatur' oder 'Dauer der Vegetationsperiode' nicht adäquater
beschrieben werden können.

In Abb. 5.12 ist der Einfluss der durchschnittlichen Bodentemperatur während der Ve-
getationsperiode (direkt unter der Bodenoberfläche gemessen) sowie der Länge der

Vegetationsperiode auf die oberirdische Phytomasse dargestellt. Analog zu den Auswertungen, die sich auf die Höhenabhängigkeit beziehen (vgl. Abb. 5.9, S. 85) wurden Werte von Standorten mit einer abweichenden Vegetationsbedeckung (Flechten statt Gräser) von den Auswertungen ausgeschlossen. Der Einfluss der Bodentemperatur wird mit einer geringeren Anzahl Werte untersucht, weil für den tiefst gelegenen Standort 'Stutzegg' keine Temperaturmessungen vorgenommen wurden. Die Länge der Vegetationsperiode 'Stutzegg' hingegen wurde auf Grund der Daten der anderen Standorte extrapoliert.

Der Einfluss der Bodentemperatur auf die Phytomasse kann mit $r_s = 0.509^*$ ($n = 24$) als leicht signifikant bezeichnet werden. Mit einer linearen Regression wird ein R^2 von 46 % erzielt. In Abb. 5.12 (rechts) ist ersichtlich, dass der Einfluss der Länge der Vegetationsperiode stärker ist. Mit $r_s = 0.865^{**}$ ($n = 28$) fällt dieser Zusammenhang sogar auf dem 1 %-Niveau signifikant aus. Mit einer linearen Regression wird ein R^2 von 68 % erreicht. Werden diese Werte mit der Höhenabhängigkeit der Phytomasse verglichen (Abb. 5.9, rechts), so zeigt sich, dass sich der Einfluss der Höhe stärker auswirkt als der Einfluss der durchschnittlichen Bodentemperatur während der Vegetationsperiode sowie auch als der Einfluss der Länge der Vegetationsperiode. Dies erstaunt insofern, als diese Daten auf standortspezifischen Erhebungen basieren, während die Höhe nur einen Faktor darstellt und z. B. den Einfluss der Topografie nicht berücksichtigt.

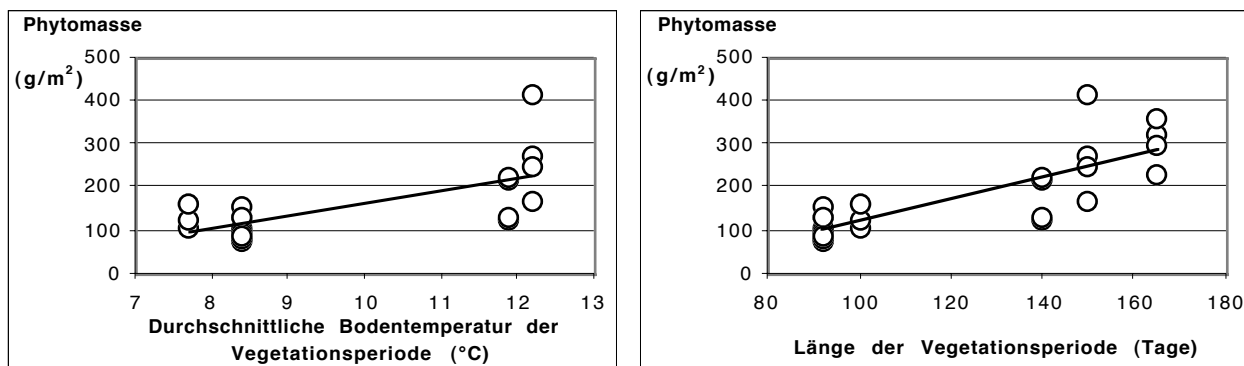


Abb. 5.12: Oberirdische Phytomasse (g/m^2) auf Grund abgeernteter Testfelder: Abhängigkeit von der durchschnittlichen Bodentemperatur der Vegetationsperiode ($^{\circ}\text{C}$, links) und von der Länge der Vegetationsperiode (Tage, rechts).

Links: $y = 28.816x - 126.29$, $R^2 = 0.466$, $n = 24$.
rechts: $y = 2.5496x - 133.54$, $R^2 = 0.686$, $n = 28$.

In Abb. 5.13 (links) ist der Einfluss der durchschnittlichen Bodentemperatur während der Vegetationsperiode (direkt unter der Bodenoberfläche gemessen) sowie der Vegetationsperiodenlänge auf die oberirdische Produktion (rechts) dargestellt.

Der Einfluss der Temperatur ($r_s = 0.412^*$, $n = 24$) kann wiederum als leicht signifikant bezeichnet werden. Die Länge der Vegetationsperiode übt mit $r_s = 0.557^{**}$ ($n = 28$, $R^2 = 67\%$) einen stark signifikanten Einfluss auf die oberirdisch produzierte Biomasse aus. Werden diese Werte mit der Höhenabhängigkeit der Produktion (vgl. Abb. 5.8, S. 84)

verglichen, so zeigt sich wiederum, dass mit der Höhe alleine die Produktion besser bestimmt werden kann als mit den standortspezifisch bestimmten Werten 'Durchschnittstemperatur' und 'Länge der Vegetationsperiode'.

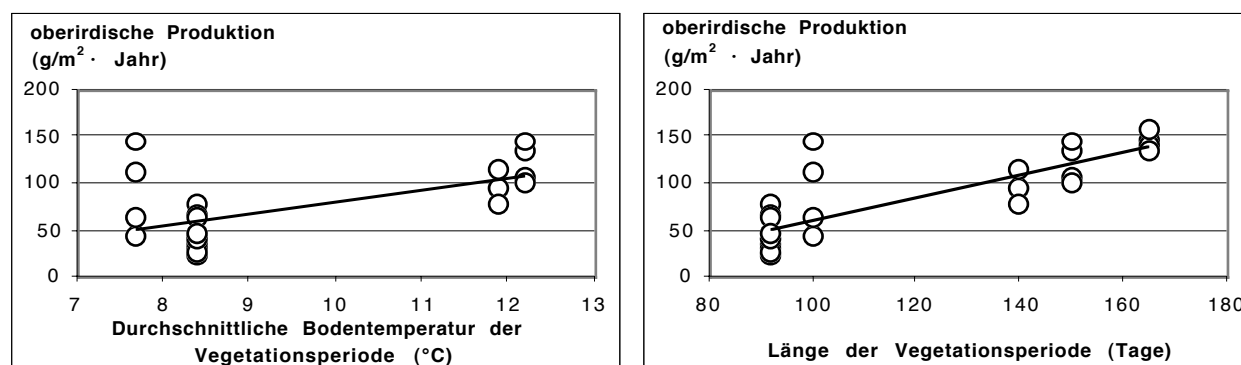


Abb. 5.13: Oberirdische Produktion (g/m²·Jahr) auf Grund abgeernteter Testfelder: Abhängigkeit von der durchschnittlichen Bodentemperatur der Vegetationsperiode (°C, links) und von der Länge der Vegetationsperiode (Tage, rechts).

Links: $y = 12.491x - 46.781$, $R^2 = 0.360$, $n = 24$.

rechts: $y = 1.2058x - 61.042$, $R^2 = 0.673$, $n = 28$.

5.2.2.7 Tägliche Produktionsraten alpiner Graslandvegetation

Infolge der gemessenen Produktionsmengen und der Dauer der Vegetationsperiode lassen sich standortspezifische tägliche Produktionsraten berechnen. Diese Werte sind wichtig für den Vergleich der Produktivität zwischen verschiedenen Standorten und Ökosystemen.

Dabei ergeben sich für das Untersuchungsgebiet der vorliegenden Arbeit Werte zwischen 0.2 und 1.4 g/m²·Tag, mit einem Durchschnittswert über alle Höhenstufen von 0.7 g/m²·Tag (Länge der Vegetationsperiode: 92 - 165 Tage). Diese Werte liegen wesentlich unter Literaturwerten von Bliss (1966) für alpine Graslandvegetation Nordamerikas (grösstenteils zwischen 1.6 und 2.8 g/m²·Tag in einer Vegetationsperiode von 60 bis 70 Tagen) aber auch unter den Werten für alpine Rasen von Klug-Pümpel (1989) (1.3 - 2.5 g/m²·Tag für eine Vegetationsperiode von 77 bis 142 Tagen). In der Zusammenstellung von Literaturwerten durch Körner (1999, 252) ergeben sich ebenfalls höhere Produktionsraten (2.2 ± 0.9 g/m²·Tag), wobei teilweise auch Zwergstrauchvegetation ausgewertet wurde.

Auf die relativ tiefen Werte der oberirdischen Produktion und Phytomasse wird auch auf S. 92 beim Vergleich mit Literaturdaten hingewiesen. Diese werden mit der Beweidung im Untersuchungsgebiet, aber auch mit den alpinen Verhältnissen in Verbindung gebracht. Die vorgenommenen Auswertungen zur Abhängigkeit der täglichen Produktionsraten sowie der Vergleich mit Literaturwerten legen nahe, dass die Beweidung die wichtigere Einflussgrösse sein dürfte und daher bei der Zusammenfassung von C- und N-Bilanzen nicht vernachlässigt werden darf.

In Abb. 5.14 ist ersichtlich, dass die durchschnittliche Bodentemperatur während der Vegetationsperiode keinen Einfluss auf die täglich produzierten Mengen ausübt ($r_s = 0.22$; $n = 28$). Hingegen hat die Länge der Vegetationsperiode einen signifikanten Einfluss auf die durchschnittlich produzierten Tagesmengen ($r_s = 0.645^{**}$; $n = 28$). Dabei können nur 21 % der Varianz erklärt werden. Werden die zusammengestellten Literaturdaten von Körner (1999) verwendet, ergibt sich aus diesen kein Einfluss der Länge der Vegetationsperiode auf die täglich produzierten Mengen ($r_s = 0.232$; $n = 21$). Wenn aus diesem Datensatz Standorte mit Zwergstrauchvegetation ausgeschieden werden, nimmt die Höhenabhängigkeit zwar leicht zu, bleibt aber nicht signifikant ($r_s = 0.281$). Auf Grund der Unabhängigkeit der täglich produzierten Mengen von der Länge der Vegetationsperiode kommt Körner (1999, 251) zum Schluss, dass die kurze Dauer der Vegetationsperiode der wichtigste limitierende Faktor der oberirdischen Produktion alpiner Ökosysteme zu sein scheint.

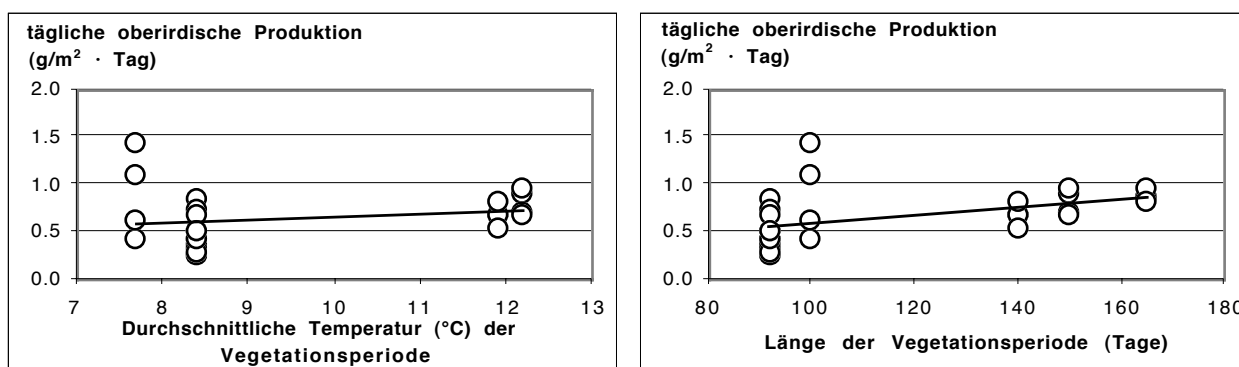


Abb. 5.14: Oberirdische Produktion pro Tag ($\text{g/m}^2 \cdot \text{Tag}$) auf Grund abgeernteter Testfelder: Abhängigkeit von der durchschnittlichen Bodentemperatur der Vegetationsperiode ($^{\circ}\text{C}$, links) und von der Länge der Vegetationsperiode (Tage, rechts).

Links: $y = 0.0321x + 0.3208$, $R^2 = 0.044$, $n = 24$;
rechts: $y = 0.0042x + 0.1562$, $R^2 = 0.210$, $n = 28$.

Die vorliegende Untersuchung ergab nun, wenn auch nur mit einer leichten Tendenz, dass eine Verlängerung der Vegetationsperiode zu einer leichten Erhöhung der täglich produzierten Biomassemenen führt.

Für das Vorliegen dieser Höhenabhängigkeit der täglich produzierten Biomassemenen im Vereina-Tal, die auf Grund der Literaturangaben so nicht erwartet wurde, kann keine direkte Erklärung gefunden werden. Hingegen führen die gemessenen Werte zu einer Stärkung der These von Körner (1999, 251), der die Länge der Vegetationsperiode als zentrale Einflussgrösse der oberirdischen Produktion interpretiert. Diese Feststellungen sind von Bedeutung für die Abschätzung der ökosystemaren Reaktionen auf einen all-fälligen Klimawandel, der ganz direkt einen Einfluss auf die Dauer der Vegetationsperiode haben dürfte.

5.2.2.8 Modellierung der oberirdischen Produktion resp. Phytomasse

Anhand der statistisch teilweise signifikanten Korrelationen zwischen den abhängigen Variablen 'oberirdische Phytomasse' resp. 'oberirdische Produktion' und den unabhängigen Variablen 'Höhe über Meer', 'durchschnittliche Temperatur der Vegetationsperiode' sowie 'Dauer der Vegetationsperiode' wurde versucht, ein multiples Regressionsmodell für die entsprechenden Zusammenhänge zu berechnen. Die Modellgleichung hat z. B. folgende Form:

$$\text{Produktion} = a + b_1 \cdot \text{'Höhe über Meer'} + b_2 \cdot \text{'Temp. Veg.periode'} + b_3 \cdot \text{'Dauer der Veg.periode'}$$

Ziel dieser Regression ist die Herleitung der nur sehr aufwändig messbaren oberirdischen Produktion resp. oberirdischen Phytomasse auf Grund einfacher bestimmbarer Parameter. Dies soll die Grundlage für eine bessere räumliche Extrapolation bieten. Auf den Einbezug von abhängigen Variablen wie 'Produktion pro Tag' etc. wurde verzichtet. In beiden Fällen konnte durch eine beliebige Kombination der drei unabhängigen Variablen keine nennenswerte Verbesserung der erklärten Varianz R^2 gegenüber den paarweisen Regressionen erzielt werden. Auf eine weitere Modellierung wurde folglich verzichtet.

5.2.2.9 Methodenvergleich

In Abb. 5.15 ist der Vergleich der zwei angewandten Methoden zur Messung der oberirdischen Phytomasse dargestellt (Messung auf Bohrkernen und Messung auf Testfeldern).

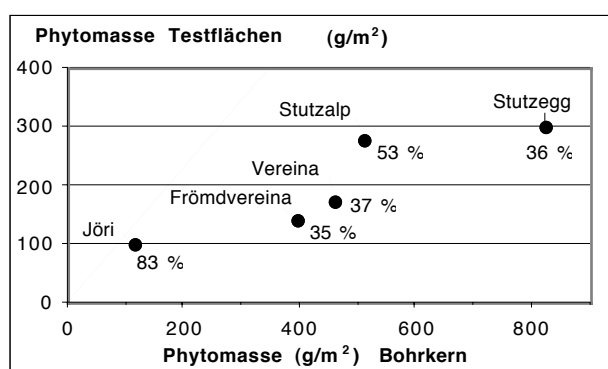


Abb. 5.15: Gemessene Phytomasse an verschiedenen Untersuchungsflächen: Vergleich von zwei Methoden (Phytomasse auf Bohrkernen und auf Testfeldern) mit 1 : 1-Geraden.
%: Anteil der gemessenen Mengen auf den Testfeldern an den Mengen der Säulen.

Dabei wird mit beiden Methoden zwar eine Höhenabhängigkeit festgestellt, aber auf den Testfeldern wird wesentlich weniger Phytomasse gemessen als auf den entnommenen Bodensäulen. Gemessene Anteile auf den Testfeldern an den Resultaten der Säulen

(in %) sind in der Abbildung eingetragen. Auf den Testfeldern erfolgte die Ernte mittels einer Schere, mit einer Schnitthöhe von ca. 1 cm. Hingegen konnte auf den Bodensäulen die gesamte Phytomasse bis auf die Bodenoberfläche entfernt und bestimmt werden. Diese Resultate bedeuten, dass sich ein relativ grosser Anteil der oberirdischen Phytomasse nahe der Bodenoberfläche befindet, oder aber, dass mit der Säulenmethode zusätzlich ein grosser Streuanteil erfasst wird.

Daraus leitet sich aber auch ab, dass die in Tab. 5.6 zusammengefassten Umsatzzeiten der oberirdischen Phytomasse, die auf Phytomasse-Messungen auf Testfeldern basieren, tendenziell unterschätzt werden. Auf diese Differenz wird in Abb. 5.16 weiter eingegangen. Auf die getrennte Erfassung der Streu wurde auf Grund methodischer Probleme verzichtet. Es zeigt sich jedoch, dass unter Einbezug eines Streukompartiments höhere Umsatzzeiten resultieren.

5.2.3 Zusammenfassende Betrachtung der oberirdischen Produktion und Phytomasse

In der folgenden Tab. 5.6 sind die wichtigsten statistischen Parameter der oberirdischen Produktion und Phytomasse auf den Untersuchungsflächen zusammengestellt (Höhenangaben: Tab. 3.1, S. 44). Diese Werte werden als Input-Grössen weiterverwendet.

Auf die Produktions- und Phytomasse-Resultate der einzelnen Höhenstufen wurde bereits in Kap. 5.2.2.2 (S. 84) eingegangen. Im Vergleich mit der Datenzusammenstellung von Körner (1999, 250 ff) (Produktion: 100 - 400 g/m²·Jahr; Phytomasse: 200 - 800 g/m²) liegen die erhaltenen Werte aus dem Jöri / Vereina-Tal im unteren Bereich oder sogar darunter. Dies hängt teilweise mit dem auf den Seiten 78 und 86 beschriebenen Einfluss der Beweidung zusammen. Aber auch wenn der abgeschätzte Beweidungseinfluss (Produktion: -25 %; Phytomasse: -50 %) mit einbezogen wird, liegen die in dieser Untersuchung gemessenen Werte im unteren Bereich der Durchschnittswerte aus der Literatur, was mit der grossen Höhe der höher gelegenen Untersuchungsflächen zusammenhängen muss.

Tab. 5.6: Zusammenfassung der oberirdischen Produktion und der oberirdischen Phytomasse auf den Untersuchungsflächen sowie des Phytomasse/Produktion-Verhältnisses.

'Jöri' nur Werte 'Fläche', 'Frömdvereina': nur Werte 'beweidet'. (Min: Minimum, Ø: Durchschnitt, Max: Maximum, Stabw: Standardabweichung, n: Anzahl Werte).

Name	n	Produktion Testfelder (g/m ² ·Jahr)				Phytomasse Testfelder (g/m ²)				Phytomasse/Prod (Jahr)		
		Min	Ø	Max	Stabw	Min	Ø	Max	Stabw	Min	Ø	Max
'Jöri 'Fläche''	12	21.6	42.6	76.8	17.9	76.4	100.4	151.6	24.5	1.3	2.6	3.8
'Frömdvereina'	4	42.0	89.3	143.2	45.6	103.2	137.5	161.2	28.0	0.9	1.5	2.6
'Vereina'	4	76.8	94.0	112.0	14.4	122.4	172.1	220.8	52.3	1.3	1.8	2.3
'Stutzalp'	4	100.0	120.2	144.0	21.6	166.8	274.0	412.8	102.4	1.7	2.3	2.9
'Stutzegg'	4	134.0	143.4	156.8	9.9	226.4	299.2	355.2	54.4	1.6	2.1	2.3

Beim Verhältnis 'Phytomasse zu jährlicher Produktion', das nach Odum (1971) als 'oberirdischer Turnover' bezeichnet wird (vgl. Kap. 2.2.2.1), ergibt sich keine Höhenabhängigkeit, auch wenn die längste Umsatzzeit am höchsten Standort zu finden ist. Im Vergleich zu neuseeländischen Werten (Mark & Dickinson, 1997, 337) erscheinen die hier berechneten Umsatzzeiten ausserordentlich kurz. Dies kann möglicherweise damit erklärt werden, dass auf Testfeldern die Phytomasse unterschätzt wird (vgl. Abb. 5.15, S. 91, rechts).

Die Standardabweichungen des Phytomasse/Produktion-Quotienten (Tab. 5.6) liegen zwischen 0.3 und 0.9. Dieser Quotient kann auch bei geringer Probenzahl als stabil angesehen werden. Werden die Resultate der beweideten Fläche 'Frömdvereina' mit der angrenzenden unbeweideten Fläche verglichen, so zeigt sich, dass das Verhältnis 'Phytomasse/Produktion' in einer ähnlichen Grössenordnung bleibt (Min: 0.9 Jahre; Ø: 1.5 Jahre; Max: 2.0 Jahre) und dies, obwohl sowohl die Produktion als auch die oberirdische Phytomasse wesentlich höher ausfällt.

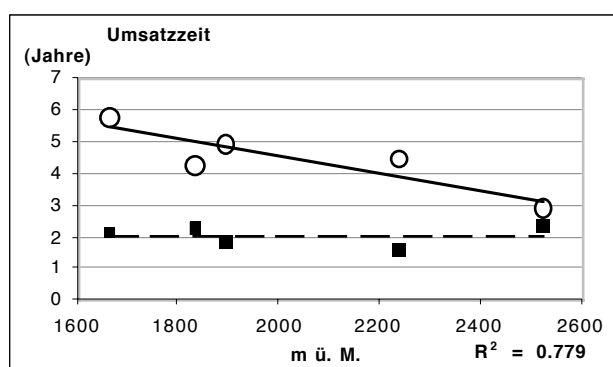


Abb. 5.16: Höhenabhängigkeit des Phytomasse/Produktion-Quotienten ('oberirdischer Turnover').

○: Phytomasse auf Grund Bodensäulen mit linearer Regression ($y = -0.003x + 9.943$) und R^2 ; ■: Phytomasse auf Grund von Testfeldern.

Wird der Phytomasse/Produktion-Quotient basierend auf den Phytomassen, die auf den entnommenen Bodensäulen gemessen wurden, berechnet, resultieren höhere Werte und es ergibt sich eine klare Höhenabhängigkeit (Abb. 5.16). Dabei weisen tiefer gelegene Flächen längere 'Turnover-Zeiten' auf. Daraus ist abzuleiten, dass sich an tiefer liegenden Standorten ein grösserer Anteil der Phytomasse nahe der Bodenoberfläche befindet oder dass die Bedeutung der Streuschicht mit zunehmender Höhe abnimmt.

Werden die produzierten Biomassemengen (Tab. 5.6) mit den Medianwerten der C/N-Gehalte (Abb. 5.5, S. 80) multipliziert, resultieren standortspezifische Input-Mengen (Tab. 5.7), die als wichtige Steuergrössen des Kohlenstoffkreislaufs an den einzelnen Standorten in die Schlussbetrachtung eingehen:

Tab. 5.7: Zusammenfassung der durchschnittlichen jährlichen oberirdischen C- und N-Produktion auf den einzelnen Untersuchungsflächen (g/m²).

	'Jöri'	'Frömdvereina'	'Vereina'	'Stutzalp'	'Stutzegg'
C-Input (g/m ²)	17.90	37.50	39.50	50.50	60.20
N-Input (g/m ²)	0.74	1.54	1.63	2.08	2.48

Zusätzlich zu den Input-Grössen (Tab. 5.7) ergeben sich folgende Resultate:

- Phytomasse-Messungen auf entnommenen Bodensäulen weisen eine grosse Variabilität auf. Bei der Mittelwertbildung aus über 20 Einzelsäulen liegt die Fehlertoleranz in einem Bereich von $\pm 20\%$.
- Auch auf den abgeernteten Testfeldern weist die Produktion und die oberirdische Phytomasse eine grosse räumliche Variabilität auf. An den tiefer gelegenen Standorten ist die Variabilität grösser als an den Standorten auf grosser Höhe. Die Zahl von vier abgeernteten Testfeldern hat sich vor allem am Standort 'Frömdvereina' für die adäquate Messung der standortspezifischen Phytomassemengen als zu gering erwiesen (vgl. Tab. 5.6).
- Sowohl die oberirdische Produktion als auch die oberirdische Phytomasse weisen eine signifikante Abnahme mit zunehmender Höhe auf. Im Vergleich mit Literaturdaten sind die gemessenen Werte dieser Untersuchung eher tief, was auf die grosse Höhenlage des Untersuchungsgebietes und den Beweidungseinfluss zurückgeführt wird.
- Die oberirdische Produktion und die oberirdische Phytomasse sind abhängig von der Länge der Vegetationsperiode und von der durchschnittlichen Bodentemperatur während der Vegetationsperiode. Jedoch fallen diese Abhängigkeiten geringer als diejenige von der Höhe aus. Ein kombiniertes Modell dieser drei Variablen führt nicht zu einer verbesserten Abschätzung der oberirdischen Produktion.
- Eine um drei Wochen verkürzte Vegetationsperiode durch verspätete Ausaperung wirkt sich am Standort 'Jöri' weder auf die Produktion noch auf die oberirdische Phytomasse aus. Hohe Produktionsmengen werden durch die gute Wasserversorgung erklärt. Auf den Einfluss der Wasserversorgung weist auch Körner (1999) hin.
- Die während der Vegetationsperiode täglich produzierten Phytomasse-Mengen dieser Untersuchung fallen im Vergleich mit Literaturdaten gering aus, was mit dem Einfluss der Beweidung zusammenhängen muss. An den hoch gelegenen Standorten wird pro Tag tendenziell weniger produziert als an den tiefen Standorten.
- Das Abernten von Feldern kann nur bei einer Dominanz von Gras- und Krautpflanzen sinnvoll angewandt werden. Sobald ein Standort einen hohen Anteil an Moosen, Flechten oder verholzten, mehrjährigen Pflanzen aufweist, kann mit einfachem Abernten die Biomasse-Produktion nicht bestimmt werden. Beim Ernten von Testfeldern wird die oberirdische Phytomasse tendenziell unterschätzt.
- Durch die Beweidung wird von der jährlichen oberirdischen Produktion ca. 25 % entfernt. Bei dauernder Beweidung nimmt die oberirdische Phytomasse um 40 - 50 % ab.

- Die Qualität (C-/N-Gehalte) von oberirdischem Pflanzenmaterial weist keine signifikante Höhenabhängigkeit auf.
- Unter der winterlichen Schneedecke findet nur ein geringer Abbau oder physikalischer Verlust der oberirdischen Phytomasse statt.
- Resultierende Umsatzzeiten ('Turnover') des oberirdischen Pflanzenmaterials hängen davon ab, ob auf die Phytomasse-Messungen auf Grund der Testfelder oder auf Grund der Bodensäulen vorgenommen wird. Bei den Bodensäulen wird tendenziell mehr von der Streuschicht erfasst und die 'Turnover-Zeiten' fallen entsprechend länger aus. Tiefer gelegene Standorte weisen mit längeren Umsatzzeiten mächtigere Streuschichten auf.

5.3 Unterirdischer Input

In einem ersten Schritt wird in diesem Kapitel die Qualität der Wurzeln untersucht (Kap. 5.3.1) und die Wurzelmengen an den einzelnen Untersuchungsflächen erfasst (Kap. 5.3.2, S. 96). Dabei werden auch Überlegungen zur räumlichen Variabilität der Wurzelgehalte und zur Beprobungsdichte mit dem Ziel einer adäquaten Erfassung der Wurzelgehalte angestellt. Unter Einbezug der Wurzeldynamik (Kap. 5.3.3, S. 102) wird schliesslich eine Abschätzung des unterirdischen C- und N-Inputs vorgenommen. Auf die angewandten Methoden wurde in Kap. 4.1 (S. 45) und Kap. 4.5.2 (S. 63) eingegangen.

5.3.1 C- und N-Gehalte der Wurzeln

Die Qualität der Wurzeln in alpinen Rasen, d. h. deren C- und N-Gehalt, wurde am Standort 'Jöri' intensiv untersucht (Tab. 5.8, S. 96). Grobe Wurzeln weisen leicht höhere C-Gehalte, aber tiefere N-Gehalte als feine Wurzeln im selben Tiefenintervall auf.

Bei den C-Gehalten der feinen Wurzeln ist keine Profilabhängigkeit der Qualität ersichtlich. Bei den groben Wurzeln hingegen lässt sich auf Grund der durchschnittlichen Gehalte eine Zunahme mit der Tiefe postulieren, aber nicht statistisch belegen ($r_s = 0.394$; $n = 27$).

Bei N lässt sich die Abnahme der Gehalte mit der Profiltiefe sowohl bei den feinen Wurzeln ($r_s = -0.908^{**}$; $n = 20$; $R^2 = 70.7\%$) als auch bei den groben Wurzeln ($r_s = -0.847^{**}$; $n = 27$; $R^2 = 60.1\%$) klar belegen. Durch eine logarithmische Trendlinie lässt sich R^2 in beiden Fällen sogar noch leicht steigern. Möglicherweise sind die höheren N-Gehalte der feinen Wurzeln durch die bevorzugte Stickstoffaufnahme derselben bedingt. Die Abnahme der Stickstoffgehalte mit der Profiltiefe ist möglicherweise durch die hohe Aufnahmeeffizienz der Wurzeln im obersten Profilbereich erklärbar. Sicher ist je-

doch auch zu beachten, dass die Mineralisation im obersten Profilbereich am grössten ist und somit auch viel Stickstoff in pflanzenverfügbarer Form vorliegt.

Durch die leicht gegenläufigen Tendenzen der C- resp. N-Gehalte ergibt sich bei den durchschnittlichen C/N-Verhältnissen ein deutlicher Anstieg mit zunehmender Tiefe, der mit $r_s = 0.856^{**}$ ($n = 20$; $R^2 = 77.0\%$) bei den feinen Wurzeln und mit $r_s = 0.867^{**}$ ($n = 27$; $R^2 = 71.7\%$) bei den groben Wurzeln in beiden Fällen signifikant ist. Bei beiden Elementen und allen Wurzelkategorien lässt sich zudem eine Abnahme der Standardabweichung mit der Profiltiefe feststellen. Möglicherweise ist dies ein Artefakt der Aufbereitungsprozedur (Kap. 4.1.3, S. 47): Bei den stark durchwurzelteten obersten Bodenproben erwies sich die Abtrennung der Wurzeln als problematisch und es ist in einigen Fällen möglicherweise zu einer nicht ganz sauberen Abtrennung der Wurzeln gekommen. Eine Beimischung von Erdmaterial erhöht zwingend die Variabilität und damit die Standardabweichung der gemessenen C-Gehalte.

Für die Berechnung der in Wurzeln gespeicherten C- und N-Mengen an den weiteren Standorten wurden auf Grund einzelner Vergleichsanalysen die tiefenspezifischen Durchschnittsgehalte gemäss Tab. 5.8 verwendet. Für Wurzeln in mehr als 30 cm Bodentiefe wurden die Werte aus dem Tiefenintervall 20 - 30 cm verwendet.

Tab. 5.8: C- und N-Gehalte von groben (GW) und feinen Wurzeln (FW) in verschiedenen Tiefenbereichen am Standort 'Jöri' (FW: $n = 6$; GW: $n = 8$).

Die Durchschnittsgehalte werden für die weiteren Standorte verwendet.

Tiefe (cm)	C-Gehalt						N-Gehalt						C/N	
	feine Wurzeln			grobe Wurzeln			feine Wurzeln			grobe Wurzeln			FW	GW
	Min	Ø	Max	Min	Ø	Max	Min	Ø	Max	Min	Ø	Max	Ø	Ø
0 - 5	37.4	40.4	43.1	35.3	41.8	45.0	1.9	2.11	2.7	1.2	1.37	1.8	19.2	30.8
5 - 10	36.1	39.7	42.4	40.3	43.1	46.2	1.4	1.63	2.0	0.8	1.03	1.3	24.4	42.2
10 - 20	40.3	41.3	42.4	41.5	44.1	46.4	1.0	1.24	1.5	0.6	0.74	1.0	33.5	60.0
20 - 30	38.8	40.1	41.5	43.5	44.8	46.1	1.0	1.07	1.2	0.7	0.72	0.8	37.5	62.3

5.3.2 Gespeicherte C- und N-Mengen in Wurzeln

Die durchschnittlichen Wurzelgehalte auf den verschiedenen Untersuchungsflächen wurden in einem ersten Schritt für einzelne Tiefenintervalle untersucht.

An den Standorten 'Vereina' und 'Frömdvereina' wurden verschiedene Kerne über die gesamte Profiltiefe in 5 cm-Intervallen analysiert (normalerweise 10 cm-Intervalle ab 10 cm Tiefe). Daraus hat sich jedoch keine nennenswerte Mehrinformation ergeben und alle weiteren Standorte wurden wieder mit 10 cm-Intervallen beprobt. Zur besseren Vergleichbarkeit sind in Abb. 5.18 (S. 99) die Gehalte an allen Standorten für die gleichen Tiefenintervalle zusammengefasst. Die Gewichtsangaben beziehen sich jeweils auf 1 cm Tiefe und sind somit für unterschiedlich mächtige Bodenschichten vergleichbar. Die Ermittlung der Wurzelgehalte basiert auf folgender Anzahl Bodensäulen: 'Jöri': $n = 32$;

'Frömdvereina': n = 24; 'Vereina': n = 16; 'Stutzalp': n = 9; 'Stutzegg': n = 9. Mit der Profiltiefe nimmt die Probenzahl ab.

5.3.2.1 Variabilität der Wurzelgehalte

Bei der Konzeption einer Beprobung stellt sich die Frage nach der räumlichen Variabilität des zu untersuchenden Parameters, denn eine grosse Variabilität kann nur durch eine entsprechende Erhöhung der Probenzahl adäquat erfasst werden. Weil zur Variabilität alpiner Böden resp. deren Wurzelgehalte kaum Erfahrungswerte aus der Literatur vorliegen, lassen sich in der vorliegenden Arbeit derartige Überlegungen zur Aussagekraft nur im Nachhinein anstellen. Um den Einfluss unterschiedlicher Beprobungsdichten abzuschätzen, wurde die Feldbeprobung mit einem computerbasierten Zufallsexperiment simuliert. Aus den verwendeten Datensätzen wurde mit Hilfe einer Zufallsfunktion 1 - 30 Einzelwerte ausgewählt und rechnerisch zu einer Mischprobe vereinigt. Jedes Experiment wurde je 15 Mal durchgeführt. Dargestellt in Abb. 5.17 ist die prozentuale Abweichung der einzelnen Mittelwerte vom Mittelwert des gesamten Datensatzes. Analoge Überlegungen wurden auch zur oberirdischen Phytomasse auf den entnommenen Bodensäulen (Kap. 5.2.1.1, S. 79) und zu pedologischen Parametern (Kap. 5.6.1.1, S. 121) angestellt.

Durch den verwendeten Durchmesser des Rohrs zur Entnahme der Proben am Standort 'Jöri' von 7.1 cm entspricht eine Probe für den Profilbereich 0 - 20 cm einem Volumen von 791.8 cm^3 . Bei der Verwendung von mehreren Säulen resultieren entsprechend grössere Probenvolumina (z. B. 30 Säulen: $23'754 \text{ cm}^3$).

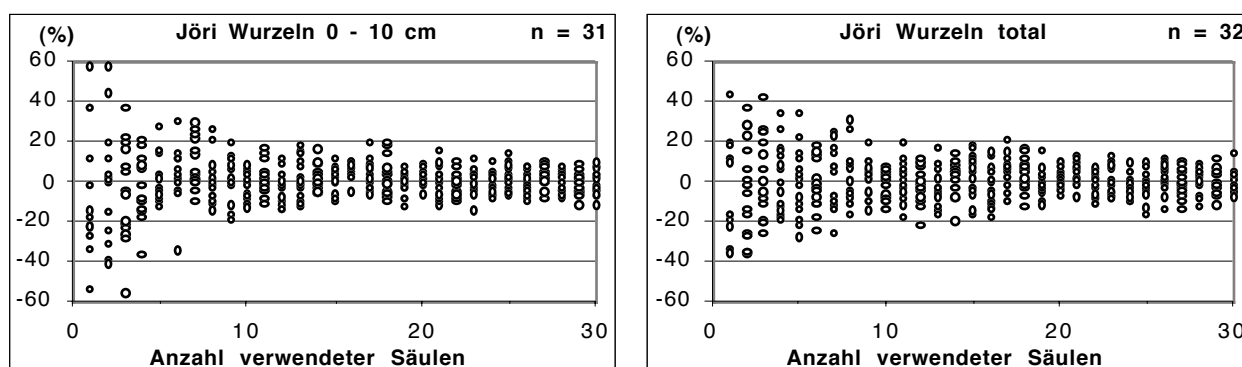


Abb. 5.17: Auswirkung unterschiedlicher Beprobungsdichten auf die prozentuale Fehlertoleranz: Wurzelgehalte 0 - 10 cm (links) und für das gesamte Profil (rechts) am Standort 'Jöri'.

Prozentuale Abweichung vom Mittelwert von 1.608 kg/m^2 (0 - 10 cm) oder 2.469 kg/m^2 für das gesamte Profil; n: Gesamtzahl aller Säulen, von denen jeweils eine bestimmte Anzahl verwendet wurde.

Bei Betrachtung des Profilbereichs 0 - 10 cm (Abb. 5.17, links) zeigt sich deutlich, dass eine sukzessive Steigerung der Anzahl verwendeter Bodensäulen zu einer Einengung der Fehlertoleranz führt. Schon ab neun einbezogenen Bodensäulen liegen die resultierenden Mittelwerte in einem Bereich von $\pm 20 \%$ vom 'wahren Wert', d. h. vom

Mittelwert aller untersuchten Säulen. Eine weitere Einengung des Fehlers auf annähernd $\pm 10\%$ lässt sich nur durch eine starke Steigerung der Säulenzahl auf über 25 erreichen. Wird nun die Variabilität der Wurzelgehalte über den gesamten Profilbereich untersucht, so ergibt sich ein Bild erhöhter Variabilität: Ab dem Einbezug von neun Bodensäulen bleibt die Variabilität grösstenteils im Bereich von $\pm 20\%$, jedoch werden häufiger als bei den obersten 10 cm Werte von 20 % Abweichung festgestellt. Auch bei der Abstützung auf eine Datenbasis von 30 Säulen können Fehler von bis zu 15 % vorkommen.

Der Vergleich der Variabilität der Wurzelgehalte mit den anderen untersuchten Parametern (Phytomasse: Kap. 5.2.1.1; pedologische Parameter: Kap. 5.6.1.1) zeigt, dass biologische Parameter eine stärkere Variabilität aufweisen als die pedologischen. Die oberirdische Phytomasse weist auch beim Einbezug von 30 Bodensäulen eine Variabilität von über $\pm 20\%$ auf. Bei den Wurzelgehalten kann ab 10 entnommenen Säulen davon ausgegangen werden, dass eine Fehlertoleranz von $\pm 20\%$ eingehalten wird. Bei pedologischen Parametern kann bei dieser Anzahl Bodensäulen meist schon eine Sicherheit von $\pm 10\%$ garantiert werden.

An den Untersuchungsstandorten 'Stutzalp' und 'Stutzegg' wurden jeweils nur neun Bodensäulen untersucht. Für die Wurzelgehalte bedeutet dies, dass mit Fehlern in der Grössenordnung von $\pm 20\%$ gerechnet werden muss. Wegen der festgestellten räumlichen Variabilität weisen die Resultate der Wurzelgehalte an diesen Untersuchungsstandorten (Kap. 5.3.2.2) grosse Unsicherheiten auf.

5.3.2.2 Wurzelgehalte an den verschiedenen Untersuchungsstandorten

Bei Betrachtung des Verhältnisses zwischen groben und feinen Wurzeln (Abb. 5.18) zeigt sich ein sehr uneinheitliches Bild.

Der Anteil der feinen Wurzeln an der totalen Wurzelmenge schwankt zwischen den einzelnen Standorten und verschiedenen Tiefenintervallen sehr stark. Ausser für die Berechnung der Profilverteilung der organischen Substanz (Kap. 5.6.4, S. 133) wird im Folgenden auf eine getrennte Auswertung der Grob- und Feinwurzelgehalte verzichtet.

An allen Standorten werden in den obersten 5 cm des Profils am meisten Wurzeln gefunden. Bei der Zusammenfassung der groben und feinen Wurzeln liegt dieser Wert an allen Standorten im Durchschnitt über 50 %.

Der Anteil der Wurzeln in den obersten 20 cm schwankt zwischen 72.1 % und 100 % bei einem Mittelwert von 91 % (vgl. Abb. 5.19, S. 100). Diese zentrale Bedeutung der obersten Bodenbereiche erstaunt bei den flachgründigen alpinen Böden nicht. Bedeutend ist jedoch, dass besonders bei tiefer gelegenen Standorten auch in unteren Profilbereichen mit beträchtlichen Wurzelgehalten und somit auch grossem C-Input gerechnet werden muss. Auf die Wurzelanteile am gesamten Bodenvolumen wird in Kap. 5.6.3 (S. 129) eingegangen.

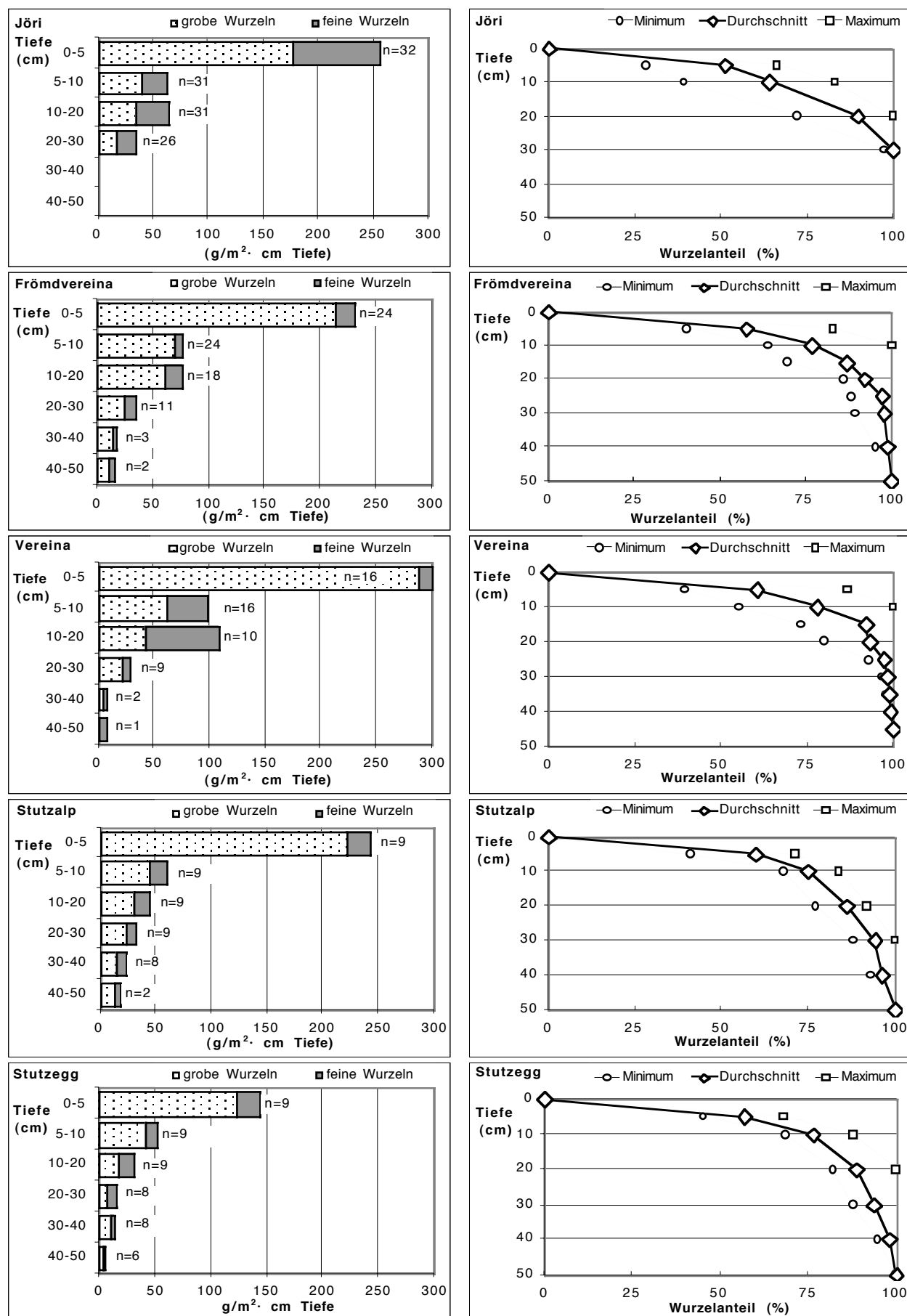


Abb. 5.18: Durchschnittliche Wurzelgehalte an den einzelnen Standorten. Links: Tiefenverteilung in g/m²·cm Tiefe ; rechts: Summenkurve der Wurzelgehalte (Minimum, Durchschnitt, Maximum).

Infolge der geringen Wurzelgehalte im Bodenbereich von 40 - 50 cm kann davon ausgegangen werden, dass mit einer Beprobung der obersten 50 cm der grösste Anteil aller im Boden vorhandenen Wurzeln erfasst werden kann. Auch durch eine Beprobung tieferer Profildbereiche würden nicht wesentlich mehr Wurzeln erfasst. Die Untersuchung der Höhenabhängigkeit der Wurzelgehalte ergab für die Profildbereiche 0 - 5 cm (Resultate nicht dargestellt) und 0 - 10 cm (Abb. 5.19, oben links) kein signifikantes Resultat.

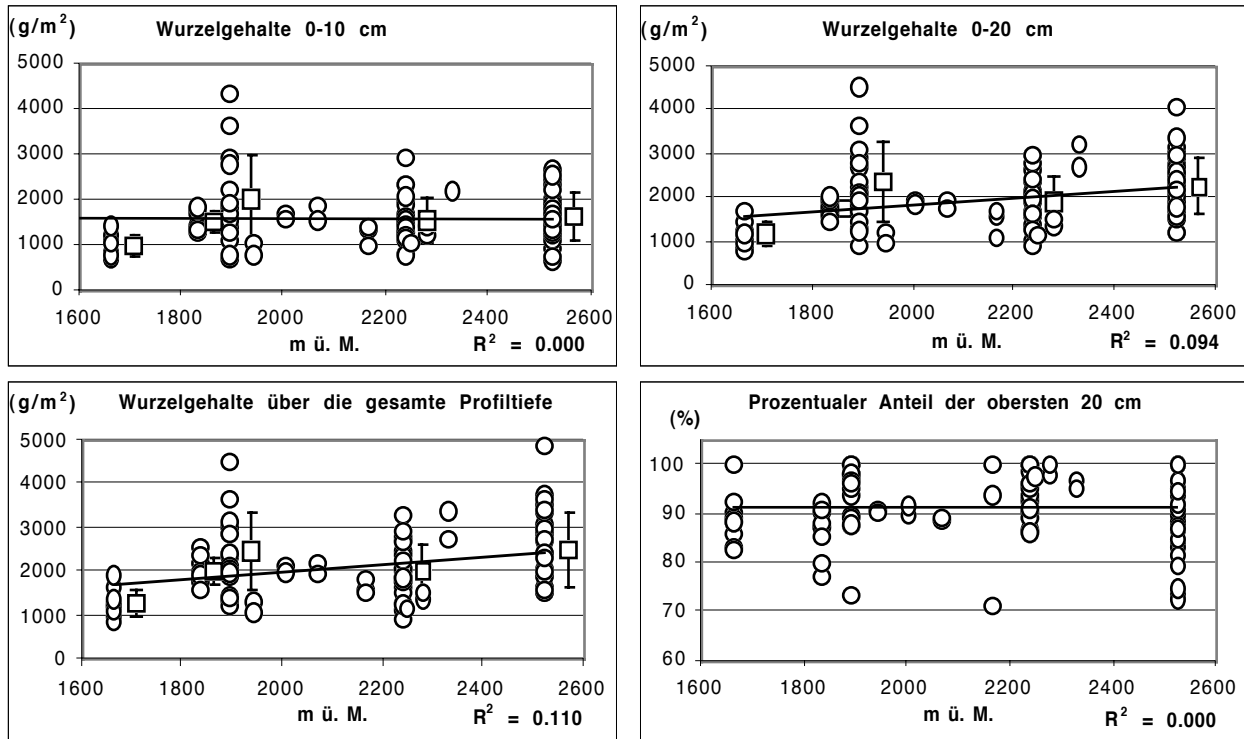


Abb. 5.19: Höhenabhängigkeit der Wurzelgehalte für den Profildbereich 0 - 10 cm, 0 - 20 cm sowie für das gesamte Profil. Unten rechts: Anteil der obersten 20 cm am totalen Wurzelgehalt.

Resultate der Untersuchungsflächen, ergänzt durch dazwischen liegende Transekt-Säulen (n = 104). Lineare Regressionen mit R^2 .

Für den Bereich 0 - 20 cm sowie für den gesamten Profildbereich ergibt sich aus der Korrelation eine signifikante Höhenabhängigkeit ($r_s = 0.360^{**}$ resp. $r_s = 0.362^{**}$; n = 89). Aus Abb. 5.19 geht jedoch hervor, dass sich mit einem linearen Modell höchstens ca. 10 % der Varianz erklären lassen.

Weil sich die Mittelwerte der Wurzelgehalte zwischen den Standorten doch deutlich unterscheiden, werden für die einzelnen Untersuchungsflächen Durchschnittswerte für die Zusammenfassung des C-Inputs verwendet (vgl. Tab. 5.9, S. 105). Die Tatsache, dass bei Betrachtung der gesamten Profiltiefe nur eine schwache Höhenabhängigkeit resultiert, legt die Vermutung nahe, dass die oberen Profildbereiche Wurzelgehalte aufweisen, die von der Höhe unabhängig sind, und dass sich die einzelnen Standorte vor allem bezüglich der Wurzeln in den tieferen Profildbereichen unterscheiden. Abb. 5.19 (unten rechts) zeigt jedoch, dass der Anteil der obersten 20 cm am totalen Wurzelgehalt höhenunabhängig ist.

5.3.2.3 Der Einfluss der Beweidung auf die unterirdische Phytomasse

Analog zur oberirdischen Phytomasse wurde am Standort 'Frömdvereina' der Einfluss der Beweidung auf den Wurzelgehalt untersucht. Gemäss Abb. 5.20 lässt sich erahnen, dass Beweidung zu einer leichten Erhöhung der Wurzelgehalte führt. Oberirdisch mechanisch beanspruchte Pflanzen scheinen ihr unterirdisches Wachstum zu verstärken. Durch den geringen Stichprobenumfang ist eine statistische Absicherung der Hypothese unmöglich.

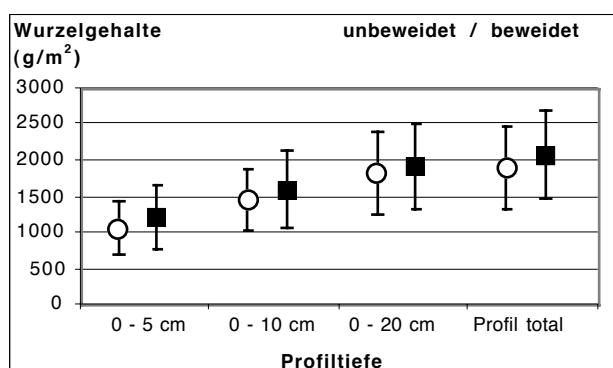


Abb. 5.20: Einfluss der Beweidung auf die Wurzelgehalte.

○: unbeweidete Standorte, ■: beweidete Standorte. Durchschnittswerte mit Standardabweichung.

5.3.2.4 Ober- und unterirdische Phytomasse

Wird die gesamte oberirdische Phytomasse (Tab. 5.5, S. 78 und Tab. 5.6, S. Seite 92) mit der unterirdischen Phytomasse (Zusammenstellung Tab. 5.9, S. 105) in Beziehung gesetzt, so zeigt sich eine klare Höhenabhängigkeit des Verhältnisses (Abb. 5.21).

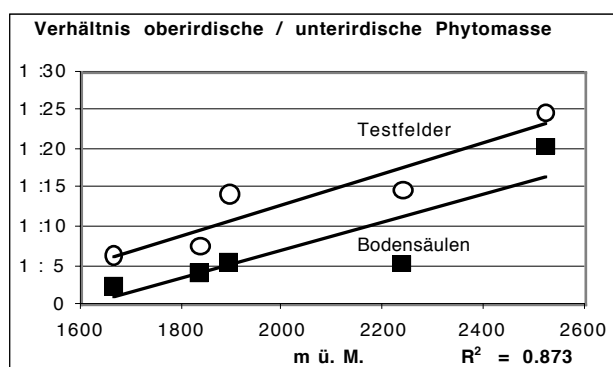


Abb. 5.21: Höhenabhängigkeit des Verhältnisses oberirdischer zu unterirdischer Phytomasse.

○: Phytomasse auf Grund Testfelder mit linearer Regression und R^2 ($y = 0.0198x - 26.773$); ■: Phytomasse auf Grund Bodensäulen mit linearer Regression.

Dies bedeutet, dass die unterirdische Phytomasse in grosser Höhe an Wichtigkeit ge-

winnt und dass somit auch mit einem bedeutenderen unterirdischen C-Input zu rechnen ist. Wird das Verhältnis auf Grund der leicht höheren Phytomasse der Bodensäulen bestimmt (vgl. Kap. 5.2.1), fällt das Verhältnis entsprechend tiefer aus. Dabei ist die klare Höhenabhängigkeit dieser Relation in beiden Fällen hauptsächlich auf die Höhenabhängigkeit der oberirdischen Phytomasse (Abb. 5.9, S. 85) zurückzuführen, denn die unterirdische Phytomasse weist nur eine sehr geringe Höhenabhängigkeit auf (Abb. 5.19, S. 100). In der Untersuchung von Gundelwein (1998, 66) wurden am subarktischen Labaz-See (Sibirien) höhere Verhältnisse gemessen (1:42 bis 1:160).

In den tiefer gelegenen Bereichen des Untersuchungsgebietes wurde an zusätzlichen Lokalitäten die Profilverteilung der Wurzeln unter Waldbedeckung untersucht (Daten im Anhang). Infolge der geringen Probenzahl können keine statistischen Auswertungen gemacht werden, jedoch zeigt sich die Tendenz, dass Waldböden niedrigere Wurzelgehalte aufweisen als benachbarte Grasstandorte. Im Wald fehlt die intensive Durchwurzelung der obersten Profilbereiche durch Gräser und die wesentlich dickeren Wurzeln verholzter Pflanzen werden mit der angewandten Kernbeprobung nicht erfasst.

5.3.3 Wurzeldynamik

Unter der Wurzeldynamik wird im Folgenden der jährliche Wurzelumsatz verstanden. Der Wurzel-Input bezeichnet den prozentualen Anteil der gesamten Wurzelphytomasse, der jährlich in das System Boden gelangt. Die Untersuchung der Wurzeldynamik wurde mit dem Ziel einer genauen Abschätzung der effektiven jährlichen unterirdischen C-Einträge unternommen. Grundsätzlich erscheint es schwierig, kleine Veränderungen vor einem hohen Hintergrundwert und grosser räumlicher Variabilität zu messen. Zur Eliminierung der räumlichen Variabilität wurde die Wurzeldynamik nicht an einzelnen Bodenkernen, sondern an Mischproben untersucht (vgl. Kap. 4.5.2, S. 63). Diese Proben erlauben eine Abschätzung der saisonalen Veränderungen, aber die Beprobungsart schliesst die Auswertung der totalen Wurzelgehalte aus. Diese werden gemäss Abb. 5.18 (S. 99) an entnommenen Bodenkernen ermittelt.

Die Qualität der Beprobung kann anhand der Skelettgehalte eruiert werden, die grundsätzlich keine saisonale Variabilität aufweisen. Der Schwankungsbereich der Skelettgehalte stellt somit ein Artefakt der Beprobung dar. Für die Tiefe 0 - 5 cm liegt der maximale Schwankungsbereich der Skelettgehalte zwischen verschiedenen Beprobungsterminen bei 0.35 % (Standort 'Frömdvereina'). Die Standardabweichung erreicht maximal 0.12. Im Tiefenbereich 5 - 10 cm liegt am Standort 'Stutzegg' ein Ausreisser mit einer Schwankungsbreite des Skelettgehalts von 1.22 % vor. An den übrigen Standorten beträgt die Schwankungsbreite der Skelettgehalte zwischen 0.26 % und 0.5 % bei Standardabweichungen zwischen 0.1 und 0.2. Die Bedeutung dieses Ausreissers ist marginal, weil sich der Wurzelumsatz hauptsächlich im Bereich 0 - 5 cm abspielt.

Die Aufbereitungsverluste betragen für das Tiefenintervall 0 - 5 cm maximal 2 %, für den Bereich 5 - 10 cm maximal 1.6 %. Dieser Unschärfebereich der Methode führt dazu, dass vor allem im unteren Profilbereich mit geringen Wurzelgehalten die Dynamik nur noch als Grössenordnung erfasst werden kann.

Zusammenfassend kann die Misch-Beprobung zur Erfassung der Wurzeldynamik vor allem im relevanten obersten Profilbereich als erfolgreich bezeichnet werden. In tieferen Bodenschichten schwanken in Einzelfällen die Skelettgehalte stärker als die saisonalen Veränderungen der Wurzelgehalte. Resultierende unterirdische Input-Werte sind somit immer nur als Grössenordnung zu verstehen und können nicht als alleinige Grundlage für eine vollständige Bilanzierung dienen. In Abb. 5.22 (S. 104) ist die saisonale Dynamik der Wurzeln an verschiedenen Standorten dargestellt.

Es zeigt sich, dass alle Standorte in den obersten 5 cm des Profils klare saisonale Änderungen des Wurzel-'Pools' (und somit des unterirdischen C-Inputs) aufweisen. Der Tiefenbereich 5 - 10 cm weist dabei geringere Schwankungen auf. Für noch tiefere Profilbereiche ist daher von einer wesentlich tieferen Umsatzrate auszugehen. Für den Wurzel-Input in den tieferen Profilbereichen werden auf Grund dieser Überlegungen gemäss Tab. 5.9 (S. 105) entsprechend niedrige Werte angenommen.

Die erfasste Dynamik der Wurzeln ist somit an allen Standorten hauptsächlich auf grobe Wurzeln im obersten Profilbereich zurückzuführen. Eine Zusammenstellung der Input-Grössen und Umsatzraten befindet sich in Tab. 5.9.

Am Standort 'Jöri' kann in den ersten Wochen der Vegetationsperiode eine starke Abnahme der Wurzelgehalte festgestellt werden. Über den Winter abgestorbene Wurzeln werden erst bei besseren Abbaubedingungen unter erhöhter Temperatur umgesetzt. Der Höhepunkt der Vegetationsperiode zeichnet sich durch ein starkes Wurzelwachstum aus, während gegen Ende der Vegetationsperiode nur noch ein Abbau in geringem Ausmass eintritt. Über die Winterperiode bleibt der Wurzel-'Pool' praktisch konstant. Zwischen minimalem und maximalem Wurzelgehalt in den obersten 10 cm liegt gesamthaft eine Spanne von 11 %.

Am etwas tiefer gelegenen Standort 'Frömdvereina' wurde infolge der fortgeschrittenen Vegetationsentwicklung das Minimum der Wurzelgehalte zum Saisonbeginn nicht erfasst. Der maximale Gehalt wird etwas früher als am Standort 'Jöri' erreicht. Der totale Wurzel-Input beträgt 15 % (0 - 10 cm) der gesamten Wurzelphytomasse. Am Standort 'Vereina' wird ein gegensinniger Verlauf der Wurzelanteile gemessen. Möglicherweise ist dies nicht auf den Einfluss der Meereshöhe, sondern auf den Wasserhaushalt an diesem Standort zurückzuführen. Verschiedene weitere Untersuchungen (Bodentemperatur- und Tensiometermessungen) haben gezeigt, dass der Standort 'Vereina' temporär wassergesättigt ist. Ein Überwiegen der Dekompositionsprozesse gegenüber der Produktion ist nur in den trockenen Sommermonaten möglich und es wird davon ausgegangen, dass durch die spezielle Situation die August-Werte minimale Wurzelgehalte darstellen und folglich der Anteil der umgesetzten Wurzeln bei ca. 18 % liegt.

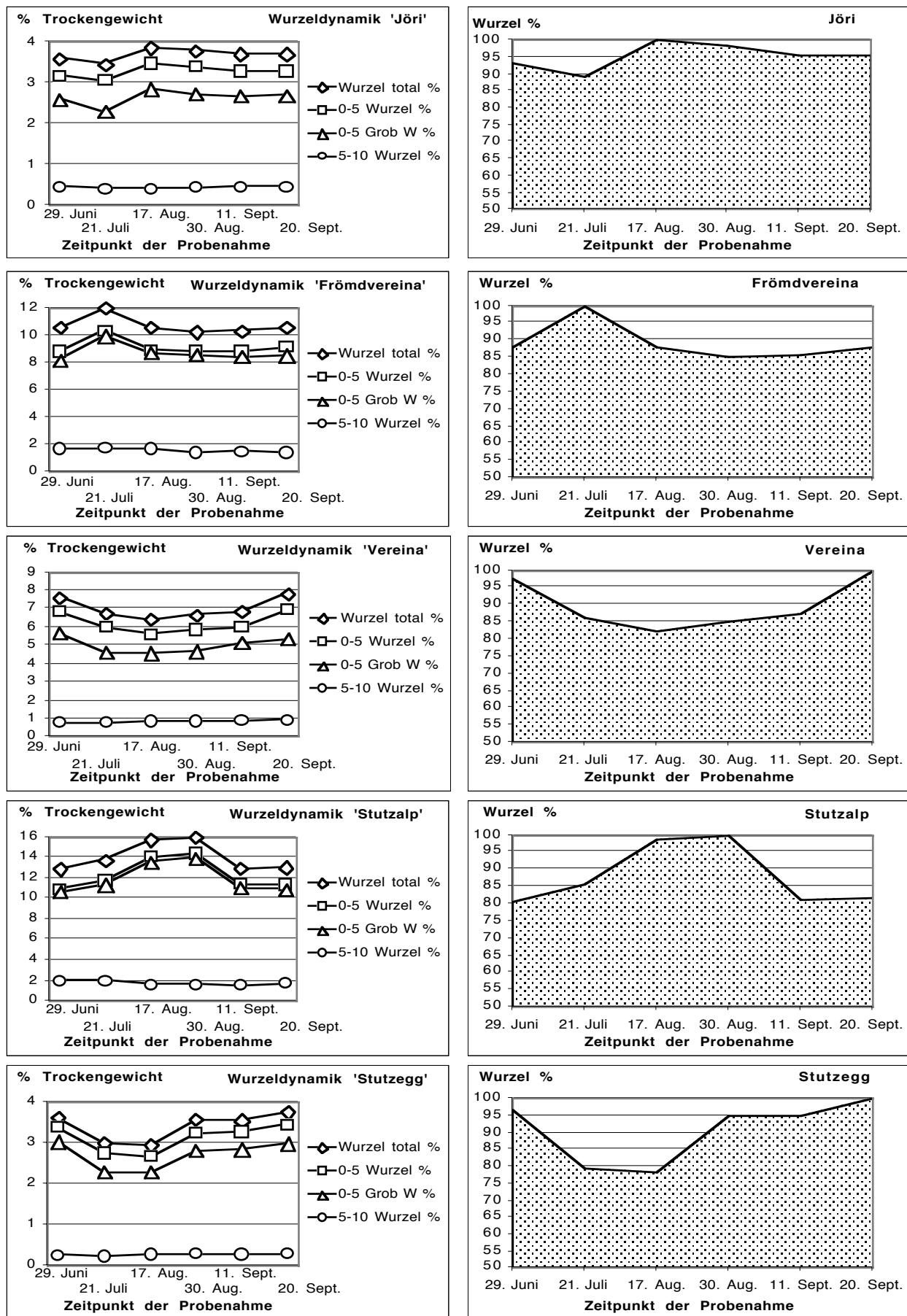


Abb. 5.22: Saisonale Dynamik der Wurzelgehalte auf Grund von Mischproben. Links: Veränderung verschiedener Wurzelklassen (% des Trockengewichts der Probe); rechts: Prozentuale Änderung im Verhältnis zum maximalen Wurzelgehalt. Wurzel total: 0 - 20 cm.

Am Standort 'Stutzalp' wird das Maximum des Wurzelgehalts Ende August erreicht. Sehr wahrscheinlich liegt ein Minimum im nicht beprobten Frühjahr. Deshalb dürfte der totale Umsatz an Wurzeln leicht über den gemessenen 20 % liegen. Für weiter gehende Berechnungen wird für den Profilbereich 0 - 10 cm der abgeschätzte Wert von 25 % verwendet. Der am tiefsten gelegene Standort 'Stutzegg' weist wiederum einen anderen, mit dem Standort 'Vereina' vergleichbaren, saisonalen Verlauf der Wurzelanteile auf. Auch hier wird der Anteil Input höher als die gemessenen 21.6 % geschätzt und entsprechend werden 30 % Wurzelumsatz für die obersten 10 cm angenommen (vgl. Tab. 5.9, S. 105).

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass mit der angewandten Methode klare Veränderungen der Wurzelanteile über die Vegetationsperiode erfasst werden konnten. Dabei beschränkt sich die Dynamik an allen Standorten auf den obersten Profilbereich. An den verschiedenen hoch gelegenen Standorten werden charakteristische Saisonverläufe der Wurzelgehalte festgestellt, aber diese können nur teilweise mit der Höhe in Beziehung gebracht werden. Grundsätzlich sind die umgesetzten Anteile an den höher gelegenen Standorten kleiner. Abweichende Saisonverläufe, wie z. B. am Standort 'Stutzegg', zeigen jedoch, dass der Anteil der umgesetzten Wurzeln neben der Höhe über Meer noch von weiteren Faktoren abhängen muss.

Tab. 5.9: Zusammenfassung der durchschnittlichen Wurzelgehalte, unterirdischer Umsatzraten und der unterirdischen C- und N-Produktion auf den einzelnen Flächen.

Für den Bereich 10 - 20 cm resp. > 20 cm: Anteil Wurzel-Input 3 % resp. 1 %. Berechnung C-Input: C- und N-Gehalte gemäss Grobwurzeln nach Tab. 5.8.

	Jöri	Frömdvereina	Vereina	Stutzalp	Stutzegg
Ø Wurzeln 0 - 5 cm (g/m ²)	1296	1154	1500	1210	721
Ø Wurzeln 5 - 10 cm (g/m ²)	312	383	489	303	255
Ø Wurzeln 10 - 20 cm (g/m ²)	636	342	345	219	157
Ø Wurzeln >20 cm (g/m ²)	225	134	110	287	747
Ø Wurzeln gesamtes Profil (g/m ²)	2469	2013	2444	2019	1880
Anteil 0 - 20 cm an Wurzeln total	89.5 %	93.5 %	94.5 %	86.3 %	88.7 %
Geschätzter Anteil Input 0 - 5 cm	12 %	14 %	19 %	25 %	30 %
Wurzel-Input 0 - 5 cm (g/m ² ·Jahr)	154	166	288	303	216
Wurzel-Turnover 0 - 5 cm (Jahr)	8.4	6.9	5.2	4.0	3.3
Geschätzter Anteil Input 5 - 10 cm	13 %	16 %	15 %	25 %	30 %
Wurzel-Input 5 - 10 cm (g/m ² ·Jahr)	40	63	74	76	77
Wurzel-Turnover 5 - 10 cm (Jahr)	7.8	6.1	6.6	4.0	3.3
Wurzel-Input 10 - 20 cm (g/m ² ·Jahr)	19	10	10	7	5
Wurzel-Input > 20 cm (g/m ²)	2	1	1	3	7
Wurzel-Input total (g/m ² ·Jahr)	216	241	373	388	305
Wurzel-Turnover total (Jahr)	11.5	8.4	6.6	5.2	6.2
C-Input, 0 - 20 cm (g C /m ² ·Jahr)	90.1	101.1	156.6	162.0	125.5
C-Input, ges. Profil (g C /m ² ·Jahr)	91.1	101.7	157.1	163.3	128.8
N-Input, 0 - 20 cm (g N /m ² ·Jahr)	2.67	3.00	4.78	4.97	3.79
N-Input, ges. Profil (g N /m ² ·Jahr)	2.68	3.01	4.79	4.99	3.84

In tieferen Bodenhorizonten scheinen sich Produktion und Dekomposition der Wurzeln laufend zu überlagern, wodurch eine Erfassung der Dynamik mit den angewandten Methoden nicht möglich ist. Auf Grund der gemessenen Wurzelgehalte in tieferen Horizonten muss davon ausgegangen werden, dass trotzdem ein relevanter C-Input vorliegt. Für die Berechnung der Input-Grössen wird der Anteil Wurzel-Input für den Bereich 5 - 20 cm auf 3 %, für den Profiltiefenbereich >20 cm auf 1 % geschätzt. Infolge der geringen Wurzelgehalte in diesen Profiltiefen wirkt sich eine Falschannahme jedoch nicht massgeblich auf den berechneten totalen Wurzel-Input aus.

In Tab. 5.9 (S. 105) sind alle durchschnittlichen Wurzelgehalte, gemessene und abgeschätzte Umsatzraten sowie daraus resultierende Input-Grössen zusammengestellt.

Der unterirdische C- resp. N-Input weist eine deutliche Höhenabhängigkeit auf, die jedoch infolge der geringen Anzahl Werte nicht statistisch abgesichert werden kann. Am Standort 'Stutzegg' werden, basierend auf den geringen Wurzelgehalten, tiefere Input-Mengen errechnet, als auf Grund der Höhenlage zu erwarten wäre.

Bei Betrachtung der profilumfassenden 'Turnover-Zeiten' (Wurzelgehalte und Wurzelumsatz für die gesamte Beprobungstiefen; in Tab. 5.9, fett gedruckt) ergibt sich eine deutliche Höhenunterscheidung. Vor allem der höchstgelegene Standort 'Jöri' weist mit 11.5 Jahren Umsatzzeit einen Wert in der doppelten Grössenordnung der tieferen Untersuchungsflächen auf.

In seiner Datenzusammenstellung zum Thema 'Wurzeldynamik' stellt Körner (1999) fest, dass das Wurzelalter in alpinen Böden zwischen 3 und 10 Jahren schwankt. Für einzelne Hauptwurzeln wurden Alter bis 20 Jahre gemessen. Zusammenfassend kommt Körner (1999) zum Schluss, dass Wurzeln in alpinen Böden älter werden als an wärmeren Standorten und dass dies die Hauptursache für die hohen Wurzelgehalte sein muss.

Vom gesamten Kohlenstoffeintrag fallen durchschnittlich 98.4 % in den obersten 20 cm an. Beim Stickstoff liegt dieser Wert mit 99.4 % sogar noch höher. Diese extreme Bedeutung der obersten 20 cm des Profils für den Element-Input besteht bei allen Standorten.

5.3.4 Zusammenfassende Betrachtung der unterirdischen C-Einträge

Basierend auf den in den vorhergehenden Kapiteln dargestellten Analysen können folgende Ergebnisse zusammengefasst werden:

- Die Qualität der Wurzeln (C- und N-Gehalt, C/N-Verhältnis) ist abhängig von der Grössenfraktion (Grob-/Feinwurzeln) und von der Profiltiefe. Grobe Wurzeln weisen gegenüber feinen Wurzeln tendenziell höhere C- und tiefere N-Gehalte auf. Die N-Gehalte nehmen mit der Profiltiefe ab, wodurch bei beiden Wurzelfractionen in tieferen Bodenhorizonten ein höheres C/N-Verhältnis gefunden wird.

- Die Wurzelgehalte weisen eine grosse räumliche Variabilität auf. Für die Erfassung der Wurzelgehalte an einem Standort mit einer Sicherheit von $\pm 10\%$ ist die Entnahme von 20 Bodensäulen nötig. Die Variabilität der Wurzelgehalte ist jedoch geringer als die Variabilität der oberirdischen Phytomasse auf den entnommenen Bodensäulen.
- An allen Standorten sind durchschnittlich über 50 % der Wurzeln in den obersten 5 cm des Bodenprofils konzentriert. Der Anteil der Wurzeln in den obersten 20 cm schwankt zwischen 72.1 % und 100 % bei einem Mittelwert von 91 %.
- Bei Betrachtung des gesamten Profilbereichs weisen höher gelegene Standorte signifikant grössere Wurzelmengen auf. Für die Berechnung der in Wurzeln gespeicherten Kohlenstoff-Mengen werden standortspezifische Durchschnittswerte verwendet.
- Mit zunehmender Höhe gewinnt die unterirdische Phytomasse an Bedeutung.
- Für die Erfassung der Wurzeldynamik wurde die Mischbeprobung zu verschiedenen Zeitpunkten der Vegetationsperiode erfolgreich angewandt. Der grösste Teil des Wurzelumsatzes spielt sich in den obersten 5 cm des Bodenprofils ab. Der abgeschätzte Anteil am Wurzel-Input nimmt mit der Höhe über Meer ab.
- Beweidung führt zu geringfügig höheren Wurzelgehalten.
- Für jede Untersuchungsfläche lassen sich charakteristische unterirdische C- resp. N-Input-Mengen berechnen (Tab. 5.9, S. 105). Dabei zeigt sich, dass der unterirdische Input mit zunehmender Höhe abnimmt. Vom unterirdischen Input konzentrieren sich 98 % (C) resp. 99 % (N) auf die obersten 20 cm des Profils.
- Die grosse räumliche Variabilität der unterirdischen Phytomasse erschwert die Untersuchung von allfälligen Veränderungen derselben bei ändernden Umweltbedingungen. Daher sind sichere Aussagen nur durch eine möglichst hohe Probenzahl zu erreichen und Untersuchungen mit wenigen Werten (z. B. Stöcklin et al., 1998) sind als eher unsicher zu betrachten.

5.4 Zusammenfassung des ober- und unterirdischen C- und N-Eintrages sowie weiterer Forschungsbedarf

Aus der Zusammenfassung der oberirdischen (Tab. 5.7, S. 94) und der unterirdischen (Tab. 5.9, S. 105) Input-Grössen resultiert der totale C-/N-Input pro Standort (Abb. 5.23; Werte: Tab. 6.1, S. 179). Diese Grössen werden für weitere Bilanzierungen verwendet. Der totale C-Input an den untersuchten Standorten zeigt eine deutliche Höhenabhängigkeit ($r_s = 0.7$), wobei diese auf Grund der geringen Anzahl Werte nicht signifikant ausfällt. Mit einer quadratischen Regression lassen sich 89 % der Gesamtvariation erklären (wird der tiefste Standort 'Stutzegg' nicht in die Auswertung miteinbezogen, so steigert sich R^2 auf 99 %).

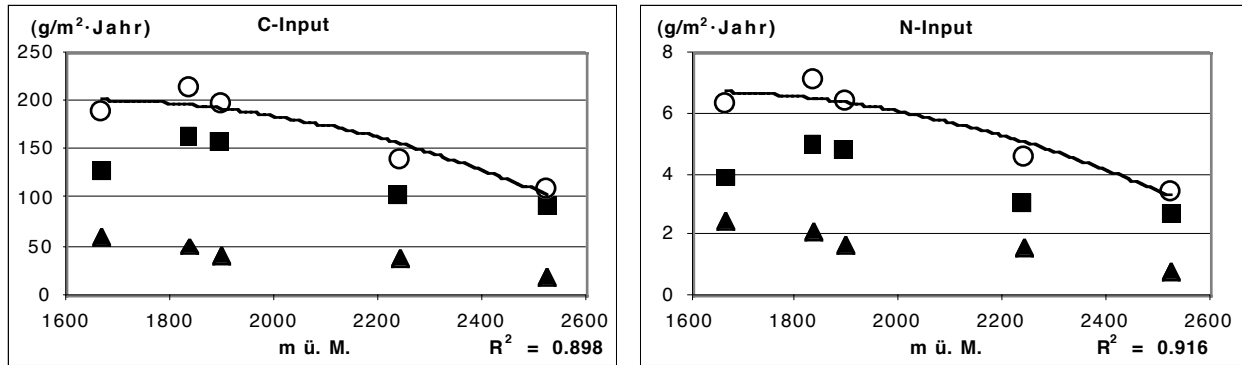


Abb. 5.23: Höhenabhängigkeit des ober- und unterirdischen sowie des totalen C- und N-Inputs.
▲: oberirdischer Input; ■: unterirdischer Input; ○: totaler Input mit quadratischer Regression und R^2 .

Auch bei den Stickstoffgehalten liegt mit $r_s = 0.7$ und $R^2 = 91\%$ eine deutliche Höhenabhängigkeit vor, wobei auch hier infolge der geringen Wertezahl keine Signifikanz vorliegt. Der Ausschluss des Standorts 'Stutzegg' führt zu einem R^2 von 99 %. Der sehr enge Zusammenhang zwischen C- und N-Gehalten erstaunt nicht, denn beide Werte basieren auf identischen unter- und oberirdischen Input-Mengen. Der totale C- und N-Input weist jedoch eine bessere Höhenabhängigkeit auf als der unterirdische Input alleine.

Das Verhältnis von oberirdischem zu unterirdischem Eintrag (Abb. 5.24) weist analog zum entsprechenden Verhältnis ober- zu unterirdischer Phytomasse (Abb. 5.21, S. 101) eine Höhenabhängigkeit auf. Die Menge der unterirdischen Phytomasse übertrifft die oberirdische an allen Standorten bei weitem. Obwohl von der gemessenen Wurzelmasse jeweils nur ein bestimmter Anteil pro Jahr umgesetzt wird, ist auf Grund der vorgenommenen Messungen und Abschätzungen davon auszugehen, dass der unterirdische C-Input gegenüber dem oberirdischen C-Input bei den tief gelegenen Standorten doppelt so hoch, bei den hoch gelegenen Standorten sogar 5 mal so hoch ist. Analoge Verhältnisse liegen beim Stickstoff vor, wobei der unterirdische Input 1.5 - 3.5 mal so hoch ist wie der oberirdische.

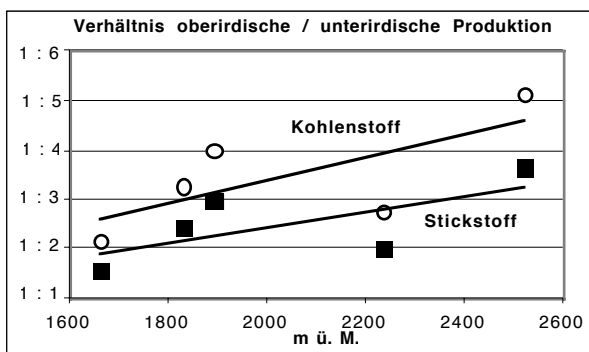


Abb. 5.24: Höhenabhängigkeit des Verhältnisses von oberirdischem zu unterirdischem C- und N-Input. Wurzeldynamik: Input Total
○: Kohlenstoff; ■: Stickstoff; Daten auf Grund Tab. 5.7 und Tab. 5.9.

- Die in Untersuchungen oft vernachlässigten unterirdischen Bereiche sind in einem Kohlenstoffbudget eines alpinen Rasenbodens von eminenter Bedeutung.

Unter den angewandten Methoden und Auswertungsschritten zur Erfassung des unterirdischen und des oberirdischen C- und N-Eintrages stellt die Messung der Wurzel-
dynamik den grössten Unsicherheitsbereich dar. Somit ist zu betonen, dass resultierende Werte stets als Grössenordnung zu verstehen sind und mit entsprechender Vorsicht interpretiert werden müssen.

In den folgenden Abschnitten wird auf den weiteren Forschungsbedarf im Bereich der ober- und unterirdischen Phytomasse und Produktion eingegangen.

Durch die in dieser Arbeit angewandten Methoden hat sich gezeigt, dass die oberirdische Phytomasse sowie die oberirdische Produktion präzise erfasst werden können. Dabei hat sich die Methode von grösseren abgeernteten Testfeldern gegenüber der Bestimmung der Phytomasse auf entnommenen Bodensäulen als resistenter gegenüber der räumlichen Variabilität erwiesen. Weiter gehende Arbeiten in diesem Themenbereich sollten sich der Ausweitung der Messungen in andere klimatische Zonen der Alpen widmen um festzustellen, inwiefern die festgestellten Höhenabhängigkeiten der Produktion übertragbar sind. Ebenso sind zusätzliche vergleichende Untersuchungen zu den verschiedenen bekannten Messmethoden wünschenswert. Auf Grund des derzeitigen Forschungsstandes scheint es praktisch unmöglich, Daten miteinander zu vergleichen, die auf verschiedenen Messmethoden basieren.

In der vorliegenden Arbeit hat sich, analog zu Literaturangaben, gezeigt, dass der unterirdische C-Input in alpinen Rasen von zentraler Bedeutung ist. Während sich Unsicherheiten bei der Bestimmung der totalen Wurzelgehalte an einem bestimmten Standort durch eine entsprechend hohe Probenzahl einengen lassen (vgl. Kap. 5.6.1.1, S. 121), scheinen die grössten Unsicherheiten der vorliegenden Arbeit bei der Bestimmung der Wurzel-
dynamik zu liegen. Neben einer Ausweitung der Untersuchungen auf weitere klimatische Zonen besteht vor allem im Bereich der Wurzel-
dynamik ein deutlicher Forschungsbedarf. Von besonderem Interesse scheint hier ein Vergleich verschiedener Methoden (z. B. "sequential core", "ingrowth core" (Nadelhoffer & Raich, 1992; Körner, 1999; Steingrobe et al., 2000), aber auch eine umfassende Mehrfachbeprobung zur Bestimmung methodischer Unsicherheiten zu sein. Einen wichtigen Faktor des Kohlenstoffkreislaufs an einem Standort stellen die Wurzelexudate dar. Diese Substanzen, die von der Rhizosphäre in die Bodenumgebung abgegeben werden, sind in der vorliegenden Arbeit nicht thematisiert worden. In diesem Bereich sind weitere Untersuchungen von zentraler Bedeutung für das Verständnis lokaler Kohlenstoffbilanzen (vgl. Kuzyakov & Domanski, 2000).

Die Resultate der Kap. 5.2 bis 5.4 wurden in Hitz et al. (2001) publiziert.

5.5 Resultate des Dekompositionsexperiments

Im Rahmen dieser Arbeit wurde ein Dekompositionsexperiment mit Wurzel- und Sprossmaterial zur Abschätzung der standortspezifischen Abbauraten durchgeführt. Die angewandten Methoden sind in Kap. 4.6 (S. 64) aufgeführt. Eine Zusammenstellung der Resultate befindet sich in Tab. 8.8 und Tab. 8.9 (S. 221, Anhang). In Tab. 5.10 sind die Resultate des Methodentests aufgeführt. Hierfür wurde Streu in Dekompositionsbeutel abgewogen und während eines Jahres aufbewahrt. Die Auswaage erfolgte zusammen mit den Proben, die im Feld vergraben waren. Dieser Methodentest dient somit der Überprüfung der Fehler bei der Ein- und Auswaage (Probleme durch das hygroskopische Verhalten des Pflanzenmaterials, vgl. Kap. 4.6) sowie der Fehler durch herausfallendes Material bei der Handhabung der Beutel. Wägefehler führten in einigen Fällen dazu, dass grössere Mengen abgewogen wurden, als bei der Einwaage in die Beutel gelangte.

Nicht überprüft werden Fehler durch die Handhabung im Feld, insbesondere durch einwachsende Wurzeln oder eingeschwemmtes Bodenmaterial.

Die Resultate bestätigen die in Kap. 4.6 angetönte Befürchtung, dass Wurzelmaterial bei der Handhabung problematischer ist als Sprossmaterial. Es müssen methodenbedingte Wägefehlern von über 4 % (Tab. 5.10) in Kauf genommen werden. Wird zudem die grössere Fehleranfälligkeit der Wurzelbeutel gegenüber einwachsenden Wurzeln etc. in Betracht gezogen, erstaunt es nicht, dass die Dekompositionsergebnisse der Wurzeln an einem Standort starken Schwankungen ausgesetzt sind und entsprechend hohe Standardabweichungen aufweisen (vgl. Tab. 8.8, Anhang). Aus diesen Gründen müssen die auf Wurzeldekomposition beruhenden Resultate mit entsprechender Vorsicht interpretiert werden.

Tab. 5.10: Methodentest Dekompositionsexperiment: Materialverlust der Dekompositionsbeutel durch Ein- und Auswaage.

	Material	Code	Anzahl	Einwaage (g) Ø	Verlust (%)			
					Min	Ø	Max	Stabw
Methodentest Spross	Spross	D 17	5	0.24	-0.39	0.05	0.60	0.44
Methodentest Wurzel	Wurzel	D 18	5	0.15	-0.74	0.83	4.16	1.94

Auf Grund der festgestellten geringen Standardabweichungen bei den Beutelsets mit Sprossmaterial werden diese Messresultate als sehr verlässlich angesehen. Morphologisch konnten nach einem Jahr keine Veränderungen am vergrabenen Sprossmaterial festgestellt werden, jedoch trat ein deutlicher Farbwechsel von hellgrün zu braun-grau auf.

5.5.1 Gewichtsverluste der Dekompositionsbeutel

Werden alle Resultate zu den Dekompositionsmessungen an Wurzeln ($n = 20$; 4 Standorte; keine Dekompositionsmessung beim Standort 'Stutzegg') mit den Resultaten des Sprossmaterials ($n = 60$; an 12 Standorten) verglichen, so zeigt sich, dass die Wurzeln über ein Jahr einen Gewichtsverlust von durchschnittlich nur 6.3 % aufweisen. Die Einbusse beim Sprossmaterial beträgt im Durchschnitt 51.4 % (Tab. 8.8, S. 221, Anhang).

Literaturdaten über den Streuabbau in 'Litterbags', wie sie z. B. Gundelwein (1998, 101) zusammengestellt hat, stammen hauptsächlich aus Untersuchungen in arktischen Regionen und sind somit nicht vorbehaltlos vergleichbar. Bei Verlustraten von 30 - 40 % in der Arktis (Sprossmaterial) kann davon ausgegangen werden, dass unter alpinen Verhältnissen tendenziell grössere Mengen abgebaut werden.

Der wesentlich geringere Gewichtsverlust von Wurzeln wurde auch durch Gundelwein (1998) sowie in weiteren Studien festgestellt und ist ein klarer Hinweis auf die schlechte Abbaubarkeit des Wurzelmaterials. Shaver & Billings (1975) führen diese auf den geringen Nährstoffgehalt der Wurzeln zurück. Dennis et al. (1978) begründen die grosse unterirdische Phytomasse arktischer Böden durch den geringen Umsatz des Wurzelmaterials. Die hier gemessenen Verluste von durchschnittlich 6.3 % liegen in derselben Grössenordnung wie die in der Zusammenstellung von Gundelwein (1998, 101) aufgeführten Literaturwerte, die 3 - 10 % betragen.

Der durchschnittliche Verlust der Wurzelmasse während eines Jahres auf Grund des Dekompositionsexperiments liegt wesentlich unter den Resultaten zur Abschätzung des Wurzel-Inputs auf Grund der Analysen zur Wurzelndynamik (Kap. 5.3.3, S. 102), der gemäss Tab. 5.9 (S. 105) für den obersten Profilbereich je nach Standorthöhe zwischen 12 % und 30 % liegt. Dieser Unterschied ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass für das Dekompositionsexperiment ausschliesslich grobes Wurzelmaterial aus der Nasssiebung (Kap. 4.1.3, S. 47) verwendet wurde. Diese Selektion geschah im Hinblick auf die Minimierung der methodischen Verluste durch herausfallendes feines Material, führt jedoch dazu, dass der schnelle Umsatz des feinen Wurzelmaterials unterschätzt wird. Infolge des hohen C/N-Verhältnisses der groben Wurzeln (vgl. Tab. 5.8, S. 96) und der kleineren Wurzeloberfläche wird grobes Wurzelmaterial grundsätzlich schlechter abgebaut als feines.

Möglicherweise sind die tiefen Abbauraten in den Dekompositionsbeutel jedoch auch ein Hinweis darauf, dass der Wurzel-Input auf Grund der Untersuchung der Wurzelndynamik (Kap. 5.3.3) überschätzt wird. Für eine Bilanzierung der Kohlenstoff-Flüsse wird trotzdem auf die Resultate gemäss Kap. 5.3.3 Bezug genommen.

In Abb. 5.25 ist die Höhenabhängigkeit der Gewichtsverluste der Streubeutel dargestellt.

Beim Sprossmaterial ergibt sich eine leichte Zunahme der Verluste an tiefen Standorten, wobei eine genauere Analyse zeigt, dass dieser Effekt von einem einzigen Standort mit dem sehr hohen Gewichtsverlust von beinahe 79 % abhängt. Zudem wird im Folgenden darauf hingewiesen, dass der tiefe Wert am Standort 'Jöri' als unsicher anzusehen ist. Trotzdem bleibt ersichtlich, dass der geringste Gewichtsverlust am höchst gelegenen Standort gemessen wurde, während an tiefer gelegenen Standorten unter bestimmten Bedingungen mit hohen Abbauraten gerechnet werden muss. Durch die geringe Probenzahl und der Tatsache, dass nur von drei Standorten Resultate vorliegen, lässt sich beim Wurzelmaterial praktisch keine Aussage machen und auf weitere Interpretationen wird verzichtet.

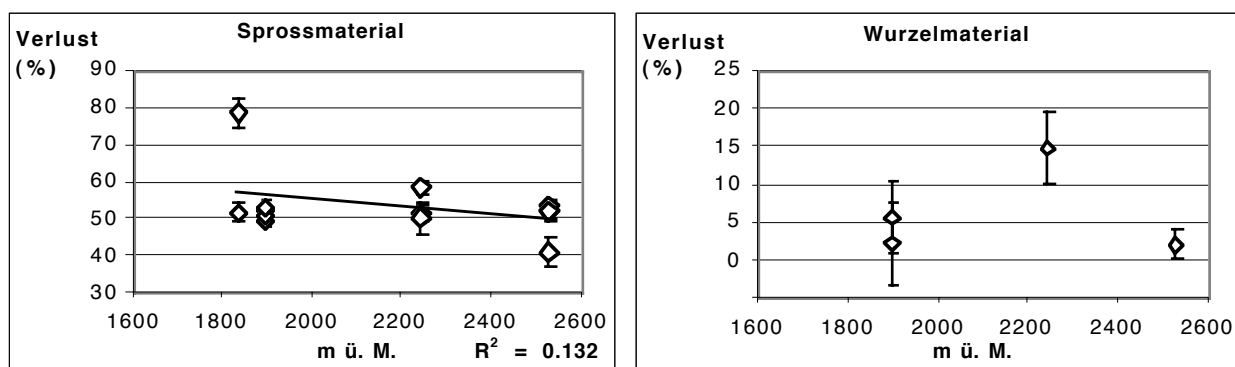


Abb. 5.25: Höhenabhängigkeit der Gewichtsverluste in den Dekompositionsbeutel. Durchschnittswerte mit Standardabweichung aus jeweils fünf Einzelproben.
Links: Sprossmaterial mit linearer Regression ($y = -0.010x + 75.96$) und R^2 ; rechts: Wurzelmaterial.

In Abb. 5.15 (S. 91) ist dargestellt, welche Anteile von der herbstlichen oberirdischen Phytomasse nach der Schneeschmelze als Nekromasse wieder aufgefunden werden. Dabei zeigt sich, analog zu den hier besprochenen Abbauraten auf Grund der Dekompositionsbeutel, dass an tiefer gelegenen Standorten eine Tendenz zu einer geringeren Wiederauffindungsrate resp. einem besseren Abbau vorliegt. Infolge der geringen Anzahl Werte kann diese geringere Wiederauffindung jedoch nicht generell durch den stärkeren Abbau erklärt werden.

Die Zusammenfassung aller Messresultate (Abb. 5.25) charakterisiert zwar eine bestimmte Höhenstufe, vernachlässigt jedoch, dass an einem Standort die Dekomposition von weiteren Faktoren beeinflusst wird. An allen Standorten wurden die Dekompositionsbeutel (bestehend aus jeweils fünf Einzelproben) so angeordnet, dass weitere Einflussfaktoren untersucht werden konnten. Am Standort 'Jöri' wurde, analog zur Messung der Bodentemperatur (Kap. 5.1, S. 69), der Einfluss des Ausaperungszeitpunktes betrachtet. Dahinter steht die Arbeitshypothese, wonach mit der Dauer der schneefreien Vegetationsperiode die Gewichtsverluste der Dekompositionsbeutel zunehmen. Frühe Ausaperung erfolgt auf der Ostseite der Kuppe in Richtung des Jöri-Sees, mittlere Ausaperung auf der Ebene der Kuppe, während der leicht nach Westen ge-

neigte Abhang den spätesten Ausaperungszeitpunkt aufweist. Die Lage der Dekompositionsbeutel ist praktisch identisch mit der Lage der Flächen für die Messung der oberirdischen Produktion (vgl. Kap. 5.2.2.1, S. 81).

Am Standort 'Frömdvereina' wurde ebenfalls an drei Punkten der Einfluss des Ausaperungszeitpunktes auf den Gewichtsverlust der Streubeutel untersucht. Dabei konnte dieser Einfluss nicht klar von der Wirkung der Bodenfeuchte getrennt werden, weil der Standort mit der späten Ausaperung auch gleichzeitig den grössten Wassereinfluss aufweist.

In Abb. 5.26 (links) zeigt sich, dass der Gewichtsverlust der Streu am Jöri-See beim Standort mit einem sehr frühen Ausaperungszeitpunkt wesentlich geringer ausfällt als an den anderen Probestellen. Die Unterschiede sind mit $p = 0.008^{**}$ auf dem 1%-Niveau signifikant. Die Mittelwerte der Ausaperungszeitpunkte 'früh', 'mittel' und 'spät' unterscheiden sich nicht signifikant.

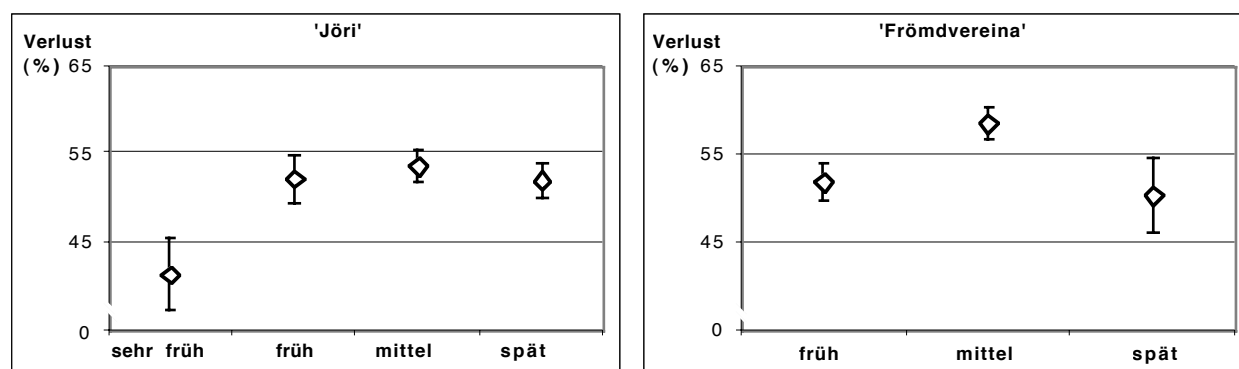


Abb. 5.26: Einfluss des Ausaperungszeitpunktes auf den Gewichtsverlust der Streubeutel mit Sprossmaterial an verschiedenen Probestellen.

Links: Standort 'Jöri'; rechts: 'Frömdvereina'; Mittelwerte mit Standardabweichung.

Am Standort 'Frömdvereina' (Abb. 5.26, rechts) unterscheidet sich der Bereich mittlerer Ausaperungszeit mit $p = 0.008^{**}$ stark signifikant von den 'früh' oder 'spät' ausgeaperten Dekompositionsbeuteln, während die Gewichtsverluste der Beutel an den Bereichen 'früh' und 'spät' eine ähnliche Grössenordnung aufweisen und nicht voneinander unterschieden werden können. Der geringe Gewichtsverlust an der spät ausgeaperten Stelle hängt möglicherweise mit der grösseren Wassersättigung zusammen.

Vor allem die geringen Gewichtsverluste an der sehr früh ausgeaperten Stelle am Jöri-See erstaunen sehr und stehen in klarem Widerspruch zu den erwarteten Ergebnissen. Weil für den geringeren Abbau am früh ausgeaperten Standort keine schlüssige Erklärung gefunden werden kann, wird der ermittelte Gewichtsverlust als Ausreisser interpretiert. Möglicherweise war an diesem Standort der Kontakt des Beutels zum umgebenden Boden nicht ausreichend gewährleistet.

Zusammenfassend scheint der Ausaperungszeitpunkt keinen Einfluss auf die abgebauten Streumengen auszuüben. Mit der geringen Probenzahl ist diese Aussage jedoch nur schwach abgesichert.

An den Standorten 'Frömdvereina' und 'Stutzalp' war die Ausaperung zum Zeitpunkt der Feldarbeiten schon zu weit fortgeschritten, um den Einfluss derselben auf die Dekomposition zu untersuchen. Deshalb wurde bei diesen Standorten der Hauptfokus auf den Einfluss der Bodenfeuchte gelegt. Der Standort 'Vereina' zeichnet sich durch zwei Terrassen aus, von denen die tiefer gelegene einen ganzjährig stärkeren Wassereinfluss aufweist. Weil beide Terrassen eine leichte Neigung aufweisen, konnten vier Stufen unterschiedlichen Wassereinflusses unterschieden werden. Am Standort 'Stutzalp' liegt eine Muldenlage mit zunehmendem Wassereinfluss zum Muldenzentrum hin vor. Leider wurden hier zwei Serien der Streubeutel nicht wieder gefunden, wodurch die Auswertungen auf einer schwachen Datengrundlage basieren.

Die Standorteinteilung 'sehr nass' bis 'sehr trocken' erfolgte somit auf Grund topografischer Merkmale und auf Grund von Bodenbeurteilungen anlässlich der Feldarbeiten.

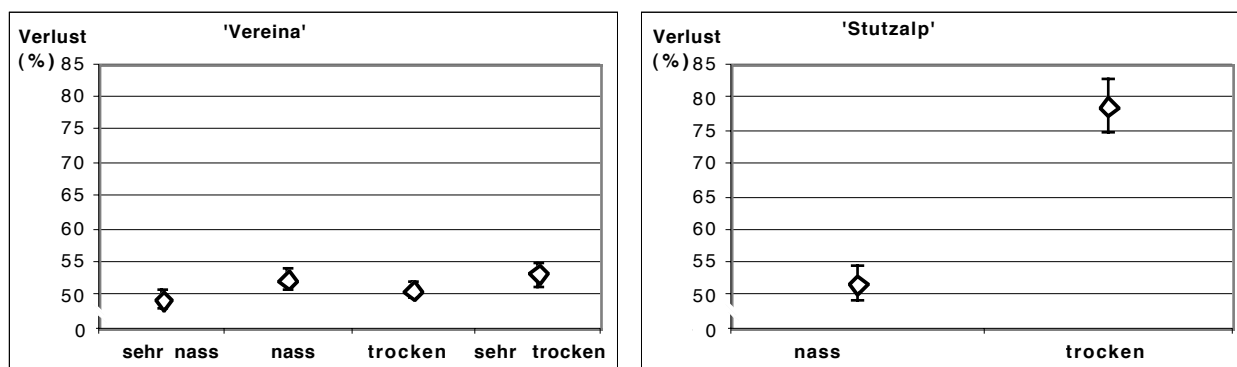


Abb. 5.27: Einfluss des Bodenwasserhaushaltes auf den Gewichtsverlust von Streubeutel mit Sprossmaterial nach einem Jahr.

Links: Standort 'Vereina'; rechts: 'Stutzalp'; Mittelwerte mit Standardabweichung.

Am Standort 'Vereina' ergab sich ein deutlicher, wenn auch nur sehr schwacher Zusammenhang zwischen hoher Bodenfeuchte und geringem Abbau des Streumaterials (Abb. 5.27). Nach einer Klassierung (sehr nass = 1; sehr trocken = 4) erfolgte die Regressionsrechnung. Mit der Geraden $y = 1.0402x + 48.807$ resultiert ein R^2 von 0.323.

Mit $p = 0.008^*$ unterscheidet sich vor allem der sehr nasse vom sehr trockenen Standort. Die Unterscheidung der Zwischenstufen fällt weniger oder nicht signifikant aus. Am Standort 'Stutzalp' unterscheiden sich der nasse und der trockene Standort mit $p = 0.008^{**}$ sogar auf dem 1 %-Niveau klar. Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass feuchtere Standorte eine Tendenz zu einem geringeren Gewichtsverlust, d. h. zu einem schlechteren Abbau haben.

Werden die Gewichtsverluste der Streu in ein einfaches Dekompositionsmodell gemäss Kap. 2.2.5 (S. 66) integriert und für die verschiedenen Untersuchungsflächen zusammengefasst, resultieren Abbaukonstanten 'k' gemäss Tab. 5.11. Diese bilden die Basis für weitere Auswertungen. Die Dekompositionsraten 'k' gehen direkt aus den Gewichts-

verlusten der Streubeutel hervor und zeigen deshalb analoge Abhängigkeiten wie die Gewichtsverluste.

Bei der Zusammenfassung aller Werte der einzelnen Untersuchungsflächen zeigt sich, dass wohl eine gewisse Höhenabhängigkeit besteht, die Resultate aber einer grossen Variabilität unterliegen. Die zentrale Einflussgrösse scheint dabei der Bodenwasserhaushalt zu sein. Die Gewichtsverluste der Streubeutel mit Sprossmaterial sind insgesamt überraschend hoch. Hohe initiale Gewichtsverluste von Streubeuteln an nassen Standorten werden von einigen Autoren (Parinka & Dokuchayev, 1979; Eisenbeiss et al., 1996) nicht auf mikrobiellen Abbau, sondern auf die Auswaschung löslicher Stoffe zurückgeführt. Dies erklärt sich dadurch, dass gemäss Heal & French (1974) 5 - 30 % einer Pflanze aus auswaschbaren Bestandteilen bestehen. Weil jedoch in dieser Untersuchung auch an Standorten, die keine Wassersättigung aufweisen, grosse Verluste gemessen wurden, können diese nicht mit Auswaschung erklärt werden. Wurzelmaterial wird wesentlich schlechter abgebaut. Die negative Abbaurate beim Wurzelmaterial kommt zu Stande, weil nach dem Abbau mehr Material in den Streubeuteln aufgefunden wurde, als sich anfangs darin befand. Dies ist ein weiterer Hinweis auf die schwierige Handhabung von Wurzelmaterial.

Tab. 5.11: Dekompositionsraten 'k' auf Grund der Gewichtsverluste des Dekompositionsexperiments und eines einfachen exponentiellen Abbaumodells gemäss Kap. 4.6.

n: Anzahl Werte; Min: Minimum; Max: Maximum; Ø: Durchschnitt; Stabw: Standardabweichung.

	Standort	Höhe	n	k, Min	k, Ø	k, Max	Stabw
Sprossmaterial	'Jöri'	2'525	20	0.4411	0.6940	0.8192	0.1063
	'Frömdvereina'	2'240	15	0.5859	0.7712	0.9303	0.0982
	'Vereina'	1'895	20	0.6467	0.7226	0.8187	0.0434
	'Stutzalp'	1'835	10	0.6600	1.1454	1.8402	0.4571
Wurzelmaterial	alle Standorte		20	-0.0288	0.0677	0.2270	0.0737

5.5.2 Veränderung der C- und N-Gehalte der Dekompositionsbeutel

Neben einem Gewichtsverlust kann in Dekompositionsexperimenten oft eine Veränderung der Qualität (C- und N-Gehalt) im Verlauf des Abbauprozesses beobachtet werden, weil nicht alle Bestandteile der organischen Substanz gleich schnell umgesetzt werden.

Zur Beurteilung der Qualitätsveränderung durch den einjährigen Abbau des Pflanzenmaterials wurde der Ausgangszustand bestimmt und davon ausgehend relative Veränderungen der Gehalte berechnet (Spross: C: 49.7 %; N: 3.0 %; C/N: 16.8; Wurzeln: C: 52.1 %; N: 1.5 %; C/N: 35.3). Die Qualität des Pflanzenmaterials ist vergleichbar mit demjenigen von Bednorz (2000), der ein C/N-Verhältnis von 18 - 22 gemessen hat. Eine

Zusammenstellung aller Daten der vorliegenden Arbeit ist im Anhang aufgelistet (Tab. 8.9, S. 221).

Im Vergleich mit den C- und N-Gehalten, die im Rahmen der Untersuchung der oberirdischen (Abb. 5.5, S. 78) und unterirdischen (Tab. 5.8, S. 96) Phytomasse gemessen wurden, zeigen sich deutliche Unterschiede: Das beim Dekompositionsexperiment verwendete Sprossmaterial weist höhere C- und N-Gehalte und ein tieferes C/N-Verhältnis auf als die durchschnittliche oberirdische Phytomasse am Standort 'Jöri'. Dies ist darauf zurückzuführen, dass frisches Sprossmaterial von nur einer Pflanzenart benutzt wurde und die durchschnittliche oberirdische Phytomasse auch schon teilweise abgebaute Pflanzenreste beinhaltet. Das Wurzelmaterial des Dekompositionsexperiments weist im Vergleich mit den durchschnittlichen Wurzelgehalten höhere C- und N-Gehalte und ein eher tiefes C/N-Verhältnis auf. Dies ergibt sich daraus, dass nur grobe Wurzeln von einem Standort verwendet wurden.

Beim Sprossmaterial haben bei allen Proben die C-Gehalte leicht zugenommen. Im Durchschnitt aller Proben beträgt die C-Gehaltsänderung nach dem einjährigen Abbau +1 % des Ausgangszustandes (Abb. 5.28, links, Rauten). Die N-Gehalte hingegen sind mit einer Ausnahme alle gesunken und betragen im Durchschnitt -13.3 % des Ausgangsgehalts (Quadrat). Diese beiden Tendenzen führen zu einem Anstieg des C/N-Verhältnisses (Kreise) auf durchschnittlich +18.5 % des Ausgangszustandes.

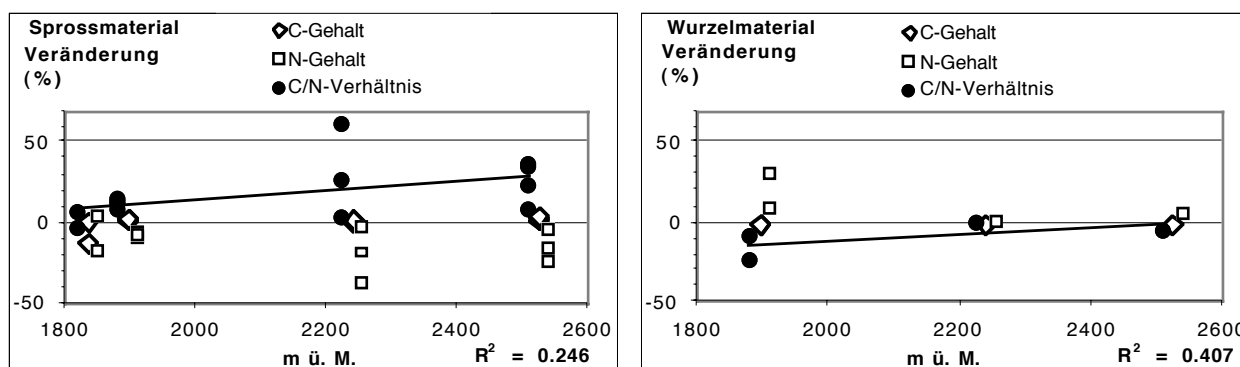


Abb. 5.28: Höhenabhängigkeit der Qualitätsveränderung von Wurzel- und Sprossmaterial nach einjährigem Abbau in Dekompositionsbeuteln. Regressionsgerade des C/N-Verhältnisses.

Links: Sprossmaterial; C/N-Verhältnis: $y = 0.0293x + 55.162$;

rechts: Wurzelmaterial; C/N-Verhältnis: $y = 0.0206x + 45.644$.

Während die C-Gehalte, unabhängig von der Höhe der Untersuchungsfläche, praktisch konstant bleiben, kann bei den N-Gehalten ein leicht stärkerer Abbau an den höher gelegenen Standorten festgestellt werden. Die Veränderung des C/N-Verhältnisses durch den einjährigen Abbau weist daher eine Höhenabhängigkeit auf, die jedoch mit einem R^2 von 0.246 äusserst gering bleibt. Möglicherweise ist Stickstoff in den höher gelegenen Ökosystemen wesentlich stärker limitiert und wird daher entsprechend schneller aufgenommen. Mit einem nur einjährigen Dekompositionsexperiment wird unter alpinen

Bedingungen offensichtlich nur eine initiale Phase des Streuabbaus erfasst. Resultierende Abbauraten stellen somit eine Grössenordnung dar und dürfen nur mit entsprechender Vorsicht auf längere Abbaueiträume übertragen werden. Abbauxperimente mit längerer Dauer sind somit wünschenswert, konnten jedoch im Rahmen dieser Arbeit nicht durchgeführt werden.

Bei den untersuchten Wurzeln (Abb. 5.28, rechts) liegt der durchschnittliche C-Gehalt nach dem einjährigen Abbau bei -1.1 % des Ausgangsgehalts. Der N-Gehalt zeigt im Gegensatz zum Sprossmaterial eine Zunahme um 11.2 %, woraus eine Abnahme des C/N-Verhältnisses um -11.2 % resultiert. Auf Grund des geringen Stichprobenumfangs muss die die relativ gute Korrelation des C/N-Verhältnisses mit der Höhe sehr vorsichtig interpretiert werden.

Das C/N-Verhältnis des Ausgangs-Wurzelmaterials des Dekompositionsexperiments liegt mit 35.3 wesentlich höher als beim Sprossmaterial (16.8). Dies dürfte der Hauptgrund für das unterschiedliche Abbauverhalten sein. In den Wurzeln ist weniger Stickstoff enthalten, und dieser liegt sehr wahrscheinlich auch in stärkeren Verbindungen vor. Daher werden die Wurzeln von Mikroorganismen weniger leicht abgebaut.

Auffällig ist die grosse Variabilität der Veränderung des abgebauten Sprossmaterials am Standort 'Frömdvereina'. Diese Variabilität wurde auch schon bei der oberirdischen Produktion (vgl. Kap. 5.2.2.2, S. 84) festgestellt und steht möglicherweise in Zusammenhang mit dem lokalen Relief. Durch die Lage des Standorts am Fusse eines Hanges mit Ost-Exposition kann schon ein Abstand der einzelnen Probeflächen um wenige Meter zu einem stark veränderten Strahlungshaushalt führen.

Betrachtet man den Einfluss des Ausaperungszeitpunktes auf die Qualitätsveränderung des Sprossmaterials nach einjährigem Abbau (Abb. 5.29), so ergibt sich ein unklares Bild: Am Standort 'Jöri' scheint eine spätere Ausaperung zu einer geringfügig stärkeren Veränderung der Streu zu führen. Sinkende N-Gehalte führen zu einem höheren C/N-Verhältnis. Am Standort 'Frömdvereina' schwanken die Werte unabhängig vom Ausaperungszeitpunkt und lassen somit keine weitere Interpretation zu.

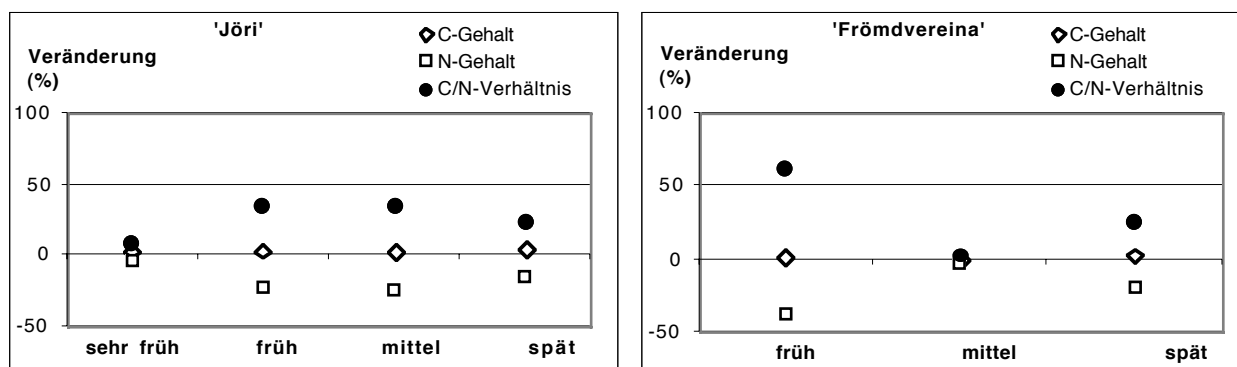


Abb. 5.29: Einfluss des Ausaperungszeitpunktes auf die Qualitätsveränderung der Sprossmaterials nach einjährigem Abbau in Dekompositionsbeuteln.

Links: Standort 'Jöri'; rechts: Standort 'Frömdvereina'.

- Zusammenfassend wird davon ausgegangen, dass der Ausaperungszeitpunkt keinen Einfluss auf die Qualitätsveränderung hat.

In Abb. 5.30 ist der Einfluss des Bodenwasserhaushaltes auf die Qualitätsveränderung des abgebauten Sprossmaterials dargestellt.

Die Festlegung der Stellen, an denen Dekompositionsbeutel eingesetzt wurden, ist auf S. 114 beschrieben. Dabei ergab sich an beiden untersuchten Standorten keine Auswirkung der Bodenfeuchte auf die Qualität des abgebauten Sprossmaterials. Weil bei den Masseverlusten ein Einfluss festgestellt wurde (vgl. Abb. 5.27, S. 114), liegt somit ein kongruenter Abbau vor.

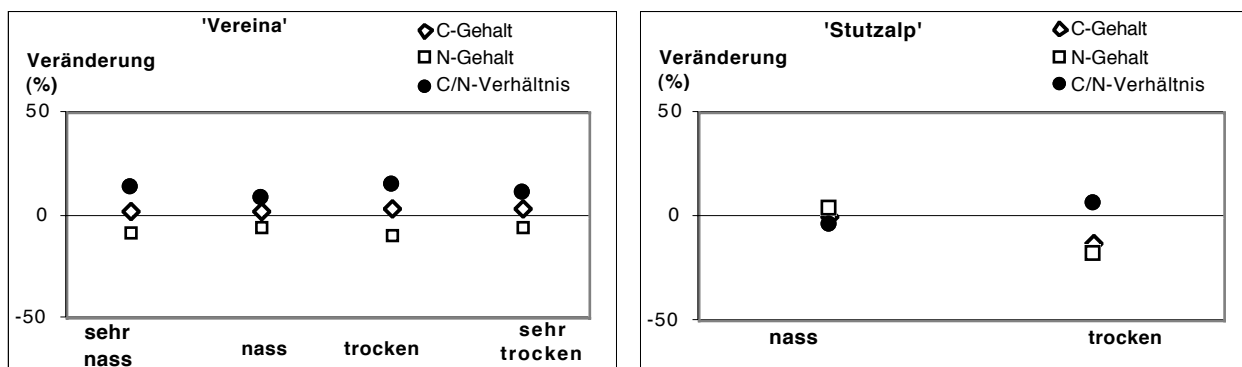


Abb. 5.30: Einfluss des Bodenwasserhaushaltes auf die Qualitätsveränderung des Sprossmaterials nach einjährigem Abbau in Dekompositionsbeuteln.

Links: Standort 'Vereina'; rechts: Standort 'Stutzalp'.

5.5.3 Zusammenfassung der Resultate des Dekompositionsexperiments und Ausblick

- Experimente zur Bestimmung von Dekompositionsraten mittels Streubeuteln konnten erfolgreich durchgeführt werden. Dabei ergeben sich bei der Verwendung von Wurzelmaterial grössere methodenbedingte Fehler als bei oberirdischem Sprossmaterial.
- Wurzeln weisen nach einem Jahr einen Verlust von durchschnittlich 51.4 % auf, während der Verlust beim Sprossmaterial im Durchschnitt 6.3 % beträgt.
- Der geringste Gewichtsverlust wurde am höchst gelegenen Standort gemessen, während an tiefer gelegenen Standorten unter bestimmten Bedingungen mit höheren Abbauraten gerechnet werden muss. Es wurden standortspezifische Abbaukonstanten 'k' festgelegt (vgl. Tab. 5.11, S. 115).
- Der Ausaperungszeitpunkt hat kaum einen Einfluss auf die abgebauten Streumengen.
- Beim Sprossmaterial bleiben die C-Gehalte auch nach dem Abbau konstant, aber die N-Gehalte nehmen auf durchschnittlich 87 % des Ausgangsgehalts ab.

- Das abgebaute Wurzelmaterial weist bei konstanten C-Gehalten eine Zunahme der N-Gehalte und somit eine Abnahme des C/N-Verhältnisses auf.
- Sowohl beim Spross- als auch beim Wurzelmaterial ist die Qualitätsveränderung höhenabhängig. Bei den höher gelegenen Standorten zeigt sich die Tendenz zu einem höheren C/N-Verhältnis.
- Der Ausaperungszeitpunkt und die Bodenfeuchte üben keinen Einfluss auf die Qualitätsveränderung der Streu durch einen einjährigen Abbau aus.

Messungen der Abbauraten mittels 'litter bags' stellen eine anerkannte Feldmethode und eine sehr gute Ergänzung von Laborinkubationsversuchen dar. Die angewandte Methode konnte erfolgreich durchgeführt werden, und die Ergebnisse führen zu ersten Erkenntnissen über alpine Abbaubedingungen. Für künftige Untersuchungen scheint es sinnvoll, vermehrt auf den Abbau von oberirdischem Sprossmaterial einzugehen, weil die auftretenden methodischen Probleme hier einfacher handhabbar sind. Es hat sich als sinnvoll erwiesen, die einzelnen Beutel mit mehreren Kammern zu versehen, um so statistisch breiter abgestützte Daten zu erhalten. Künftig sollte eine Ausweitung der Messungen sowohl bezüglich der Anzahl verwendeter Beutel als auch bezüglich der geografischen Untersuchungsgebiete erfolgen.

5.6 Bodenkundliche Untersuchungen

In diesem Kapitel wird, ausgehend von Betrachtungen zur Repräsentativität einer einzelnen Bodenprobe (Kap. 5.6.1.1), auf die Bodenverhältnisse an den verschiedenen Untersuchungsstandorten eingegangen (Kap. 5.6.2 bis Kap. 5.6.6).

Die Bezeichnung der Bodentypen, Bodenhorizonte und wichtige Analyseresultate sind in Tab. 5.12 (S. 128) zusammengestellt. Profilskizzen (Abb. 8.3, S. 222) und Fotografien (Abb. 8.4) der Böden an den Untersuchungsstandorten sind im Anhang zu finden.

5.6.1 Einleitung

Die vorliegende bodenkundlichen Untersuchungen im Gebiet der Jöri-Seen und des Vereina-Tals basieren hauptsächlich auf der Entnahme von Bodensäulen mit einem Bohrröhr. Die Probenahme sowie deren Aufteilung und Aufbereitung wurden in Kap. 4.1 (S. 45) erläutert. Das Bodenmaterial wurde mit einem nassen Verfahren zur Abtrennung von Wurzeln und Skelettmateriel behandelt (vgl. Kap. 4.1.3). Weil die Säulen unterschiedliche Längen aufweisen, nimmt die Anzahl der Proben mit zunehmender Profiltiefe ab.

Es wurden fünf Testflächen in verschiedenen Höhenstufen intensiv untersucht (vgl. Tab. 3.1, S. 44 und Abb. 3.1, S. 43). Mit der Entnahme weiterer Bodensäulen zwischen den Untersuchungsflächen (sog. 'Transektsäulen', $n = 17$) wurde eine Probenbasis geschaffen, um die Ergebnisse auf das gesamte Untersuchungsgebiet anzuwenden. Die Entnahmestellen der einzelnen Bodensäulen auf den Untersuchungsstandorten (Beprobungsraster) sind dem Anhang zu entnehmen (Abb. 8.2, S. 218). Die erhobenen Daten zur Phytomasse auf den Bodensäulen sowie zu den Wurzelgehalten werden in Kap. 5.2.1 (S. 77) resp. Kap. 5.3 (S. 95) ausgewertet. Im Folgenden wird die Entnahme der Bodensäulen auf den einzelnen Untersuchungsflächen beschrieben.

Auf der Testfläche 'Jöri' (2'525 m ü. M.) wurden total 32 Bodensäulen entnommen. Der höchste Standort 'Jöri' stellt somit die am intensivsten untersuchte Probefläche der vorliegenden Arbeit dar. Davon entstammen 12 aus einer Fläche von 1 m^2 und dienen hauptsächlich der Charakterisierung des Ausgangszustandes im Hinblick auf das Verpflanzungsexperiment (vgl. Kap. 5.7, S. 155). Weitere 20 Säulen wurden in einem Raster von 1.5 m Abstand entnommen, um die Variabilität pedologischer Parameter zu analysieren. Gesamthaft wurde eine Fläche von ca. $6 \text{ m} \cdot 4.5 \text{ m}$ untersucht. Die Länge der einzelnen entnommenen Säulen schwankt zwischen 1.5 cm und 33 cm, bei einer durchschnittlichen Profiltiefe von 25 cm. Das Probenraster wurde so gelegt, dass die Entnahme der einzelnen Säulen nicht durch grössere Steine verhindert wurde. Die Probe-

nahme erfolgte anschliessend systematisch, auch wenn in einem Fall schon nach 1.5 cm massives Gestein erreicht wurde. Diese sehr kurze Bodensäule, die hauptsächlich Bestandteile der organischen Auflage umfasst, stellt eine absolute Ausnahme dar.

Am Standort 'Frömdvereina' (2'240 m ü. M.) wurden 24 Bodensäulen auf einer Fläche ca. 6 m · 6 m entnommen. Sieben der Proben wurden hinter einer Steinmauer auf einer unbeweideten Fläche entnommen, um den Einfluss der Beweidung auf biologische und pedologische Parameter zu analysieren (vgl. Abb. 8.2). Es wurde eine durchschnittliche Profiltiefe von 27 cm erreicht.

Am Standort 'Vereina' (1'895 m ü. M.) wurden 16 Bodensäulen mit einer durchschnittlichen Profiltiefe von ebenfalls 27 cm entnommen. Hier wurde eine Fläche von 4.5 m · 4.5 m mit einbezogen.

Der Standort 'Stutzalp' (1'835 m ü. M.) umfasst neun Bodensäulen bei einer durchschnittlichen Profiltiefe von 40 cm. Ebenfalls neun Bodensäulen wurden am Standort 'Stutzegg' (1'665 m ü. M.) entnommen, wobei hier eine Tiefe von durchschnittlich 44 cm erreicht wurde. An diesen beiden tief gelegenen Untersuchungsstandorten wird nur eine Fläche von 3 m · 3 m untersucht.

Die bodenkundlichen Arbeiten auf diesen Untersuchungsflächen wurden ergänzt durch Untersuchungen der oberirdischen Vegetation (Kap. 5.2), Messungen der Dekomposition (Kap. 5.5) und der Bodentemperatur (Kap. 5.1).

5.6.1.1 Ein Zufallsexperiment zur Beurteilung verschiedener Beprobungsdichten und zur Erfassung der Variabilität pedologischer Parameter

Bei der Planung einer bodenkundlichen Feldbeprobung ist Wissen über die räumliche Variabilität der untersuchten Parameter von grundlegender Bedeutung. Ziel einer Beprobung ist grundsätzlich die Erfassung des 'wahren Werts' eines Parameters, wobei die Ermittlung dieses Werts faktisch einer flächendeckenden Beprobung der gesamten Untersuchungsfläche gleichkommen würde. Durch natürliche Schwankungen wird bei Einzelproben das Resultat möglicherweise stark von diesem 'wahren Wert' der gesamten Untersuchungsfläche abweichen. Durch eine Steigerung der Probenzahl und entsprechender Mittelwertbildung erfolgt eine zunehmende Angleichung des Mittelwerts an den 'wahren Wert'. Das gleiche Ziel kann auch durch die Entnahme von Mischproben erreicht werden. Dabei resultieren zwar keine Erkenntnisse zur Variabilität der untersuchten Parameter, aber der Beprobungsaufwand fällt wesentlich geringer aus. Auch Corti et al. (1998) weisen darauf hin, dass der Variabilität der Skelettgehalte bei der Probenahme grosse Bedeutung geschenkt werden muss.

Ziele der folgenden Überlegungen sind die Ermittlung der nötigen Anzahl Proben zur Erfassung eines Untersuchungsparameters innerhalb festgelegter Fehlerbereiche sowie die Bestimmung der Fehlertoleranz, mit der bei einer festgelegten Probenzahl gerechnet werden muss.

Erste Eindrücke zur Variabilität pedologischer Parameter auf der Untersuchungsfläche 'Jöri' vermittelt Abb. 5.31. Dabei zeigt sich, dass vor allem die Skelettgehalte in verschiedenen Profiltiefen stark variieren. Interessant ist dabei, dass der Schwankungsbereich nicht in allen Profilbereichen gleich gross ist. In den obersten 5 cm des Profils scheint der Boden bei allen untersuchten Säulen ähnlich entwickelt zu sein. Bei einigen Bodensäulen kann eine fortgeschrittene Bodenentwicklung in tiefere Bodenbereiche mit einhergehendem geringen Skelettgehalt festgestellt werden. Bei anderen, benachbarten Säulen hingegen ist diese Entwicklung nicht festzustellen und es liegen entsprechend hohe Skelettgehalte vor. Im Profilbereich 10 - 20 cm liegen die Skelettgehalte wieder enger beisammen, jedoch auf einem höheren Niveau. In diesem Profilbereich liegt somit bei den meisten Säulen keine nennenswerte Zerkleinerung des Skelettmaterials durch die fortschreitende Bodenentwicklung vor. Bei den prozentualen C-Anteilen der Feinerde zeigt sich eine gegenläufige Tendenz: Der Schwankungsbereich der Gehalte nimmt mit zunehmender Profiltiefe ab. Bei den N-Gehalten liegt ein vergleichbarer Profilverlauf vor (nicht in Abb. 5.31 enthalten).

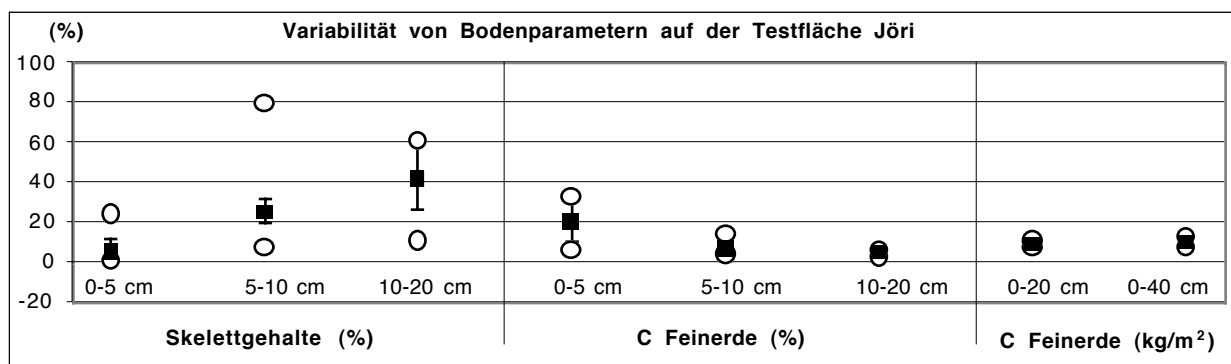


Abb. 5.31: Variabilität von pedologischen Parametern auf der Testfläche 'Jöri': Abweichungen vom Mittelwert.

Minimum, Maximum und Mittelwert (■) mit Standardabweichung ($n \leq 31$).

Bei der Betrachtung der gespeicherten C- resp. N-Mengen in der Feinerde (kg/m^2) resultieren wesentlich engere Schwankungsbereiche als bei den prozentualen Anteilen. Grundsätzlich nimmt die Standardabweichung der gespeicherten Elementmengen in den tieferen Profilbereichen ab. Wird jedoch der gesamte Profilbereich betrachtet (0 - 40 cm), so muss mit höheren Standardabweichungen gerechnet werden, weil einige Bodensäulen tiefere Bodenbereiche gar nicht erreichen.

Diese ersten Betrachtungen legen die Vermutung nahe, dass vor allem die korrekte Ermittlung der Skelettgehalte eine hohe Probenzahl bedingt, während totale Elementmengen auch mit einer geringeren Probenzahl erfasst werden können. Mittels eines Zufallsexperiments soll diese Hypothese im Weiteren untersucht werden.

Um den Einfluss unterschiedlicher Beprobungsdichten abzuschätzen, wurde mit einem computerbasierten Zufallsexperiment die Feldbeprobung simuliert. Dabei wurden aus

dem gesamten Datensatz (Jöri: 32 Bodensäulen) jene Werte eliminiert, die von zu kurzen Säulen stammen (Bereich 0 - 10 cm ohne Säule J106; Bereich 0 - 20 cm: ohne Säulen J106, J109, J115). Für die Betrachtung der gespeicherten Elementmengen über die gesamte Profiltiefe wurden jedoch alle Säulen, d. h. auch die mit 1.5 cm kürzeste Säule J106 einbezogen. Bei diesen Auswertungen ist folglich mit einem grossen, der natürlichen Variabilität entsprechenden Schwankungsbereich der Werte zu rechnen. Aus dem verwendeten Datensatz zur C-Speicherung der Feinerde in verschiedenen Tiefenintervallen wurden mit Hilfe einer Zufallsfunktion n Einzelwerte ausgewählt und rechnerisch zu einer Mischprobe vereinigt (Mittelwert). Dabei wurde n von 1 bis 30 erhöht und jedes Experiment je 15 Mal durchgeführt. Dargestellt in den folgenden Abbildungen ist die prozentuale Abweichung der einzelnen Mittelwerte vom Mittelwert des gesamten Datensatzes. Sieht man die Einzelwerte als repräsentative Zufallsauswahl aus einer grossen Population ($n \gg 31$), so kann der Test in Anlehnung an das Vorgehen von Burri (1996) als Würfelexperiment mit Wiederholung konzipiert werden. Bei den Einzelproben (verwendete Säulen = 1) wurden neben zufällig ausgewählten Proben minimale und maximale Werte einbezogen, um die Spannbreite der Werte zu dokumentieren.

Durch den verwendeten Durchmesser des Rohrs zur Entnahme der Proben am Standort 'Jöri' von 7.1 cm entspricht eine Probe für den Profilbereich 0 - 20 cm einem Volumen von 791.8 cm^3 . Bei der Verwendung von mehreren Säulen resultieren entsprechend grössere Probenvolumina (z. B. 30 Säulen: $23'754 \text{ cm}^3$).

Analoge Überlegungen zum Einfluss der Beprobungsdichte wurden auch zur oberirdischen Phytomasse auf den entnommenen Bodensäulen (Kap. 5.2.1.1) und zu den Wurzelgehalten (Kap. 5.3.2.1) angestellt. In einem ersten Schritt wurden die Parameter 'Skelettgehalt' und 'Lagerungsdichte' für den Profilbereich 0 - 20 cm beurteilt (Abb. 5.32).

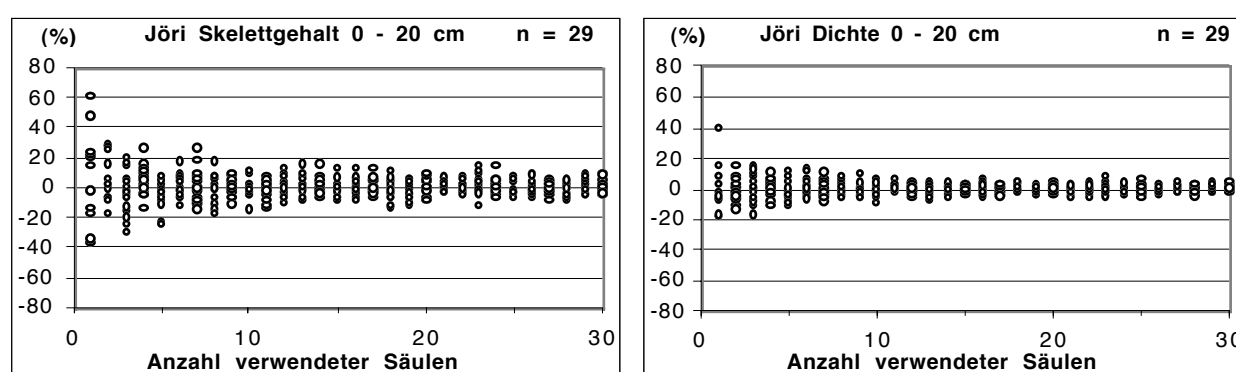


Abb. 5.32: Auswirkung unterschiedlicher Beprobungsdichten auf die prozentuale Fehlertoleranz: Skelettgehalt 0 - 20 cm (links) und Lagerungsdichte 0 - 20 cm (rechts) am Standort 'Jöri'.

Bezug zum Mittelwert: Skelettgehalt: 34.2 %; Lagerungsdichte: 0.974 g/cm^3 ;
 n : Gesamtzahl aller Säulen, von denen jeweils eine bestimmte Anzahl verwendet wurde.

Der Skelettgehalt unterliegt starken Schwankungen, die ab acht verwendeten Säulen im Bereich von $\pm 20 \%$ liegen. Eine weitere Einengung des Schwankungsbereichs auf

$\pm 10\%$ ergibt sich erst, wenn man mehr als 25 Säulen einbezieht. Erstaunlicherweise schwanken die berechneten Lagerungsdichten wesentlich weniger stark, obwohl der Skelettgehalt die wichtigste Einflussgrösse der Lagerungsdichte darstellt. Sobald mehr als 10 Bodensäulen in die Berechnung einbezogen werden, fällt der Schwankungsbereich der Lagerungsdichte unter $\pm 10\%$. Bei einer zusätzlichen Steigerung der Säulenzahl ergibt sich keine merkliche Verbesserung der Ergebnisse und es kann davon ausgegangen werden, dass mit 10 Bodensäulen die Spannbreite der standort-spezifischen Variabilität gut erfasst wird.

Die Variabilität der C-Mengen der Feinerde (kg/m^2) wurde für verschiedene Profiltiefen untersucht (Abb. 5.33).

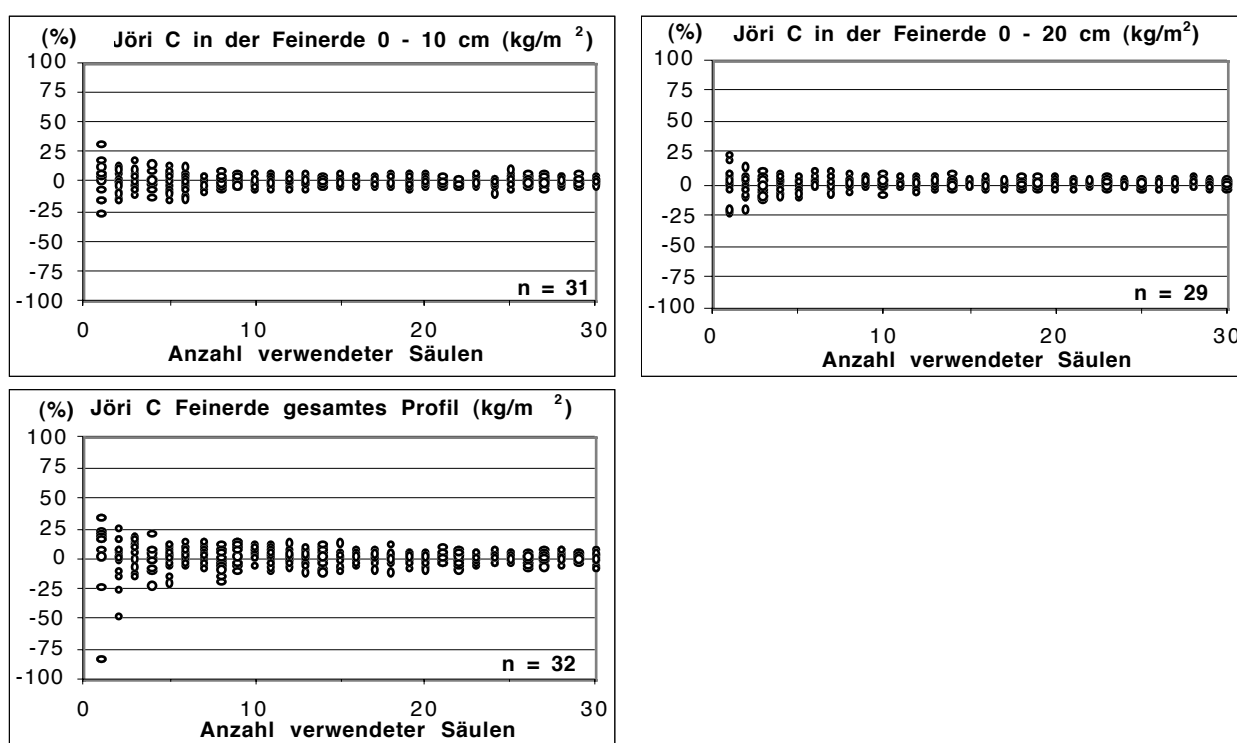


Abb. 5.33: Auswirkung unterschiedlicher Beprobungsdichten auf die prozentuale Fehlertoleranz: Gespeicherte C-Mengen der Feinerde (kg/m^2), 0 - 10 cm, 0 - 20 cm und für das gesamte Profil (unten) am Standort 'Jöri'.

Bezug zum Mittelwert: 0 - 10 cm: 6.174 kg/m^2 ; 0 - 20 cm: 8.758 kg/m^2 ; gesamtes Profil: 9.387 kg/m^2 ; n: Gesamtzahl aller Säulen, von denen jeweils eine bestimmte Anzahl verwendet wurde.

Für den obersten Profilbereich 0 - 10 cm kann davon ausgegangen werden, dass bereits ab sieben Bodensäulen eine Fehlertoleranz von $\pm 10\%$ eingehalten werden kann. Aus einer Steigerung der miteinbezogenen Säulen ergibt sich keine merkliche Einengung der Variabilität. Für den Profilbereich 0 - 20 cm wird eine Fehlertoleranz von $\pm 10\%$ ab acht verwendeten Bodensäulen eingehalten. Eine weitere Steigerung der verwendeten Säulenzahl bringt in diesem Fall jedoch eine merkliche Einengung der Fehlertoleranz: Ab 15 einbezogenen Bodensäulen wird eine Spannbreite von annähernd $\pm 5\%$ eingehalten.

Für die Untersuchung der Variabilität des C-Gehalts der Feinerde über den gesamten Profilbereich wurden wiederum alle Bodensäulen miteinbezogen (Abb. 5.33, unten). Während eine Fehlertoleranz von $\pm 20\%$ schon ab neun verwendeten Bodensäulen eingehalten wird, ergibt eine Steigerung der Probenzahl nur eine zögerliche Einengung der Fehlertoleranz: Der Bereich von $\pm 10\%$ kann erst ab 19 Bodensäulen eingehalten werden. Auch durch den Einbezug von bis zu 30 Bodensäulen resultiert kaum eine weitere Einengung der Fehlertoleranz und es kann davon ausgegangen werden, dass die natürliche Variabilität in dieser Grössenordnung liegt.

Bei der Betrachtung der in der Feinerde gespeicherten N-Mengen (Abb. 5.34) ergibt sich ein ähnliches Bild wie bei den C-Gehalten: Für den Tiefenbereich 0 - 10 cm wird eine Spannbreite von $\pm 10\%$ schon ab dem Einbezug von fünf Bodensäulen praktisch durchgehend eingehalten.

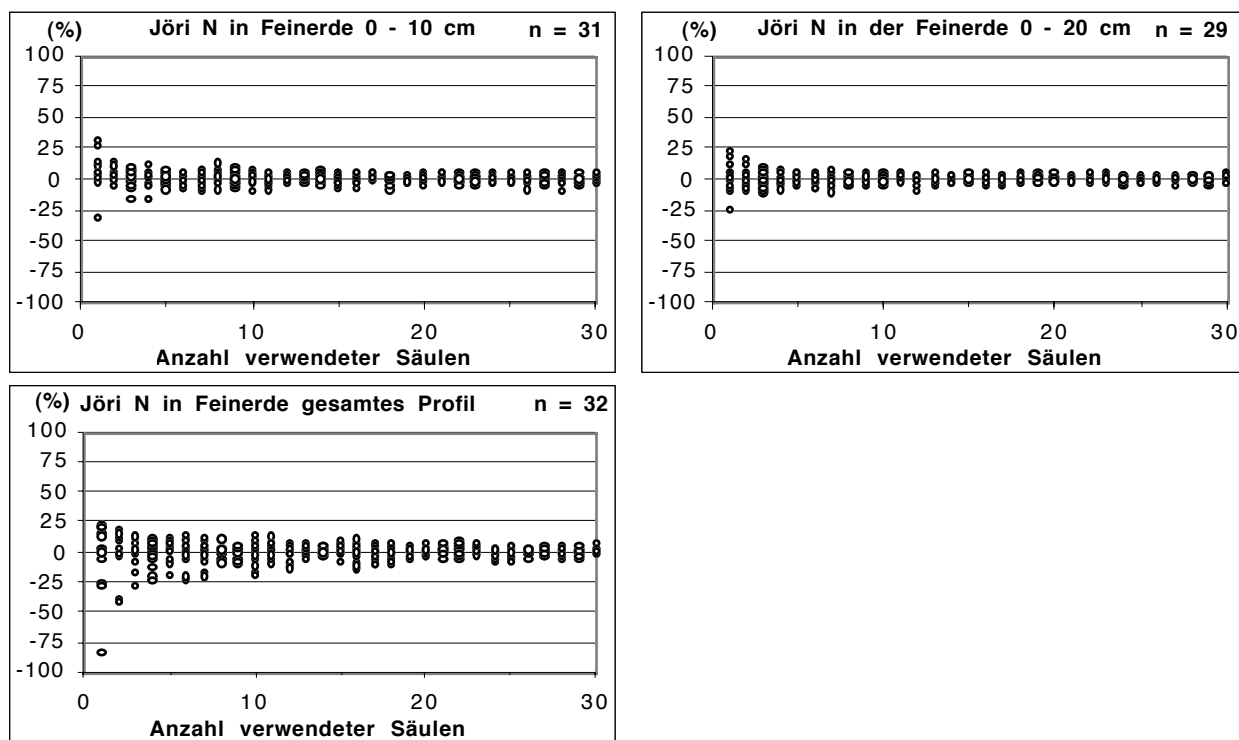


Abb. 5.34: Auswirkung unterschiedlicher Beprobungsdichten auf die prozentuale Fehlertoleranz: Gespeicherte N-Mengen der Feinerde (kg/m^2), 0 - 10 cm, 0 - 20 cm und für das gesamte Profil (unten) am Standort 'Jöri'.

Bezug zum Mittelwert: 0 - 10 cm: 0.373 kg/m^2 ; 0 - 20 cm: 0.519 kg/m^2 ; gesamtes Profil: 0.552 kg/m^2 ; n: Gesamtzahl aller Säulen, von denen jeweils eine bestimmte Anzahl verwendet wurde.

Eine Steigerung der Säulenzahl bringt kaum eine Einengung der Fehlertoleranz. Ebenso wird im Tiefenbereich 0 - 20 cm ein Fehler von $\pm 10\%$ ab fünf verwendeten Bodensäulen eingehalten. In diesem Fall kann jedoch der Toleranzbereich durch den Einbezug von 20 Säulen auf unter 5% gesenkt werden. Beim gesamten Profilbereich (Abb. 5.34, unten) ergibt sich, wiederum hauptsächlich bedingt durch die unterschiedlichen Profiltiefen,

ein wesentlich grösserer Fehler: Ab sieben Bodensäulen wird nur ein Fehlerintervall von $\pm 20\%$ eingehalten. Erst die Vergrösserung der Probenzahl auf über 19 führt zu einer weiteren Einengung auf $\pm 10\%$. Aus einer weiteren Steigerung der Probenzahl resultiert keine zusätzliche Verbesserung der Fehlertoleranz.

- Resultierende Fehler durch eine geringe Probenzahl resp.- menge fallen somit bei N leicht geringer als bei C aus.

Der Vergleich der obigen Resultate mit den Ergebnissen von Burri (1996), der ein analoges Experiment in einem Wald des Schweizerischen Mittellandes bei Möhlin (AG) auf leicht grösseren Flächen durchgeführt hat, lässt sich nicht direkt anstellen, weil unterschiedliche Bodenparameter untersucht wurden. Trotzdem kann festgestellt werden, dass Burri bei Calcium schon ab 5 - 10 Säulen einen Fehler von $\pm 5\%$ erhält, während bei anderen Elementen erst ab einer Einstichzahl von 15 - 20 ein Fehler von $\pm 10\%$ eingehalten werden kann. Im Fall der vorliegenden Untersuchung kann ein Fehlerbereich von $\pm 5\%$ nur in wenigen Fällen ab einer Probenzahl von 15 - 20 eingehalten werden. Für die Ermittlung der profilumfassend gespeicherten C- und N-Mengen mit einer Sicherheit von $\pm 10\%$ sind sogar 19 Proben nötig und auch die Einhaltung eines Fehlers von $\pm 20\%$ bedingt bei gewissen Untersuchungsparametern eine Probenzahl von mindestens 9.

Somit können folgende Resultate zur Variabilität pedologischer und biologischer Parameter zusammengefasst werden:

- Die kleinräumige Variabilität von pedologischen Parametern ist in den untersuchten alpinen Böden wesentlich grösser als in Waldböden des Mittellandes.
- Die grösste Variabilität weisen die biologischen Parameter 'oberirdische Phytomasse auf den entnommenen Säulen' und die 'Wurzelgehalte der Bodensäulen' auf (vgl. Kap. 5.2.1.1 und 5.3.2.1). Die Untersuchung dieser Parameter bedingt somit eine entsprechend hohe Probenzahl.
- Von den pedologischen Parametern erweist sich vor allem der Skelettgehalt als sehr variabel. Ebenso ist die profilumfassende Ermittlung des C- und N-Gehalts mit grossen Fehlern verbunden.
- Für die Erfassung der total gespeicherten Elementmengen unter Einhaltung eines Fehlers von $\pm 10\%$ ist die Entnahme von ca. 20 Bodensäulen nötig. Dies entspricht einem Probenvolumen von ca. $15'800\text{ cm}^3$.
- Bei einer Entnahme von nur neun Bodensäulen, wie in der vorliegenden Arbeit an den Standorten 'Stutzalp' und 'Stutzegg', muss für die total gespeicherten C- und N-Mengen ein Fehler von $\pm 20\%$ akzeptiert werden, während die entsprechenden Mengen in den obersten Profilbereichen mit einem Fehler von $\pm 10\%$ gemessen werden können. Diese Fehler sind bei der Untersuchung von Höhenabhängigkeiten von grosser Bedeutung.

- Resultierende Fehler fallen bei N geringer aus als bei C. Stickstoff weist somit grundsätzlich eine geringere räumliche Variabilität auf als Kohlenstoff.
- Die vorliegenden Erkenntnisse zur hohen Variabilität pedologischer Parameter führen zur grundlegenden Forderung, dass bodenkundliche Untersuchungen alpiner Gebiete auf einer grossen Probenzahl oder auf grossen Probenvolumina basieren müssen. Zudem dürfen Resultate nur mit entsprechender Vorsicht interpretiert werden.

Die Resultate der Kap. 5.3.2.1 und 5.6.1.1 werden in Hitz et al. (submitted) publiziert.

5.6.2 Horizontierung und pH-Werte

Für die Bezeichnung der Bodenhorizonte und der Bodentypen wurde auf das international verbreitete Klassifikationsschema nach FAO-Unesco (1997) Bezug genommen. Weil sich für die Erfassung der gespeicherten Elementmengen eine profilumfassende Beprobung nach festgelegten Tiefenintervallen aufdrängte (vgl. Kap. 4.1.2, S. 46), kann jedoch den einzelnen Tiefenintervallen nicht immer eine genaue Horizontbezeichnung zugeordnet werden.

So wird z. B. der Boden am Standort 'Jöri' auf Grund der deutlichen morphologischen Merkmale als Podsol bezeichnet. Anhand der Analyseresultate lässt sich jedoch die vorliegende Podsolierung kaum als solche erkennen.

Die Messung der pH-Werte erfolgte vor der nassen Skelettabtrennung (vgl. Kap. 4.4, S. 58). Zur Untersuchung der räumlichen Variabilität der pH-Werte des Bodens wurden an 21 Bodensäulen vom Standort 'Jöri' Messungen durchgeführt. Dabei ergab sich eine äusserst geringe Schwankungsbreite: Für alle Tiefenbereiche lagen minimale und maximale pH-Werte um höchstens 0.4 pH-Einheiten auseinander und die Standardabweichungen liegen in allen Bereichen unter 0.1. Von allen in der vorliegenden Arbeit untersuchten Parametern weist somit der pH-Wert die geringste räumliche Variabilität auf, sodass an den weiteren Untersuchungsstandorten die Probenzahl auf vier untersuchte Bodensäulen reduziert werden konnte.

Aus Tab. 5.12 ist ersichtlich, dass auch zwischen den einzelnen Untersuchungsflächen keine nennenswerte pH-Unterschiede bestehen. An allen Standorten liegen die durchschnittlichen pH-Werte im obersten Profilbereich zwischen 3.46 und 3.95, während der pH-Wert in Unterbodenhorizonten bis 4.5 erreichen kann. Schwache Unterschiede sind bezüglich der Versauerungstiefe feststellbar: Der Standort 'Jöri' weist bereits in einer Tiefe von 10 - 20 cm einen pH von über 4 auf, während dieser Wert an tiefer gelegenen Standorten erst im Bereich von 20 - 30 cm erreicht wird. An den tiefst gelegenen Standorten 'Stutzalp' und 'Stutzegg' steigt der pH-Wert erst in einer Tiefe von 30 - 40 cm auf über 4 an. Infolge der geringen Wertezahl und der sehr groben Profilauflösung kann eine eventuelle Höhenabhängigkeit der Versauerungstiefe an den verschiedenen Untersuchungsstandorten nicht statistisch erfasst werden. Die von Schumacher (1999)

durchgeführten Untersuchungen im gleichen Gebiet weisen pH-Werte in einer vergleichbaren Grössenordnung nach.

- Sowohl kleinräumig auf den einzelnen Untersuchungsflächen als auch im Areal des gesamten Untersuchungsgebietes weisen die pH-Werte eine sehr geringe räumliche Variabilität auf.

Die räumliche Variabilität ist somit sehr wahrscheinlich kleiner als die saisonale Variabilität, die gemäss verschiedenen Autoren (Evers, 1983; Riebling & Schaefer, 1984; Papritz, 1993) bis zu 0.5 pH-Einheiten betragen kann.

Tab. 5.12: Typische Eigenschaften der untersuchten Böden. Horizontbezeichnung, pH-Werte und durchschnittliche C- und N-Gehalte der Feinerde.

Bodentypen und Horizontbezeichnungen gemäss FAO-Unesco (1997). Die Bodenhorizonte stimmen nicht immer mit den Beprobungstiefen überein.

Standort und Bodenbezeichnung	Bodenhorizont	Profiltiefe (cm)	pH (CaCl ₂)	C (%)	N (%)	C/N
'Jöri' (Haplic Podzol)	O	0 - 5	3.46	19.3	1.184	16.1
	E, Bs	5 - 10	3.71	6.6	0.368	18.0
	Bs, Bw	10 - 20	4.11	3.8	0.213	17.9
	Bw1	20 - 30	4.33	1.8	0.099	17.7
	Bw2	30 - 40	4.50	0.9	0.053	16.6
'Frömdvereina' (Haplic Podzol)	O1	0 - 5	3.95	29.4	2.035	15.0
	O2	5 - 10	3.85	24.5	1.598	17.4
	E	10 - 20	3.98	15.6	1.014	17.8
	Bs	20 - 30	4.21	13.8	0.872	17.0
	Bw1	30 - 40	4.10	13.8	0.887	18.6
	Bw2	40 - 50	4.10	1.7	0.117	15.4
'Vereina' (Haplic Podzol)	O1	0 - 5	3.53	39.5	2.080	19.2
	O2	5 - 10	3.50	29.6	1.455	22.9
	E, Bhs	10 - 20	3.56	15.1	0.565	26.8
	Bs	20 - 30	4.00	7.7	0.301	25.8
	Bw1	30 - 40	4.10	3.8	0.110	35.5
	Bw2	40 - 50	n. b.	1.9	0.052	36.4
'Stutzalp' (Humic Cambisol)	O1	0 - 5	3.55	34.8	2.844	12.2
	O2	5 - 10	3.58	32.4	2.864	11.4
	O3	10 - 20	3.68	24.8	1.978	12.8
	O4	20 - 30	3.83	24.2	1.746	14.1
	A/Bw	30 - 40	4.03	14.4	0.886	17.6
	Bw	40 - 50	4.15	17.9	0.928	24.0
'Stutzegg' (Haplic Podzol)	O	0 - 5	3.53	20.1	1.724	11.7
	A	5 - 10	3.63	8.4	0.664	12.7
	AE	10 - 20	3.70	6.3	0.373	17.5
	Bs	20 - 30	3.88	5.0	0.221	23.0
	Bw1	30 - 40	4.03	5.0	0.193	26.5
	Bw2	40 - 50	4.15	3.7	0.132	27.4

Die Zusammenstellung der durchschnittlichen Elementgehalte (%) in den jeweiligen Horizonttiefen entspricht der gängigen bodenkundlichen Praxis. Es wurde jedoch bereits darauf hingewiesen (vgl. Kap. 2.2.4, S. 25), dass diese Angaben für die Erfassung gesamthaft gespeicherter Elementmengen nur bedingt tauglich sind und unbedingt durch weitere Angaben wie z. B. Lagerungsdichten und Horizontmächtigkeiten ergänzt werden müssen. In Tab. 5.12 werden trotzdem Durchschnittsgehalte angefügt, damit ein Vergleich mit Literaturangaben ermöglicht wird.

Für Standorte, an denen einige der Bodensäulen durchgehend in 5 cm-Intervalle aufgeteilt wurden ('Frömdvereina' und 'Vereina'), sind die Durchschnittswerte der zusammengefassten Bereiche angegeben. Dies führt tendenziell zu höheren Gehalten, weil die jeweils oberen Intervallbereiche durch die unterschiedlichen Beprobungstiefen überrepräsentiert sind. Auf die Berechnung der profilumfassend gespeicherten Elementmengen (Kap. 5.6.5, S. 137) hat dies jedoch keinen Einfluss. Auf die Variabilität der Elementgehalte wird in Kap. 5.6.4 (S. 133) eingegangen. Das angegebene C/N-Verhältnis stellt einen Durchschnittswert der Verhältnisse der einzelnen Proben dar und hängt somit nicht direkt von den C- und N-Werten der Tabelle ab.

5.6.3 Lagerungsdichten, Skelett- und Feinerdegehalte des Bodens an den verschiedenen Untersuchungsstandorten

Bodenkundliche Untersuchungen beziehen sich oft nur auf den Feinerdeanteil des Substrats. Sobald jedoch eine mengenmässige Abschätzung gespeicherter Stoffe angestrebt wird, ist die Erfassung von Lagerungsdichten und Skelettgehalten unerlässlich. Die Daten dieser Arbeit basieren auf Bodenproben, die einem nassen Verfahren zur Abtrennung der Skelett- und Wurzelanteile unterzogen wurden. Gemäss Kap. 4.1.4 kann davon ausgegangen werden, dass dieses Vorgehen eine saubere Trennung der einzelnen Fraktionen ermöglicht (gemäss Tab. 4.1, S. 48: Skelett, grobe und feine Wurzeln, Feinerde). Die Analyse verschiedener Einzelsäulen ermöglicht sowohl die individuelle Auswertung der Resultate derselben als auch eine standorttypische Zusammenfassung der Resultate eines einzelnen Untersuchungsstandorts. Dieses Vorgehen weist somit gegenüber der weniger aufwändigen Untersuchung von Mischproben grosse Vorteile auf.

Aus Abb. 5.35 ist der durchschnittliche Profilverlauf der Skelett- und Feinerdeverteilung für die verschiedenen Untersuchungsflächen ersichtlich. Die Wurzelgehalte stellen nur in den obersten Profilbereichen einen massgeblichen Anteil der Bodenmasse dar, sind jedoch auch in den tieferen Bereichen wichtig für den standortspezifischen Kohlenstoffhaushalt. Auf die Wurzelgehalte wird ausführlich in Kap. 5.3 (S. 95) eingegangen. Die Verluste des Aufbereitungsverfahrens können allgemein als gering bezeichnet

werden. Dieses Thema wurde in Kap. 4.1.4 (S. 49) besprochen und entsprechende Daten sind in Tab. 8.7 (S. 220) zusammengestellt.

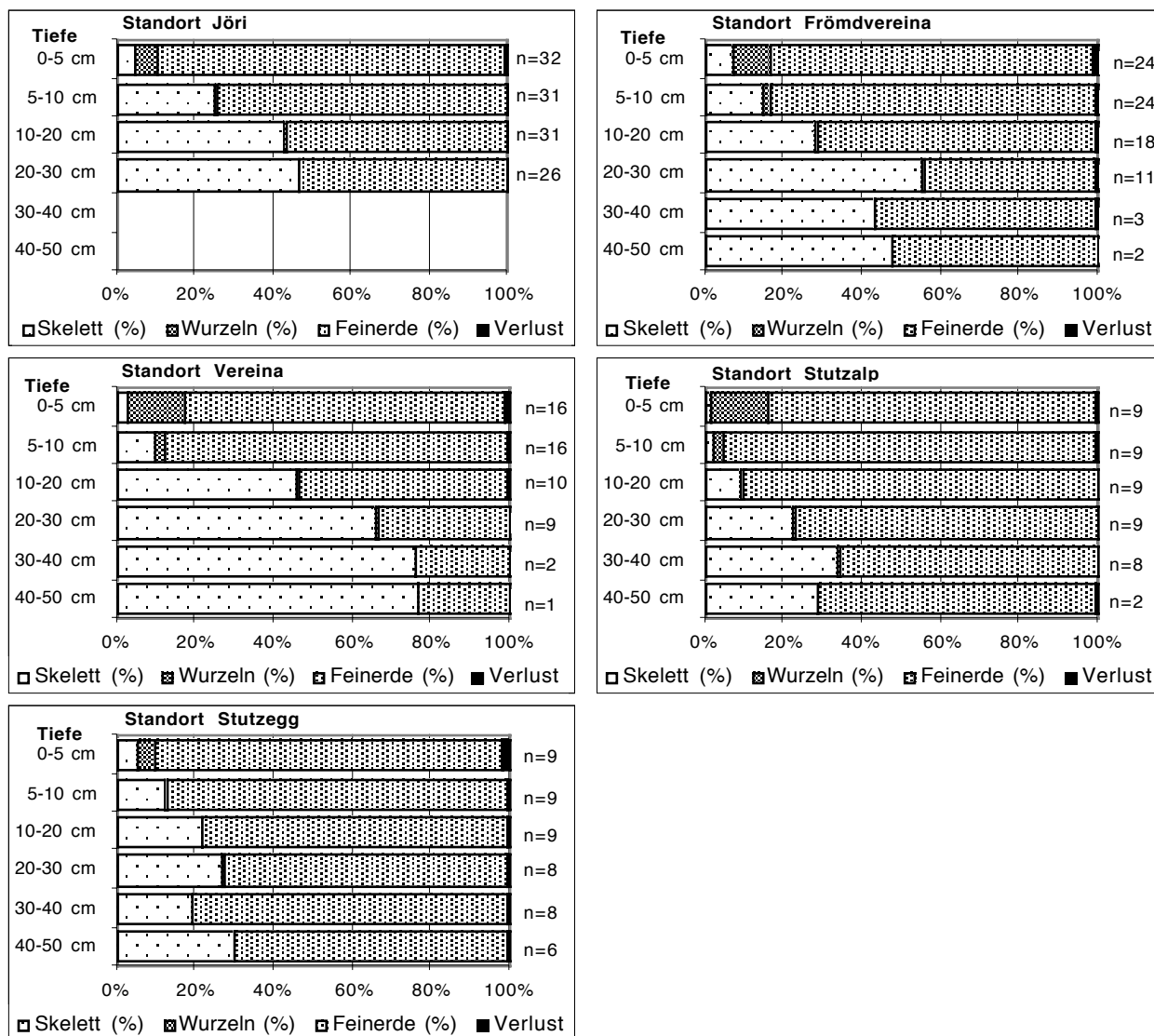


Abb. 5.35: Durchschnittliche Tiefenverteilung der Skelett-, Wurzel- und Feinerdeanteile (%) sowie der Aufbereitungsverluste an den verschiedenen Untersuchungsstandorten.

Grobe und feine Wurzeln sind zusammengefasst.

Somit verbleiben der Skelett- und der Feinerdeanteil als die wesentlichen Bestandteile der Bodenmatrix. Sehr auffällig sind die hohen Skelettanteile, die als typisch für relativ junge alpine Böden bezeichnet werden können. In vielen Fällen wurde dadurch eine Be-
 probung bis in die maximale Profiltiefe von 50 cm, die mit dem verwendeten Bohrgerät möglich wäre, verhindert. Darauf ist es zurückzuführen, dass die Probenzahl mit zunehmender Profiltiefe ständig abnimmt. In den obersten 5 cm des Bodenprofils ist der Skelettgehalt an allen Standorten niedrig. Dies liegt einerseits an der fortgeschrittenen Verwitterung, aber auch an der Bildung organischer Auflagen. Möglicherweise wurden diese Ursachen der geringen Skelettgehalte durch aeolische Staubeinträge verstärkt. Grundsätzlich kann von einem steigenden Skelettgehalt mit zunehmender Profiltiefe aus-

gegangen werden. Die sehr unterschiedlichen Skelettgehalte der tiefsten Bodenhori-
zonte hängen sehr wahrscheinlich mit dem Ausgangssubstrat zusammen, denn von
einem Fortschreiten der Bodenbildung bis in diese Profilbereiche ist nicht auszugehen.

Am Standort 'Frömdvereina' liegt im Tiefenintervall 30 - 40 cm eine Anomalie vor: Die
Skelettgehalte nehmen bei zunehmender Profiltiefe ab. An den Standorten 'Frömd-
vereina' und 'Vereina' wurde ein grosser Teil der Bodensäulen mit einer Tiefenauflösung
von 5 cm über die gesamte Profiltiefe untersucht (Daten nicht abgebildet). Für den
Standort 'Frömdvereina' bestätigen diese Daten das in Abb. 5.35 ersichtliche Skelett-
minimum in der Tiefe von 30 - 40 cm. Diese Verhältnisse können nicht durch bodenbil-
dende Prozesse erklärt werden und sind vermutlich auf das Ausgangsmaterial zurückzu-
führen. Sowohl das lokale Relief als auch die sehr variablen Bodenprofile der Einzel-
säulen sind Hinweise auf den Einfluss akkumulativer Prozesse am Standort 'Frömd-
vereina'.

Am Standort 'Vereina' ergibt diese verfeinerte Profil-Untersuchung, dass sich der beob-
achtbare Anstieg der Skelettgehalte im Unterboden stark auf den Bereich 15 - 20 cm
konzentriert. Während die obersten Profilbereiche als relativ skelettarm bezeichnet
werden können, ist ein plötzlicher Anstieg auf über 50 % festzustellen. Dieser abrupte
Wechsel könnte ein Hinweis auf eine starke Auflagenbildung und somit für das Vor-
liegen einer anomalen Bodenentwicklung sein.

- Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass der Zusatzaufwand, der sich
durch eine feine Unterteilung (5 cm) der Bodensäulen über die gesamte Profiltiefe er-
gibt, nicht gerechtfertigt ist, weil sich dadurch nur wenige zusätzliche Erkenntnisse
ergeben.

Für die statistische Auswertung erfolgte die Kombination der Resultate der einzelnen
Untersuchungsflächen mit den Resultaten der erwähnten Transektssäulen, die als Daten-
ergänzung in den Höhenbereichen zwischen den Untersuchungsflächen entnommen
wurden.

Aus der Korrelation der Skelettgehalte mit der Höhe über Meer resultieren folgende Ab-
hängigkeiten: Tiefenbereich 0 - 5 cm: $r_s = 0.027$; Tiefenbereich 5 - 10 cm: $r_s = 0.449^{**}$;
Tiefenbereich 10 - 20 cm: $r_s = 0.399^{**}$; Tiefenbereich 20 - 30 cm: $r_s = 0.171$ ($n = 88$). Für
grössere Profiltiefen lässt sich die Höhenabhängigkeit der Skelettgehalte nicht schlüs-
sig analysieren, weil an den höher gelegenen Standorten keine Proben aus den tiefen
Profilbereichen entnommen werden konnten.

Während die obersten 5 cm der Bodenprofile an den verschiedenen Untersuchungs-
standorten einen sehr ähnlichen, tiefen Skelettgehalt aufweisen (Abb. 5.36, oben links)
und die Skelettgehalte in den tiefen Horizonten grösstenteils das Ausgangsmaterial re-
präsentieren, unterscheidet sich die Bodenentwicklung vor allem in den Bereichen von
5 - 20 cm.

Es zeigt sich in den Profiltiefen 5 - 10 cm und 10 - 20 cm (Abb. 5.36) ein signifikanter An-

stieg der Skelettgehalte mit zunehmender Höhe über Meer, wobei diese Abhängigkeiten mit $R^2 = 0.152$ resp. $R^2 = 0.104$ äusserst gering ausfallen. Während an den hoch gelegenen Standorten in dieser Bodentiefe mit grossen Skelettanteilen zu rechnen ist, weisen tiefer gelegene Standorte in diesen Profilbereichen schon eine deutliche Bodenentwicklung auf.

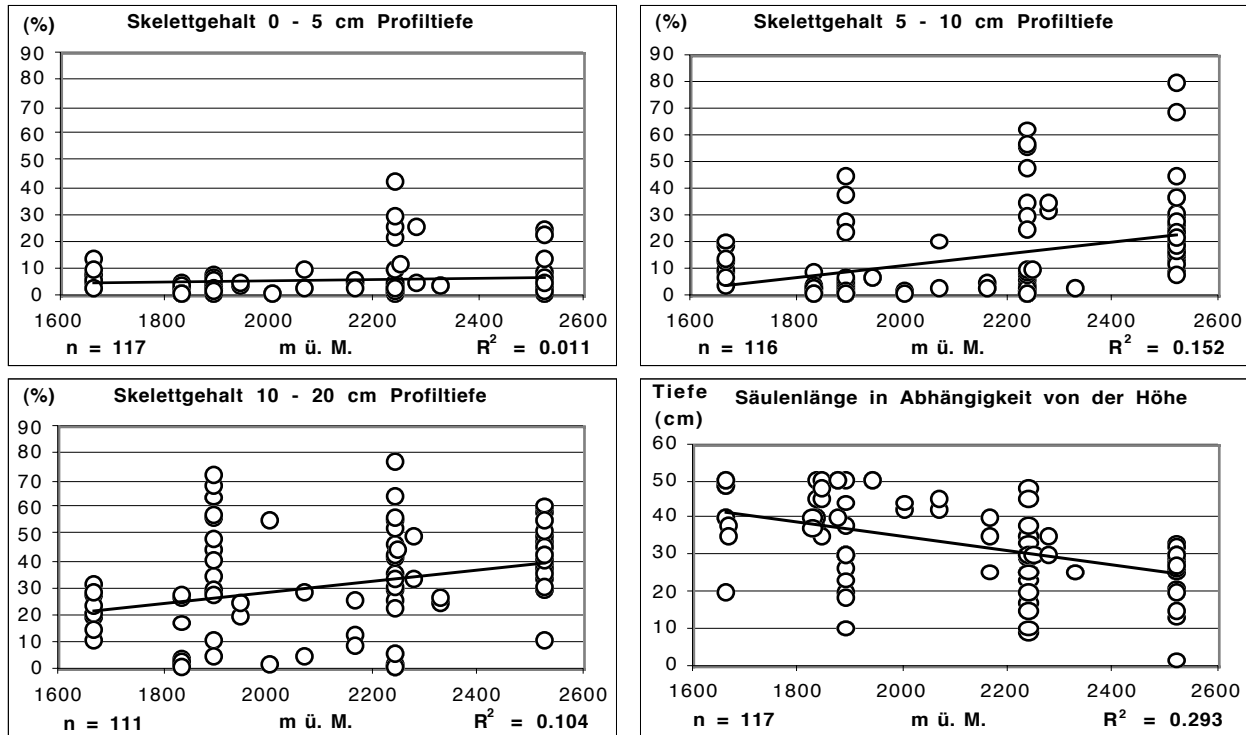


Abb. 5.36: Höhenabhängigkeit des Skelettgehalts in den Profilbereichen 0 - 5 cm, 5 - 10 cm und der untersuchten Profiltiefe (unten) mit linearer Regression.

0 - 5 cm: $y = 0.002x - 0.314$; 5 - 10 cm: $y = 0.022x - 32.865$; 10 - 20 cm: $y = 0.021x - 14.113$; 20 - 30 cm (nicht abgebildet): $y = 0.018x + 7.583$, $R^2 = 0.055$; Profiltiefe: $y = -0.019x + 73.764$.

Diese Tendenz zu geringeren Skelettgehalten schlägt sich auch in der Länge der entnommenen Bodensäulen nieder, denn der hohe Skelettgehalt verhindert oft das tiefere Eindringen des Bohrrohrs (Abb. 5.36, unten rechts). Aus der Korrelation resultiert eine hoch signifikante Abhängigkeit mit $r_s = -0.578^{**}$, wobei auch hier die erklärte Variation mit $R^2 = 0.293$ äusserst gering ausfällt.

Die Lagerungsdichten der einzelnen Bodensäulen stehen in direktem Zusammenhang mit dem Skelettgehalt, werden jedoch durch weitere Faktoren, wie dem Gehalt an organischer Substanz beeinflusst. Dadurch fallen die resultierenden Höhenabhängigkeiten anders aus als bei den Skelettgehalten: Tiefenbereich 0 - 5 cm: $r_s = 0.644^{**}$; Tiefenbereich 5 - 10 cm: $r_s = 0.471^{**}$; Tiefenbereich 10 - 20 cm: $r_s = 0.537^{**}$ ($n = 111$); Tiefenbereich 20 - 30 cm: $r_s = 0.659^{**}$ und für den zusammengefassten Tiefenbereich 0 - 20 cm: $r_s = 0.552^{**}$ ($n = 110$). Somit liegt für alle Profilbereiche eine hoch signifikante Zunahme der Lagerungsdichten mit steigender Höhe über Meer vor.

In Abb. 5.37 ist die Höhenabhängigkeit der Lagerungsdichte exemplarisch für verschiedene Profilbereiche dargestellt. Die Tendenz, dass an hoch gelegenen Standorten in allen Profilbereichen mit hohen Lagerungsdichten gerechnet werden muss, ist deutlich ersichtlich. Es können jedoch maximal 40 % der Varianz erklärt werden. Wiederum unterliegt der Parameter 'Lagerungsdichte' einer grossen räumlichen Variabilität. Die Tatsache, dass die Lagerungsdichten eine deutlichere Höhenabhängigkeit als die Skelettgehalte in den jeweiligen Profiltiefen zeigen, muss mit dem Einfluss höherer Wurzelgehalte und der organischen Substanz zusammenhängen.

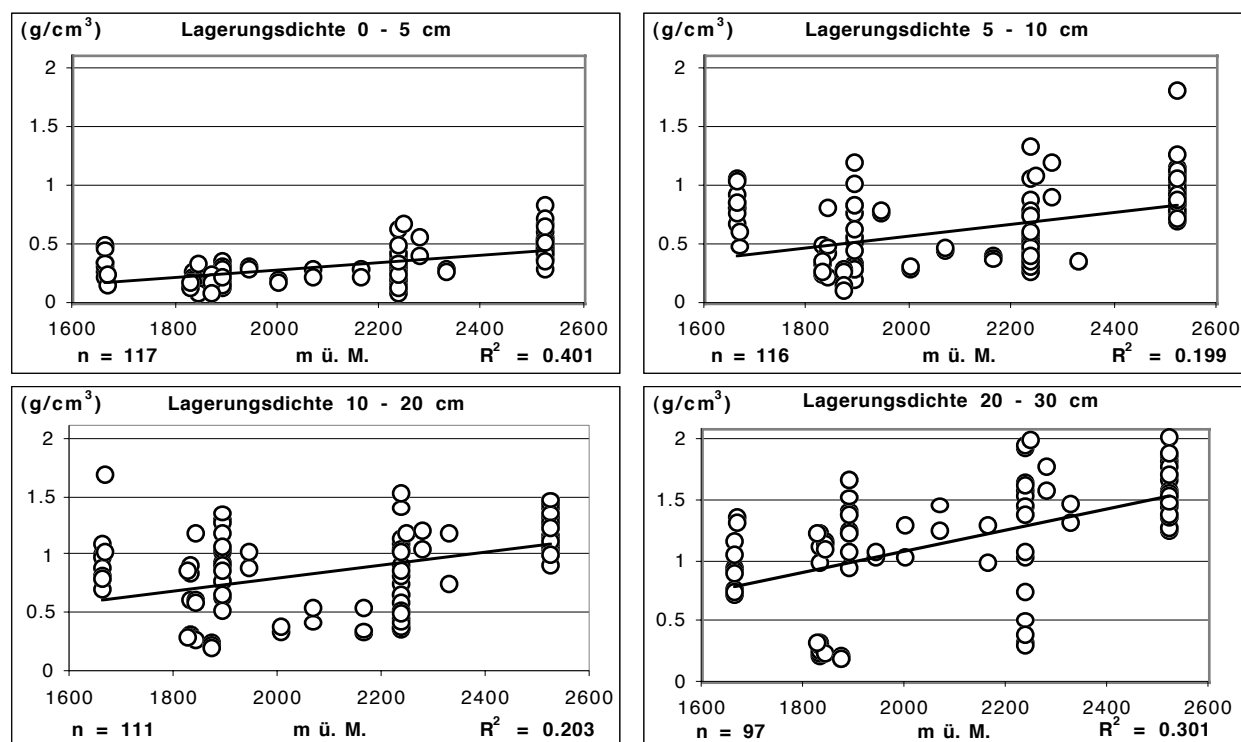


Abb. 5.37: Höhenabhängigkeit der Lagerungsdichte in verschiedenen Profilbereichen mit linearer Regression.

$$0 - 5 \text{ cm: } y = 0.0003x - 0.4015; 5 - 10 \text{ cm: } y = 0.0005x - 0.4062; 0 - 20 \text{ cm: } y = 0.0006x - 0.3009; 20 - 30 \text{ cm: } y = 0.0009x - 0.7243.$$

5.6.4 Profilverteilung der C- und N-Gehalte der Feinerde an den verschiedenen Standorten

In Abb. 5.38 ist die Profilverteilung der C-Gehalte, in Abb. 5.39 derjenige der N-Gehalte an den verschiedenen Untersuchungsstandorten dargestellt. Da alle Proben kalkfrei sind, stellen die mittels Total-Analysator erhobenen C-Werte die organischen Kohlenstoffgehalte dar. Das Aufführen von Gehaltsangaben ist besonders bei alpinen Böden mit ihren hohen Skelettanteilen mit grossen Problemen verbunden. Eine vertiefte Analyse der gespeicherten Elementmengen erfolgt deshalb in Kap. 5.6.5 unter Einbezug der Lagerungsdichten.

Bei den C-Gehalten (Abb. 5.38) zeigen grundsätzlich alle Standorte die erwartete Ge-

haltsabnahme mit zunehmender Profiltiefe, ausgehend von einem sehr hohen Niveau im obersten Profildbereich. Diese hohen C-Gehalte führen dann auch dazu, dass gemäss Tab. 5.12 (S. 128) an den verschiedenen Standorten mehrere Profildbereiche mit 'O', d. h. als 'organische Auflage-Horizonte' bezeichnet werden müssen. Somit weisen alle Standorte eine mehr oder weniger mächtige Bildung von Auflagehorizonten auf, die jedoch wegen der bekannten Schwierigkeiten bei der Anwendung klassischer Humusformen-Klassifikationsschemata auf alpine Rasen, morphologisch im Feld nur schlecht erkannt werden können.

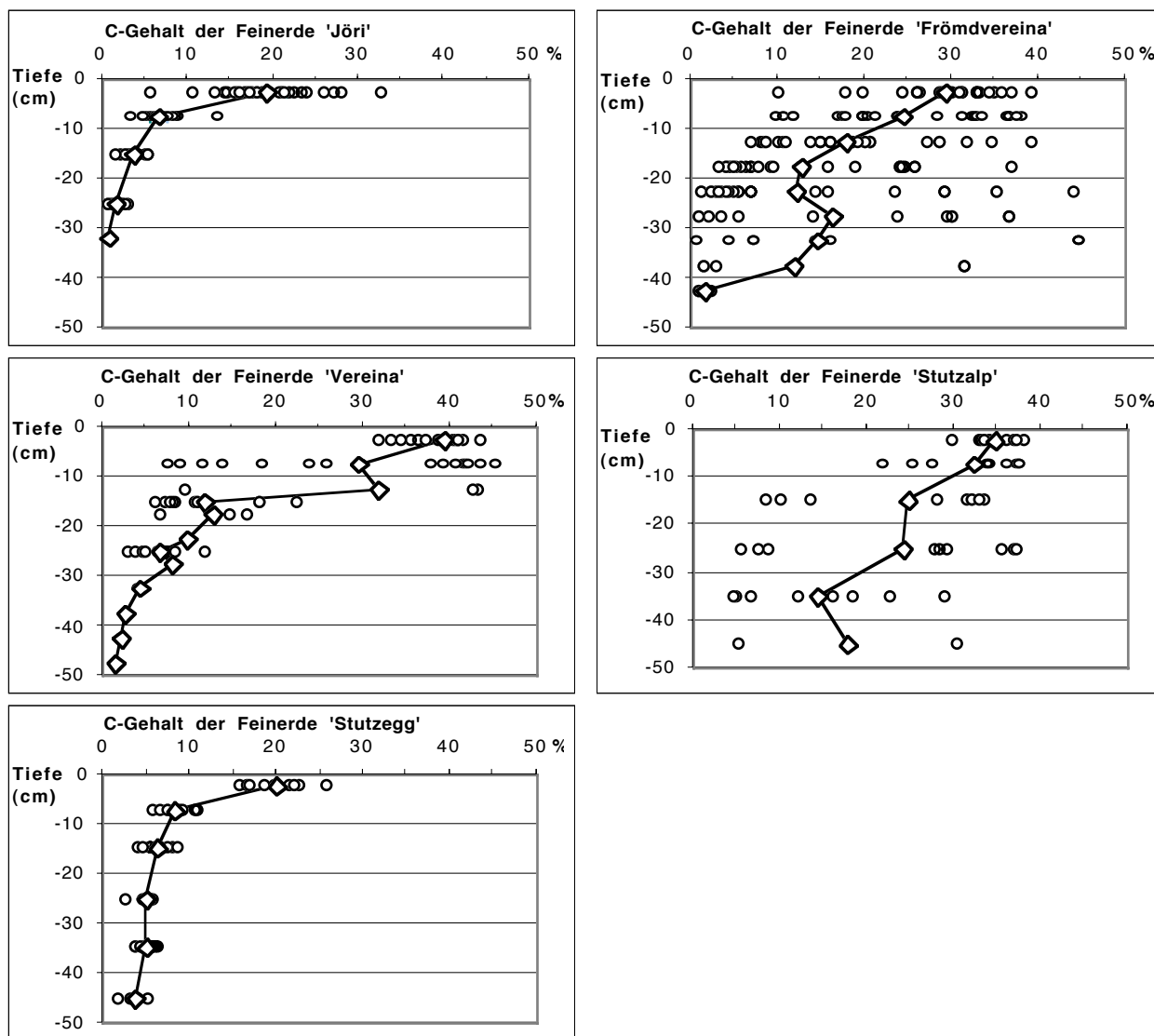


Abb. 5.38: Profilverlauf der Kohlenstoffgehalte der Feinerde (%) an den verschiedenen Untersuchungsstandorten.
Einzelwerte (Kreise) und Durchschnittswerte (Rauten) in den jeweiligen Profiltiefen.

Die C-Gehalte (Abb. 5.38) liegen am höchstgelegenen Standort 'Jöri' sowie am tiefsten Standort 'Stutzegg' in allen Profiltiefen in einem relativ engen Bereich, während an den anderen Standorten mit erheblichen Schwankungen gerechnet werden muss. Anhand der Profilverteilung der Kohlenstoffgehalte lässt sich am Standort 'Frömdvereina' so-

wohl bei den Durchschnittswerten als auch bei Einzelsäulen eine deutliche Podsolierung erkennen. Dieser Standort ist somit der einzige, der gemäss Tab. 5.12 einen ausgeprägten E-Horizont aufweist. An allen anderen Standorten lässt sich nur eine leichte Podsolierung anhand der visuellen Beurteilung der Profile erkennen (vgl. Abb. 8.4, S. 223), jedoch wird durch die grobe Horizontierung bei der Entnahme der Bodenproben ein analytischer Nachweis dieser E-Horizonte verhindert. Eine erste grobe Abschätzung zum Höheneinfluss auf die Profilverteilung der C-Gehalte ergibt, dass tiefer gelegene Standorte tendenziell höhere Gehalte bis in grössere Profiltiefen aufweisen.

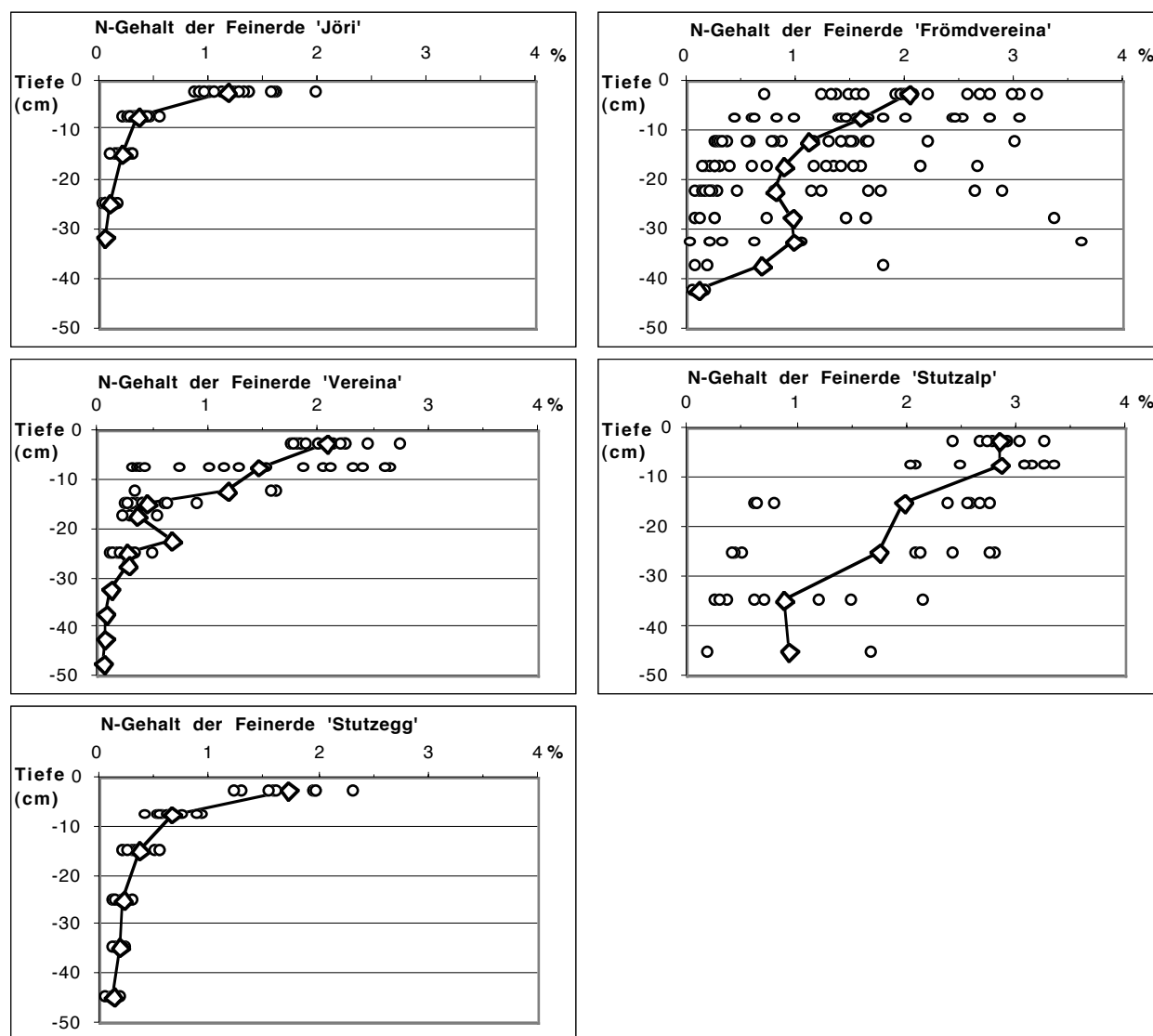


Abb. 5.39: Profilverlauf der Stickstoffgehalte der Feinerde (%) an den verschiedenen Untersuchungsstandorten.
Einzelwerte (Kreise) und Durchschnittswerte (Rauten) in den jeweiligen Profiltiefen.

Der Profilverlauf der N-Gehalte (%) gemäss Abb. 5.39 gleicht demjenigen der C-Gehalte. Wieder zeigen alle Standorte die erwartete Abnahme mit zunehmender Profiltiefe. Am Standort 'Frömdvereina' lässt sich die mit der Podsolierung verbundene Tiefenverlagerung der organischen Substanz auch anhand der N-Gehalte nachweisen. Zudem zeich-

net sich dieser Standort durch eine grosse Variabilität der Gehalte in den verschiedenen Profiltiefen aus, was darauf hinweist, dass selbst in unmittelbarer Nähe sehr unterschiedliche Bodenentwicklungen vorliegen können. Der Standort 'Stutzalp' hat hohe N-Gehalte bis in grosse Profiltiefen und unterscheidet sich diesbezüglich von allen anderen Standorten.

Aus dem C- und N-Gehalt einer untersuchten Bodenprobe lässt sich das ökologisch relevante C/N-Verhältnis berechnen. In Abb. 5.40 ergibt sich dabei ein recht unterschiedliches Bild an den verschiedenen Standorten. Am Standort 'Jöri' resultiert eine sehr geringe Profildifferenzierung mit einem Wert von ca. 16 im obersten Profildbereich, einer leichten Zunahme auf 18 im mittleren Profildbereich, gefolgt von einer Abnahme auf ca. 16. Am Standort 'Frömdvereina' schwankt das C/N-Verhältnis über alle Profiltiefen zwischen 15 und 19, mit einer leichten Abnahme im tiefsten Bereich. Die bei den C- und N-Gehalten deutlich ausgeprägte Podsolierung ist jedoch nicht mehr erkennbar.

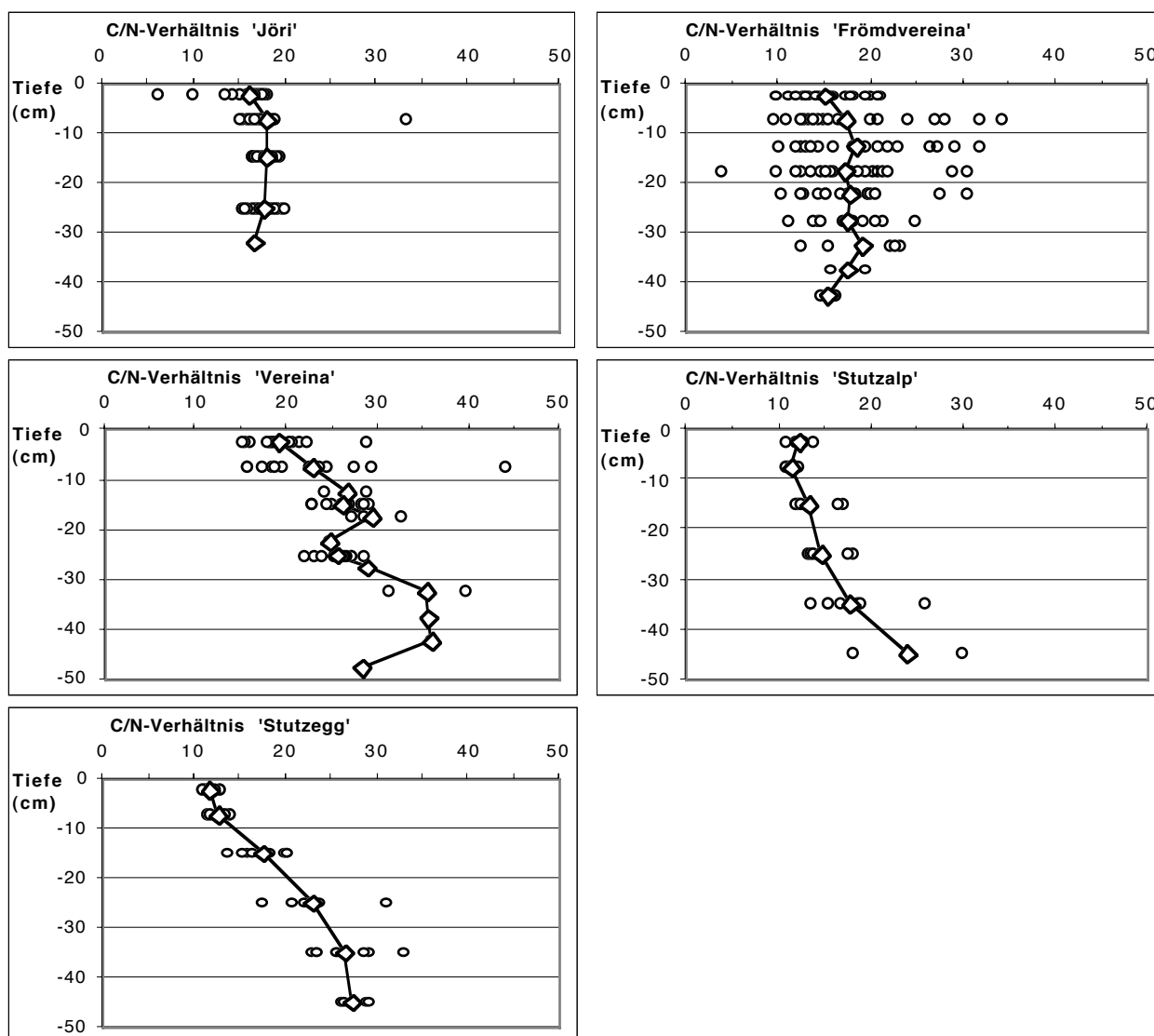


Abb. 5.40: Profilverlauf des C/N-Verhältnisses der Feinerde an den verschiedenen Untersuchungsstandorten.

Einzelwerte (Kreise) und Durchschnittswerte (Rauten) in den jeweiligen Profiltiefen.

Der Standort 'Vereina' zeigt, ausgehend von Werten im Bereich um 20 in den obersten 5 Profilmillimetern, eine Weitung des Verhältnisses mit zunehmender Profiltiefe. Die anhand der Durchschnittswerte erkennbaren Schwankungen in den tieferen Profilmillimetern sind teilweise auf die niedrige Probenzahl zurückzuführen und zeichnen sich somit durch einen eher zufälligen Charakter aus. Die Standorte 'Stutzalp' und 'Stutzegg' wiederum haben einen sehr ähnlichen Profilverlauf: Beginnend von einem vergleichsweise tiefen Niveau von ca. 12 in den obersten Profilmillimetern erfolgt eine Weitung des Verhältnisses mit zunehmender Profiltiefe. Am Standort 'Stutzegg' fällt dieser Anstieg sehr prononciert aus.

- Tief gelegene Standorte weisen, zumindest in den oberen Bereichen der Bodenprofile, eine Tendenz zu tiefen C/N-Verhältnissen und somit zu guten Abbaubedingungen auf.

5.6.5 Total in der Feinerde gespeicherte Elementmengen

Aus dem Feinerdeanteil einer Bodenprobe und dem prozentualen Anteil eines Elements lässt sich die total gespeicherte Elementmenge für eine bestimmte Profiltiefe oder auch profilumfassend bestimmen. Auf Grund der Wurzelgehalte und der prozentualen Elementanteile derselben lassen sich analoge Werte auch für die unterirdische Phytomasse bestimmen. Im Folgenden wird hauptsächlich auf die C- und N-Gehalte der Feinerde eingegangen. Eine Zusammenfassung der gesamthaft gespeicherten Elementmengen inklusive Phytomasse wird in Kap. 5.6.6 (S. 150) vorgenommen.

5.6.5.1 In der Feinerde gespeicherte C-Mengen

Von der total in einem alpinen Ökosystem gespeicherten Kohlenstoffmenge befindet sich der grösste Teil in der Feinerde (vgl. Kap. 5.6.6). Dabei interessieren die an einem Standort total gespeicherte Kohlenstoffmenge sowie deren Profilverteilung. Diese ist insbesondere von Bedeutung, weil sich Modellierungen des organischen Kohlenstoffs in Böden oft nur auf die obersten Profilmillimeter konzentrieren, aber auch, um abzuschätzen, inwiefern sich eine geringere Beprobungstiefe auf die Erfassung der gespeicherten Kohlenstoffmengen auswirken würde.

In Tab. 5.13 sind durchschnittlich gespeicherte Kohlenstoffmengen an den Untersuchungsstandorten für verschiedene Profilmillimeterbereiche zusammengestellt. Dabei muss beachtet werden, dass die einzelnen Tiefenintervalle unterschiedlich mächtig sind. Diese Durchschnittswerte werden in Tab. 6.1 (S. 179) schliesslich verwendet, um den durchschnittlichen standortspezifischen Kohlenstoffumsatz zu charakterisieren.

An einigen Standorten ist im Profilmillimeterintervall 5 - 10 cm mehr Kohlenstoff gespeichert als

im Bereich 0 - 5 cm. In Abb. 5.38 (S. 134) ist jedoch ersichtlich, dass die prozentualen Anteile an allen Standorten im obersten Profildbereich am höchsten liegen. Somit muss diese Profilanomalie mit hohen Wurzelanteilen im obersten Bereich des Bodens erklärt werden.

Tab. 5.13: Durchschnittlich gespeicherte C-Mengen in der Feinerde (kg/m²) an den verschiedenen Untersuchungsstandorten.

Ø: Durchschnitt; Sta: Standardabweichung; n: Anzahl Werte. Die einzelnen Tiefenintervalle sind unterschiedlich mächtig. Die Angaben 'Profil total' und 'Anteil 0 - 20 cm' stellen Durchschnittswerte der einzelnen Bodensäulen dar und lassen sich nicht als Summe der Durchschnittswerte der einzelnen Tiefenintervalle berechnen.

Profiltiefe	'Jöri'			'Frömdvereina'			'Vereina'			'Stutzalp'			'Stutzegg'		
	Ø	Sta	n	Ø	Sta	n	Ø	Sta	n	Ø	Sta	n	Ø	Sta	n
0 - 5 cm	3.9	0.8	32	3.6	1.6	24	3.6	1.1	16	2.6	0.5	9	3.0	0.5	9
5 - 10 cm	2.2	0.5	31	4.7	1.6	24	5.1	1.2	16	4.4	0.3	9	3.0	0.4	9
10 - 20 cm	2.5	0.7	31	6.6	3.0	22	6.1	2.6	14	8.2	1.6	9	3.9	0.9	9
20 - 30 cm	1.2	0.5	26	3.8	4.1	18	3.0	1.0	11	6.3	2.6	9	3.1	0.4	9
> 30 cm	0.2	-	1	4.9	4.1	6	1.7	1.0	2	6.1	5.2	8	5.1	1.1	9
Profil total	9.4	2.1	32	18.4	8.8	24	16.2	5.1	16	26.8	8.0	9	17.3	3.6	9
Anteil 0 - 20 cm	90.7	5.9	32	84.4	19.0	24	87.9	9.5	16	59.4	11.1	9	60.2	15.8	9

An hoch gelegenen alpinen Standorten kann davon ausgegangen werden, dass mit einer Beprobung der obersten 20 cm der grösste Anteil der gespeicherten Kohlenstoffmengen erfasst wird (bis zu 90 %). Auf Grund des Tiefenverlaufs der gespeicherten Kohlenstoffmengen (Abb. 5.41) muss angenommen werden, dass auch eine wesentlich tiefere Beprobung nicht zu einer massgeblichen Mehrererfassung gespeicherter Kohlenstoffmengen führen würde. Bei tiefer gelegenen Standorten nimmt jedoch der Kohlenstoffanteil, der in den obersten 20 cm gespeichert ist, ab. Am Standort 'Stutzalp' sind gar nur 59.4 % des Feinerde-Kohlenstoffs in den obersten 20 cm fixiert. Infolge des Profilverlaufs an diesem Standort (Abb. 5.41), mit den sehr hohen Gehalten bis in tiefe Bereiche, muss sogar angenommen werden, dass selbst mit der vorgenommenen Beprobung bis 50 cm nicht der gesamte gespeicherte Kohlenstoff erfasst worden ist.

- Auch alpine Böden können somit bei entsprechender Lage im Gelände, verbunden mit Wassersättigung und Bildung organischer Horizonte, relativ grosse Profiltiefen und hohe gespeicherte Kohlenstoffmengen aufweisen.
- An hoch gelegenen Standorten sind bis zu 90 % des Kohlenstoffs in den obersten 20 cm des Bodenprofils gespeichert. An tiefer gelegenen oder wasserbeeinflussten Standorten kann dieser Anteil auf unter 60 % sinken.

In Abb. 5.41 ist der Profilverlauf der gespeicherten Kohlenstoffmengen an den verschiedenen Untersuchungsstandorten dargestellt. Um die unterschiedlich mächtigen Tiefenintervalle untereinander zu vergleichen, wurden alle Werte auf kg/m² pro cm Tiefe umgerechnet. Anhand eines logarithmischen Modells kann durch Auflösung der Gleichun-

gen nach 'x' die gespeicherte Kohlenstoffmenge in einer bestimmten Profiltiefe berechnet werden. Durch die unterschiedliche Variabilität der Kohlenstoffgehalte an den einzelnen Standorten fallen die erklärte Varianz sowie die allgemeine Anwendbarkeit einer Trendlinie sehr unterschiedlich aus.

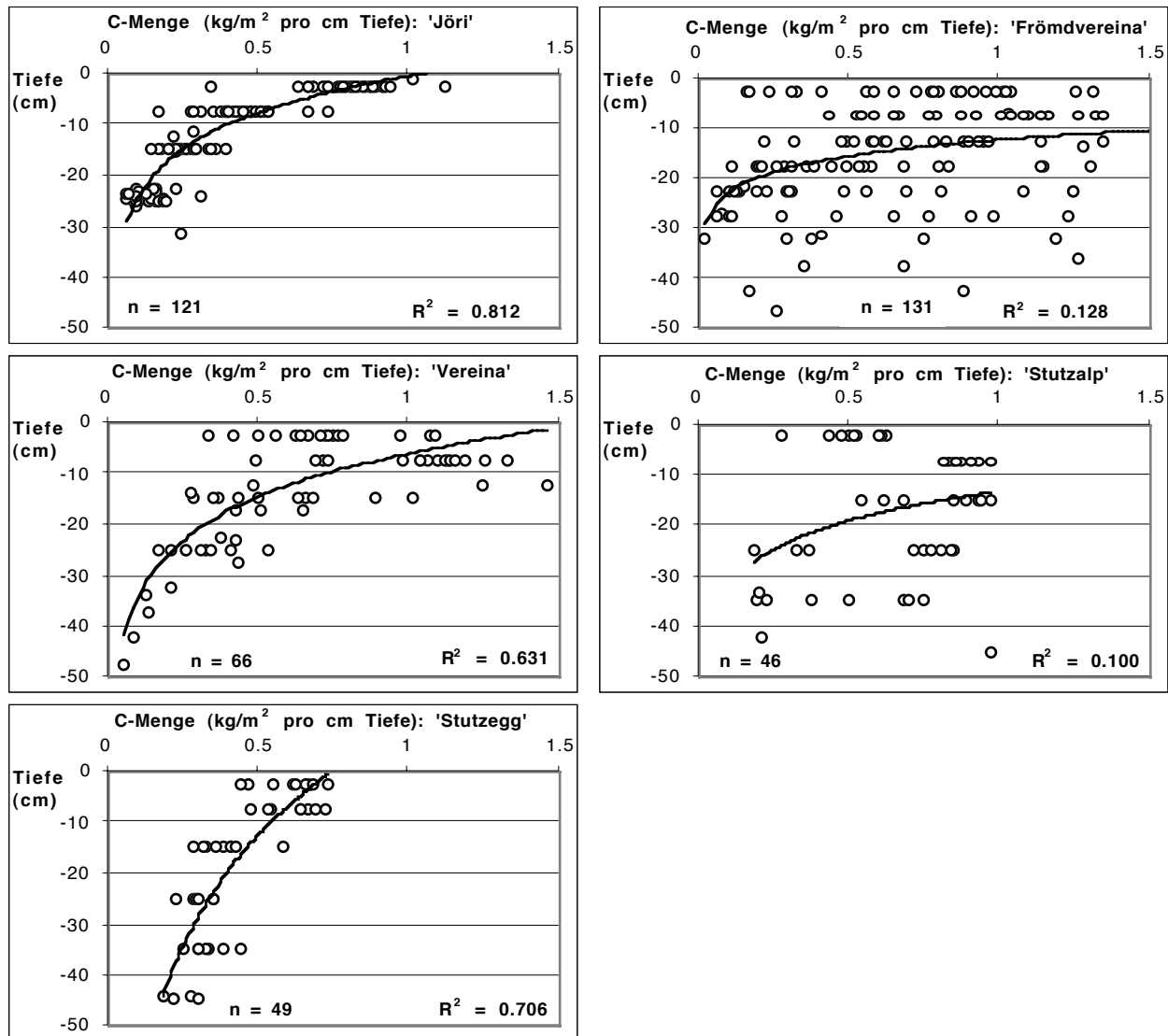


Abb. 5.41: Profilverlauf des total gespeicherten Kohlenstoffs ($\text{kg/m}^2 \cdot \text{cm Tiefe}$) in der Feinerde an den verschiedenen Untersuchungsstandorten.

Kreise: Einzelwerte; Logarithmische Trendlinie: 'Jöri': $y = 9.5848 \cdot \ln(x) - 0.9055$;
 'Frömdvereina': $y = 4.9737 \cdot \ln(x) - 12.181$; 'Vereina': $y = 12.292 \cdot \ln(x) - 6.1203$;
 'Stutzalp': $y = 8.6829 \cdot \ln(x) - 13.391$; 'Stutzegg': $y = 31.993 \cdot \ln(x) + 9.3501$.

Am Standort 'Jöri' kann mit einem logarithmischen Modell 81.2% der Varianz erklärt werden. Die Tiefenverteilung der C-Mengen der verschiedenen Bodensäulen ist sehr ähnlich. Am Standort 'Frömdvereina' hingegen weist diese Verteilung einen stark zufälligen Charakter auf und die Anwendung einer Modellgleichung erweist sich als wenig sinnvoll. Auch mit der Verwendung anderer Trendmodelle lässt sich keine bessere Anpassung erreichen. Am Standort 'Vereina' lässt sich, trotz grosser Variabilität, der Profilverlauf der Kohlenstoffgehalte mit einem logarithmischen Modell befriedigend be-

schreiben. Wie zu erwarten, strebt die Trendlinie an der Bodenoberfläche gegen Null und es können 63.7 % der Varianz erklärt werden. Der Standort 'Stutzalp' zeichnet sich wiederum durch eine grosse Variabilität aus und die Anwendung einer Trendlinie führt zu keinem befriedigenden Resultat. Beim tiefsten Standort 'Stutzegg' kann mit einem logarithmischen Modell 70.6 % der Varianz erklärt werden. Im Vergleich mit den anderen Standorten zeigt sich, dass die gespeicherten Kohlenstoffmengen an den Standorten 'Stutzalp' und 'Stutzegg' auch in tieferen Bodenhorizonten beträchtlich sind.

- Möglicherweise wird an Standorten, die auf kleinstem Raum eine stark variable Bodenprofil-Entwicklung aufweisen (v. a. 'Frömdvereina'), die normale Bodenbildung durch weitere Prozesse wie z. B. starke Auflagenbildung oder Erosion und Akkumulation beeinflusst.

5.6.5.2 Welche Faktoren steuern die gespeicherten C-Mengen?

Die vorliegende Arbeit wurde in erster Linie zur Untersuchung des Höheneinflusses auf die gespeicherten Elementmengen konzipiert. Weitere mögliche Grössen wurden im Rahmen von Diplomarbeiten (Schumacher, 1999; Schurter, 1999) analysiert.

In Abb. 5.42 (links) ist die Höhenabhängigkeit der total gespeicherten C-Menge von allen in der vorliegenden Arbeit untersuchten Bodensäulen dargestellt. Dazu wurden die Messwerte der einzelnen Untersuchungsstandorte ergänzt mit Säulen auf dazwischen liegenden Höhenstufen (sog. Transektssäulen). Aus der Korrelationsrechnung resultiert ein $r_s = -0.604^{**}$ und somit eine hoch signifikante Abnahme der gespeicherten Kohlenstoffmengen bei zunehmender Höhe. Bei einer genaueren Analyse zeigt sich jedoch, dass wiederum eine grosse Variabilität vorliegt. Sehr deutlich ist, dass die gespeicherten Mengen am höchsten Standort 'Jöri' eher gering sind. Nur 285 m tiefer jedoch finden sich am Standort 'Frömdvereina' teilweise sehr hohe Mengen. Dabei weisen vor allem Säulen aus einer Muldenlage im Hangfussbereich grosse Profiltiefen und hohe C-Gehalte bis in tiefe Bodenhorizonte auf. Einzelne sehr hohe C-Mengen am Standort 'Frömdvereina' sind somit sehr wahrscheinlich mit störenden Alluviationseinflüssen verbunden. Auf Grund der angewandten statistischen Methoden (Kap. 4.7, S. 67) können diese Werte jedoch nicht als Ausreisser bezeichnet werden, sondern repräsentieren die natürliche Variabilität.

Bis hinunter zum Standort 'Stutzalp' setzt sich die Tendenz zu höheren C-Mengen fort. Am tiefst gelegenen Standort 'Stutzegg' wurden jedoch wieder deutlich geringere Mengen gemessen. Dieser Standort war möglicherweise durch die vorgenommenen Rodungen verstärkt von Erosion betroffen.

Infolge der grossen Variabilität der gespeicherten Mengen war nicht zu erwarten, dass bei der Anwendung von Trendmodellen der Anteil der erklärten Varianz hoch ausfällt. Mit einer exponentiellen Trendlinie lassen sich 26.6 % der Varianz erklären. Mit 32.9 %

erfolgt mit einem quadratischen Modell eine deutlich bessere Anpassung. In diesem Modell sind jedoch die Werte vom tiefst gelegenen Standort von grossem Einfluss, was zu maximalen Gehalten im Höhenbereich 1'900 - 2'100 m ü. M. führt. Wegen der Tatsache, dass an Wiesenstandorten im nördlichen Alpenvorland von ähnlich hohen Gehalten bis 20 kg/m^2 ausgegangen werden muss (Paulsen, 1995), ist eine weitere Abnahme der Kohlenstoffgehalte an noch tiefer gelegenen Standorten, wie sie sich nach einem quadratischen Modell ergibt, nicht realistisch.

Dagegen wird die Abnahme der C-Mengen im Boden bei zunehmender Höhe durch das quadratische Modell gut repräsentiert und die resultierenden Gehalte liegen realistischerweise ab ca. 2'720 m ü. M. bei 0 kg. Die exponentielle Trendlinie ist für den Bereich oberhalb 2'600 m ü. M. nicht realistisch, weil davon auszugehen ist, dass auch an vegetationsbedeckten Standorten mit zunehmender Höhe eine relativ rasche Abnahme der gespeicherten Kohlenstoffmengen erfolgt und zudem mit wesentlich weniger vegetationsbedeckten Standorten gerechnet werden kann.

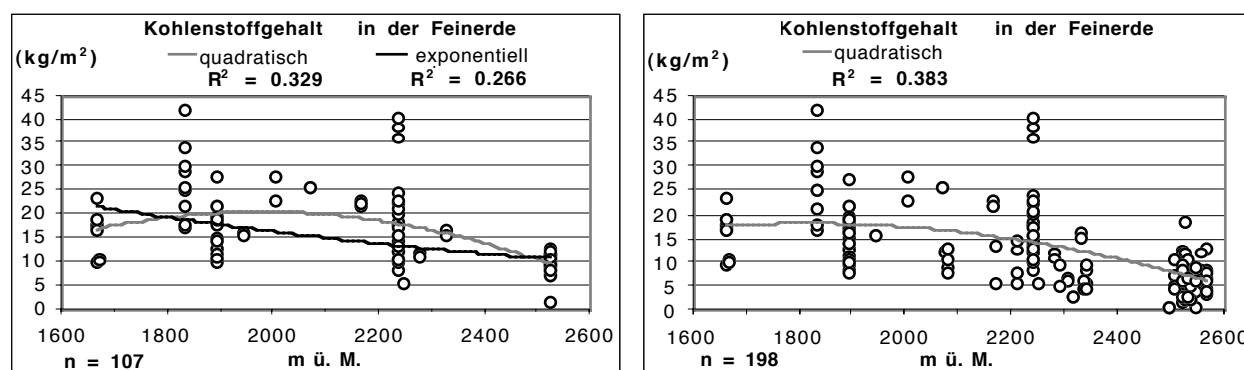


Abb. 5.42: Höhenabhängigkeit des total gespeicherten Kohlenstoffs (kg/m^2) in der Feinerde auf Grund aller untersuchten Bodensäulen (links) und mit Einbezug der Daten aus den Arbeiten von Schumacher (1999) und Schurter (1999).

Links: quadratisch: $y = -0.00003676x^2 + 0.14545x - 123.48819$; exponentiell: $y = 86.845e^{-0.0008x}$; rechts: $-0.00002152x^2 + 0.07812x - 52.76292$.

In Abb. 5.42 (rechts) wurden die Daten auf Grund von entnommenen Bodensäulen ergänzt durch die Resultate der beiden Diplomarbeiten von Schumacher (1999) und Schurter (1999). Bei diesen beiden Untersuchungen wurde mit grundsätzlich anderen Methoden bei der Entnahme von Bodenproben gearbeitet und teilweise wurde auch nicht die gesamte Profiltiefe beprobt. Daher ist der Vergleich dieser Daten mit Schwierigkeiten verbunden. Die Daten aus dem höchst gelegenen Bereich des Untersuchungsgebietes im Umfeld der Jöri-Seen stammen alle aus der Arbeit von Schurter. Dabei wurden nicht nur Flächen mit geschlossener Vegetationsbedeckung untersucht, sondern auch Standorte mit initialer Bodenbildung, wie sie für die höheren alpinen Regionen typisch sind. Es resultiert wiederum eine hoch signifikante Korrelation mit $r_s = -0.669^{**}$. Mit dem Einbezug dieser weiteren Daten erhöht sich auch die erklärte Varianz auf 38.3 %. Das angewandte quadratische Modell beschreibt die Abnahme der C-Mengen mit zunehmen-

der Höhe wiederum sehr gut und der Nullpunkt der durchschnittlich gespeicherten Mengen wird in einer realistischen Höhe von ca. 2'730 m ü. M. erreicht.

Weil an den tief gelegenen Standorten eine sehr grosse Variabilität der C-Mengen festgestellt wurde, kann für die Bereiche unter 1'900 m ü. M. keine befriedigende Modellkurve gefunden werden. Dies scheint der Höhenbereich zu sein, in dem der Standortfaktor 'Höhe' an Bedeutung einbüsst oder von weiteren Faktoren überdeckt wird. In diesem Zusammenhang ist sicher auch die Tatsache wichtig, dass an den tief gelegenen Standorten die heutigen alpinen Rasen nicht der natürlichen Vegetation entsprechen. Frühere Bewaldung sowie die erfolgten Abholzungen haben einen Einfluss auf die gespeicherten C-Mengen. Am Standort 'Stutzegg', der auf einer Geländerippe liegt, könnten die eher geringen C-Mengen mit Erosionsereignissen infolge von Waldrodung erklärt werden.

Aus dem Ausschluss der Werte vom Standort 'Stutzegg' resultiert jedoch nur eine geringfügige Erhöhung der erklärten Varianz.

- Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass für den Bereich alpiner Rasen über der Waldgrenze die Abnahme der in der Feinerde gespeicherten Kohlenstoffmengen mit zunehmender Höhe mit einem quadratischen Modell befriedigend erklärt werden kann. Für den Bereich unter der Waldgrenze konnte keine befriedigende Modellanpassung gefunden werden, was mit anthropogenen Einflüssen in Verbindung gebracht wird.

In der Arbeit von Schurter (1999) wurde der Einfluss weiterer Parameter auf die gespeicherten C-Mengen im Höhenbereich um 2'525 m ü. M. untersucht (Abb. 5.43).

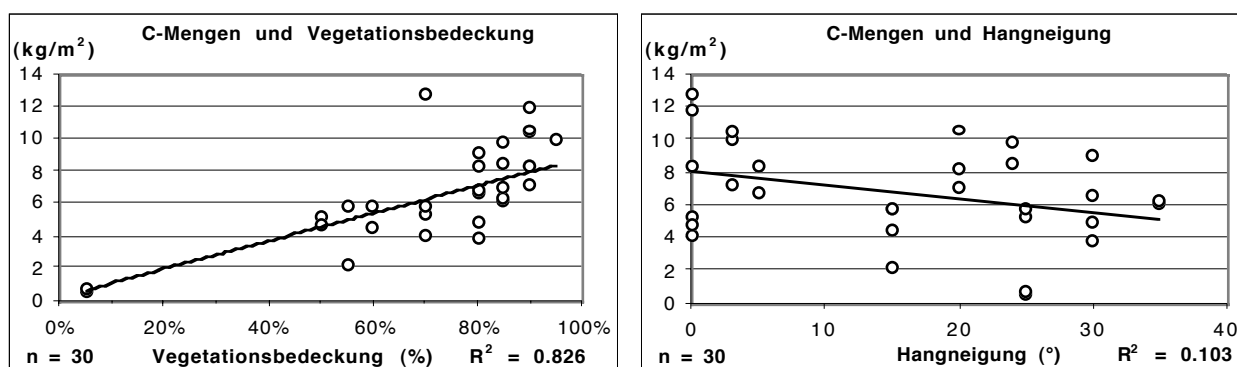


Abb. 5.43: Abhängigkeit der gespeicherten C-Mengen im Bereich der Jöri-Seen (2'525 m ü. M.) von der Vegetationsbedeckung (%) und von der Hangneigung.

Links: $y = 8.6889x^{0.9352}$; rechts: $y = -0.0787x + 7.9381$; Daten aus Schurter (1999).

Dabei ergibt der Grad der Vegetationsbedeckung einen sehr deutlichen Einfluss auf die gespeicherten C-Mengen und die erklärte Varianz fällt mit 82.6 % sehr hoch aus. Der Grad der Vegetationsbedeckung wird von den Faktoren Hangneigung und Bodenalter beeinflusst und stellt somit einen integrierenden Parameter der Bodenentwicklung dar. Der abgeschätzte Grad der Vegetationsbedeckung auf einer grösseren Fläche kann da-

mit gut zur Abschätzung der gespeicherten Kohlenstoffmengen an einem Standort herangezogen werden. Wegen der direkten Abhängigkeit von weiteren Parametern (z. B. Skelettgehalt) ist er jedoch für die Modellierung von Veränderungen im grösseren Rahmen nicht geeignet.

Hingegen wurde im Gebiet der Jöri-Seen kein Zusammenhang zwischen Exposition und den gespeicherten Elementmengen festgestellt. Dieses Ergebnis überrascht, weil die Exposition aus der Literatur als wichtige Einflussgrösse bekannt ist (Blaser, 1980; Paulsen, 1995). Möglicherweise kommen Expositionseinflüsse erst bei einer grossräumigen Betrachtung zum Tragen. Die Untersuchungen zum Einfluss der Hangneigung ergab eine geringe Abnahme der gespeicherten C-Mengen bei stärker geneigten Standorten (Abb. 5.43).

5.6.5.3 In der Feinerde gespeicherte N-Mengen

In Tab. 5.14 sind für verschiedene Profilbereiche die durchschnittlichen standortspezifisch gespeicherte Stickstoffmengen zusammengestellt. Dabei muss beachtet werden, dass die einzelnen Tiefenintervalle unterschiedlich mächtig sind. Diese Durchschnittswerte werden in Tab. 6.1 (S. 179) schliesslich verwendet, um den durchschnittlichen Stickstoffumsatz an den verschiedenen Standorten zu charakterisieren.

Tab. 5.14: Durchschnittlich gespeicherte N-Mengen in der Feinerde (kg/m^2) an den verschiedenen Untersuchungsstandorten.

Ø: Durchschnitt; Sta: Standardabweichung; n: Anzahl Werte. Die einzelnen Tiefenintervalle sind unterschiedlich mächtig. Die Angaben 'Profil total' und 'Anteil 0 - 20 cm' stellen Durchschnittswerte der einzelnen Bodensäulen dar und lassen sich nicht als Summe der Durchschnittswerte der einzelnen Tiefenintervalle berechnen.

Profiltiefe	'Jöri'			'Frömdvereina'			'Vereina'			'Stutzalp'			'Stutzegg'		
	Ø	Sta	n	Ø	Sta	n	Ø	Sta	n	Ø	Sta	n	Ø	Sta	n
0 - 5 cm	0.24	0.04	32	0.29	0.14	24	0.19	0.06	16	0.21	0.05	9	0.26	0.05	9
5 - 10 cm	0.12	0.03	31	0.35	0.14	24	0.24	0.08	16	0.39	0.03	9	0.24	0.05	9
10 - 20 cm	0.14	0.04	31	0.50	0.30	22	0.23	0.09	14	0.64	0.18	9	0.22	0.09	9
20 - 30 cm	0.07	0.03	26	0.30	0.36	18	0.11	0.04	11	0.45	0.20	9	0.14	0.03	8
> 30 cm	0.01	-	1	0.35	0.34	6	0.05	0.03	2	0.35	0.33	8	0.19	0.04	8
Profil total	0.55	0.12	32	1.40	0.90	24	0.70	0.24	16	1.99	0.61	9	1.0	0.22	9
Anteil 0 - 20 cm	91.0	5.6	32	85.9	17.1	24	89.9	6.9	16	64.7	10.2	9	72.5	11.2	9

Bei den beiden obersten Profilbereichen, die auf Grund identischer Mächtigkeit direkt miteinander verglichen werden können, zeigt sich, dass an mehreren Standorten die höchsten Stickstoffmengen im Tiefenbereich 5 - 10 cm gespeichert sind. Gemäss Abb. 5.39 (S. 135) liegen jedoch die prozentualen Anteile des Stickstoffs an der gesamten Feinerde praktisch an allen Standorten im obersten Horizont am höchsten. Daher ist die geringere Menge auf den tieferen Feinerdeanteil durch die grossen Wurzelanteile zurückzuführen und erneut ein Hinweis darauf, wie wichtig es ist, die Wurzelgehalte bei

der Beprobung alpiner Böden getrennt zu erfassen.

In Abb. 5.44 ist der Profilverlauf der gespeicherten Stickstoffmengen an den verschiedenen Untersuchungsstandorten dargestellt. Um die unterschiedlich mächtigen Tiefenintervalle untereinander zu vergleichen, wurden alle Werte auf 'kg/m² pro cm Tiefe' umgerechnet.

Bei Stickstoff ergibt sich ein sehr ähnliches Bild wie bei Kohlenstoff: An den Standorten 'Jöri', 'Vereina' und 'Stutzegg' lässt sich die Profilverteilung gut mit einem logarithmischen Modell beschreiben und die erklärte Varianz beträgt bis zu 86.1 %. An den Standorten 'Frömdvereina' und 'Stutzalp' ist die Variabilität zu gross und die Anwendung eines Modells bringt kein befriedigendes Resultat.

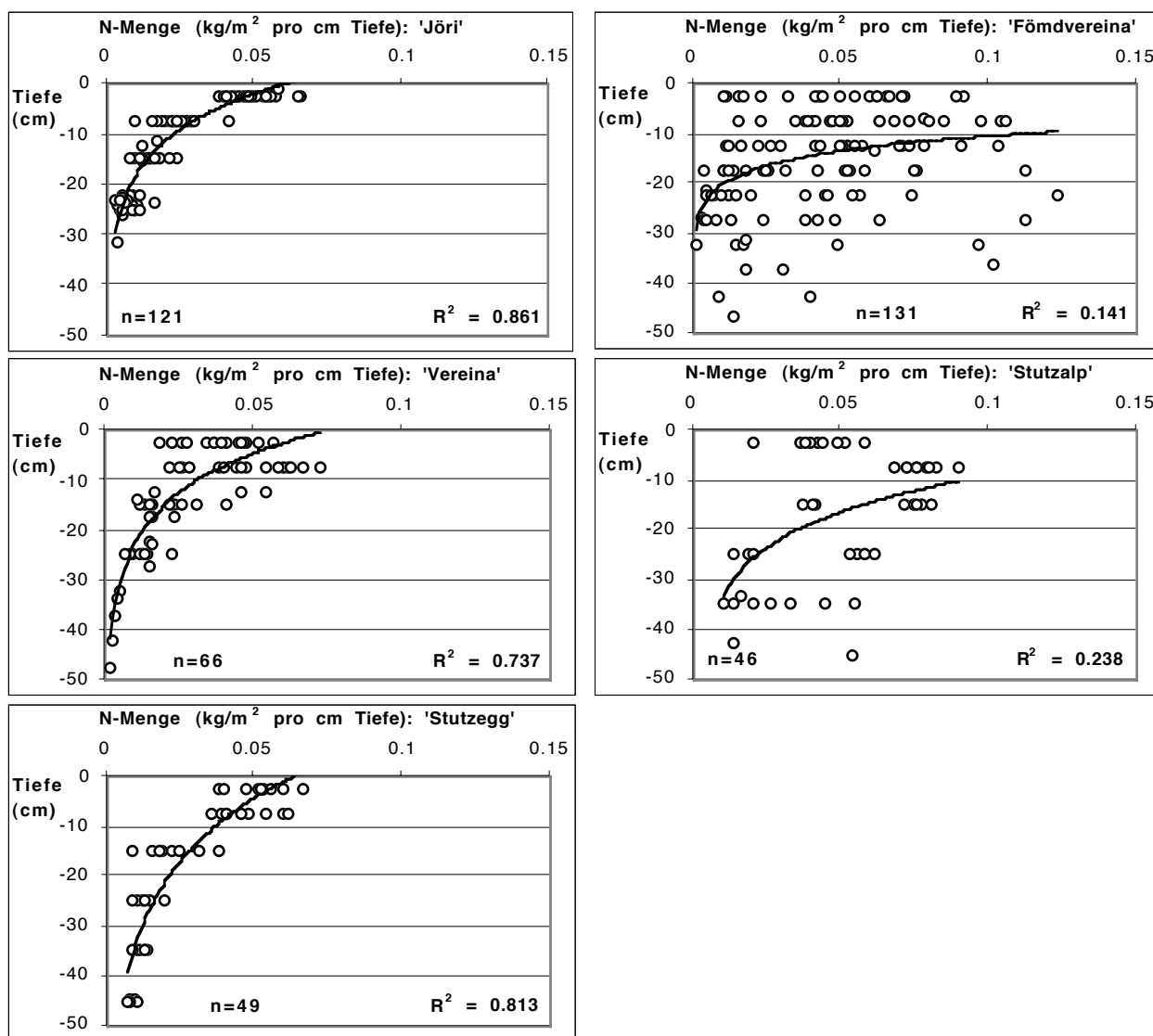


Abb. 5.44: Profilverlauf des total gespeicherten Stickstoffs (kg/m² · cm Tiefe) in der Feinerde an den verschiedenen Untersuchungsstandorten.

Kreise: Einzelwerte; logarithmische Trendlinie: 'Jöri': $y = 10.257\ln(x) + 28.574$;
 'Frömdvereina': $y = 4.2691\ln(x) - 0.6872$; 'Vereina': $y = 11.432\ln(x) + 29.454$;
 'Stutzalp': $y = 10.621\ln(x) + 15.328$; 'Stutzegg': $y = 18.431\ln(x) + 50.709$.

5.6.5.4 Welche Faktoren steuern die gespeicherten N-Mengen?

Die Untersuchung des Höheneinflusses auf die gespeicherten Stickstoffmengen nimmt in der vorliegenden Arbeit eine zentrale Position ein. In Abb. 5.45 ist dieser Höheneinfluss dargestellt. Aus der Korrelationsrechnung resultiert ein hoch signifikanter Zusammenhang ($r_s = -0.483^{**}$; $n = 107$) und somit eine Abnahme der gespeicherten N-Mengen bei zunehmender Höhe.

Die Höhenabhängigkeit fällt bei N weniger signifikant aus als bei C (vgl. Abb. 5.42). Die Variabilität an den einzelnen Standorten ist ausserordentlich hoch und die erklärte Varianz fällt trotz der guten Korrelation mit 15 % gering aus. Auf eine weitere Auswertung der N-Höhenabhängigkeit wird folglich verzichtet.

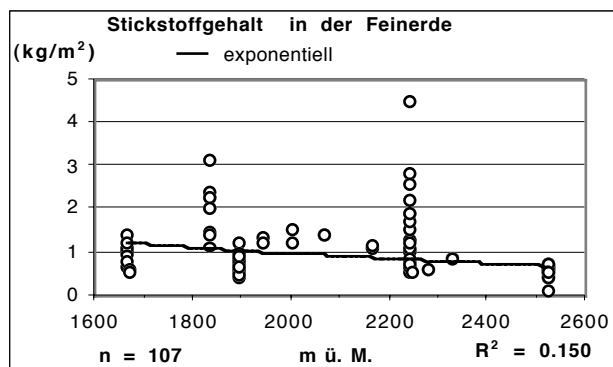


Abb. 5.45: Höhenabhängigkeit des total gespeicherten Stickstoffs (kg/m^2) in der Feinerde auf Grund aller untersuchten Bodensäulen.

$$y = 4.0572e^{-0.0007x}$$

5.6.5.5 Modellierung der gespeicherten Elementmengen am Standort 'Jöri'

Am Standort 'Jöri' wurden total 32 Bodensäulen entnommen. Von allen sind diverse Parameter, wie z. B. 'oberirdische Phytomasse' (kg/m^2), 'Lagerungsdichten' (g/cm^3) sowie 'Skelett-, Wurzel- und Feinerdeanteile' (%) in verschiedenen Profiltiefen etc. bekannt. Als weitere Variable wurde zu jeder entnommenen Bodensäule der Parameter 'Eindringtiefe' (cm) erhoben. Damit ist die Länge der Bodensäulen bei einheitlicher Entnahmeprozedur bezeichnet. Dieser Parameter integriert somit die Faktoren 'Lagerungsdichte' und 'Skelettanteil', kann aber auch durch einzelne grosse Steine dominiert werden.

Zusammen mit den gemessenen C- und N-Konzentrationen sowie den berechneten gespeicherten C- und N-Mengen in verschiedenen Profilbereichen und für die gesamte Profiltiefe sind somit zu jeder Bodensäule über 50 Parameter bekannt.

Diese grosse Proben- und Parameterzahl ermöglicht eine statistische Auswertung mit dem Ziel der Ermittlung der total gespeicherten C- und N-Mengen auf Grund von Parametern, die keine Bestimmung der C- und N-Gehalte voraussetzen.

Dazu werden in einem ersten Schritt mittels Korrelationsanalyse wichtige Einflussgrößen herausgefiltert (Tab. 5.15).

Es zeigt sich deutlich, dass die Länge der entnommenen Bodensäulen die wichtigste Einflussgrösse der gespeicherten Elementmengen ist. Dies kann einerseits darauf zurückgeführt werden, dass bei langen Bodensäulen entsprechend grössere Bodenvolumina mit daraus folgenden hohen Elementmengen resultieren. Andererseits findet sich bei langen Bodensäulen jedoch auch eine Tendenz zu höheren gespeicherten Elementmengen in den obersten Profillbereichen. So ist die Profillänge auch mit dem C-Gehalt (%) resp. N-Gehalt der Feinerde im Profillbereich 0 - 5 cm positiv korreliert ($r_s = 0.415^*$ resp. 0.382^*). Somit ist die Länge der entnommenen Bodensäule ein Hinweis auf eine generell weiter fortgeschrittene Bodenentwicklung am entsprechenden Standort.

Tab. 5.15: Standort 'Jöri': Ausgewählte Korrelationskoeffizienten nach Spearman (r_s) zwischen verschiedenen Parametern der entnommenen Bodensäulen und den profilumfassend in der Feinerde gespeicherten C- und N-Mengen (kg/m^2).

Signifikanz: *: 5 %-Niveau; **: 1 %-Niveau; n = 32.

Variable	C (kg/m^2) 0 - 20 cm	C (kg/m^2) Profil total	N (kg/m^2) 0 - 20 cm	N (kg/m^2) Profil total
Eindringtiefe (cm)	** 0.575	** 0.665	** 0.506	** 0.611
oberirdische Phytomasse (kg/m^2)	0.111	0.186	0.020	0.135
Skelett 0 - 5 cm (%)	* -0.399	-0.343	0.033	0.009
Skelett 10 - 20 cm (%)	* -0.403	-0.311	-0.202	-0.161
Skelett 0 - 20 cm (%)	* -0.354	-0.267	-0.173	-0.125
Feinerde 10 - 20 cm (%)	* 0.424	0.327	0.210	0.166
Feine Wurzeln, 5 - 10 cm (%)	* 0.374	0.323	0.096	0.138
Feine Wurzeln, 10 - 20 cm (%)	* 0.466	* 0.466	0.275	0.349
Wurzeln 0 - 20 cm total (kg/m^2)	0.243	0.335	0.260	* 0.400
Wurzeln Profil total (kg/m^2)	* 0.375	** 0.500	* 0.380	** 0.544

Die Menge der oberirdischen Phytomasse auf einer entnommenen Bodensäule übt keinen signifikanten Einfluss auf die gespeicherten Elementmengen aus. Dies ist darauf zurückzuführen, dass sich die Vegetation jährlich leicht verändern kann, während die gespeicherten Elementmengen das Resultat jahrhundertelanger Akkumulation darstellen. Schurter (1999) hat jedoch gezeigt, dass bei einer etwas grossräumigeren Betrachtung (mehrere Quadratmeter) durchaus ein Einfluss des Grades der Vegetationsbedeckung festgestellt werden kann (Abb. 5.43, S. 142).

Die Skelettgehalte in verschiedenen Profiltiefen üben meist einen schwach negativen Einfluss auf die gespeicherten Elementmengen aus. Weil der Skelettanteil durch den Feinerdeanteil praktisch ergänzt wird, hat der Feinerdeanteil einen schwach positiven Einfluss auf die gespeicherten Elementmengen. Skelett- und Feinerdeanteile scheinen auf die N-Mengen einen schwächeren Einfluss auszuüben als auf die C-Mengen.

Hohe Wurzelgehalte wirken sich auf die gespeicherten C- und N-Mengen immer positiv

aus. Dabei resultieren vor allem bei der Betrachtung der profilumfassend gespeicherten Wurzelmenen teilweise hoch signifikante Korrelationen. Dieser grosse Einfluss der Wurzeln ist ein weiterer Hinweis auf die Wichtigkeit der unterirdischen Phytomasse in alpinen Ökosystemen (vgl. Abb. 5.24, S. 108).

Der unterirdische Element-Input in alpine Böden an hoch gelegenen Standorten ist also nicht nur mengenmässig wichtiger als derjenige der oberirdischen Vegetation (vgl. Kap. 5.4, S. 107), sondern er scheint auch konstanter zu sein. Er stellt somit kleinräumig einen bedeutenderen Standortparameter dar als der oberirdische Element-Input.

Die Auswahl der wichtigen Einflussgrössen auf die gespeicherten Elementmengen (Tab. 5.15) bildet die Grundlage, um diese in ein multiples Regressionsmodell einzugeben. Dieses Modell kann z. B. folgende Form haben:

$$C \text{ total (g/m}^2\text{)} = a + b_1 \cdot \text{'Eindringtiefe'} + b_2 \cdot \text{'Veg. bedeckung'} + b_3 \cdot \text{'Skelettgehalt 0 - 5 cm'}.$$

Dabei ergibt sich sehr deutlich, dass die Eindringtiefe die bestimmende Grösse der gespeicherten C- und N-Mengen darstellt. Alleine mit diesem Parameter lassen sich schon ca. 70 % erklärte Varianz erreichen. Durch den Einbezug weiterer Parameter erhöht sich bei den gespeicherten C- und N-Mengen die erklärbare Varianz auf bis zu 80 % (Tab. 5.16). Dies stellt zwar schon einen sehr hohen Wert dar, erlaubt jedoch keineswegs einen Verzicht auf genaue C- und N-Analysen zur exakten Bestimmung der gespeicherten Elementmengen.

Tab. 5.16: Standort 'Jöri': Multiples Regressionsmodell für C- resp. N-Mengen in der Feinerde des gesamten Profils ohne den Einbezug von chemischen Analyseresultaten.

Verschiedene Parameter der Bodensäulen als unabhängige Variablen; n = 32.

C: Regressionskonstante a = 6.969, R² (adjusted): 80.8 %.

N: Regressionskonstante a = 0.321, R² (adjusted): 80.0 %.

Variable	C Feinerde, Profil total		N Feinerde, Profil total	
	Koeffizient b	Signifikanz p	Koeffizient b	Signifikanz p
Eindringtiefe (cm)	0.293	< 0.0001	0.015	< 0.0001
Grobe Wurzeln 0 - 5 cm (%)	-0.405	0.0023	-0.022	0.0046
Skelett 0 - 5 cm (%)	-0.088	0.0109	$6.286 \cdot 10^{-4}$	0.7353
Lagerungsdichte total (g/cm ³)	-4.148	0.0195	0.143	0.1480
Wurzeln total (%)	0.555	0.0476	0.037	0.0242

Im Folgenden wird auf Modelle eingegangen, die eine Abschätzung gespeicherter Elementmengen mit geringem Labor- und Analyseaufwand ermöglichen. Wiederum wird ein multiples Regressionsmodell gesucht. Mit einem Modell, das lediglich die Eindringtiefe und die gespeicherte Elementmenge in den obersten 20 cm des Profils beinhaltet, lässt sich die erklärte Varianz bei beiden untersuchten Elementen bis zu 95 % steigern (Tab. 5.17).

Diese Methode setzt eine gesamthafte Beprobung der obersten 20 cm des Bodenprofils

voraus und basiert somit auf einer einzigen C/N-Analyse. Dies bringt zwar einen totalen Verlust von Informationen über die Profilverteilung der entsprechenden Elemente mit sich, aber bei wesentlich verringertem Laboraufwand und geringerer Probenzahl lassen sich standortspezifisch gespeicherte Elementmengen adäquat erfassen.

Tab. 5.17: Standort 'Jöri': Multiples Regressionsmodell für C- resp. N-Mengen in der Feinerde des totalen Profils unter Verwendung von Analyseresultaten.

Verschiedene Parameter der Bodensäulen als unabhängige Variablen; n = 32.

C: Regressionskonstante a = -1.028, R² (adjusted): 94.3 %.

N: Regressionskonstante a = -0.038, R² (adjusted): 95.1 %.

Variable	C Feinerde, Profil total		N Feinerde, Profil total	
	Koeffizient b	Signifikanz p	Koeffizient b	Signifikanz p
Eindringtiefe (cm)	0.067	0.0069	$5.053 \cdot 10^{-3}$	0.0002
Feinerde 0 - 20 cm (kg/m ²)	1.031	≤ 0.0001	0.923	≤ 0.0001

Eine Berechnung der Elementvorräte auf Grund pedologischer Parameter bei einem vollständigen Verzicht auf C/N-Analysen ergibt eine erklärte Varianz von 80 %. Dabei kann eine Varianz von 70 % schon alleine mit dem Parameter 'Eindringtiefe' erreicht werden.

- Unter Einbezug einer einzigen C/N-Analyse für die obersten 20 Profilzentimeter sowie der Eindringtiefe lassen sich die gespeicherten Elementmengen am Standort 'Jöri' gut modellieren (C total = -1.028 + (0.067 · Eindringtiefe) + (1.031 · 'C Feinerde 0 - 20 cm')).

5.6.5.6 Modellierung der gespeicherten Elementmengen im gesamten Untersuchungsgebiet

Analog zu Kap. 5.6.5.5 wurden die Daten von allen Bodensäulen aus dem gesamten Untersuchungsgebiet statistisch ausgewertet.

Tab. 5.18: Gesamtes Untersuchungsgebiet: Ausgewählte Korrelationskoeffizienten nach Spearman (r_s) zwischen verschiedenen Parametern der entnommenen Bodensäulen und den profilumfassend in der Feinerde gespeicherten C- und N-Mengen (kg/m²).

Nur Parameter mit Signifikanz auf dem 1 %-Niveau (**); n = 107.

Variable	C (kg/m ²) 0 - 20 cm	C (kg/m ²) Profil total	N (kg/m ²) 0 - 20 cm	N (kg/m ²) Profil total
Eindringtiefe (cm)	** 0.253	** 0.598	** 0.406	** 0.570
Lagerungsdichte 0 - 5 cm (kg/m ²)	** -0.526	** -0.591	** -0.444	** -0.501
Lagerungsdichte 5 - 10 cm (kg/m ²)	** -0.693	** -0.677	** -0.638	** -0.621
Lagerungsdichte 10 - 20 cm (kg/m ²)	** -0.640	** -0.785	** -0.740	** -0.795
Lagerungsdichte total (g/cm ³)	** -0.503	** -0.539	** -0.530	** -0.527
Oberirdische Phytomasse (kg/m ²)	** 0.317	** 0.445	** 0.318	** 0.392
Skelett 5 - 10 cm (%)	** -0.598	** -0.597	** -0.565	** -0.548
Skelett 10 - 20 cm (%)	** -0.279	** -0.493	** -0.420	** -0.509
Feinerde 5 - 10 cm (%)	** 0.587	** 0.605	** 0.580	** 0.569
Grobe Wurzeln, 0 - 5 cm (%)	** 0.464	** 0.431	** 0.313	** 0.332
Grobe Wurzeln, 5 - 10 cm (%)	** 0.518	** 0.458	** 0.492	** 0.467

Von total 107 Bodensäulen liegen je ca. 50 Parameter vor, die teilweise zusammengefasst und anschliessend statistisch ausgewertet werden. Einige der Bodensäulen weisen nur eine geringe Eindringtiefe auf und müssen darum von der statistischen Auswertung der tieferen Profilbereiche ausgeschlossen werden.

Infolge des grossen Stichprobenumfangs resultieren signifikantere Abhängigkeiten als bei Betrachtung der Säulen vom Standort 'Jöri' allein und eine grössere Anzahl Parameter übt einen Einfluss auf die gespeicherten Elementmengen aus (Tab. 5.18). Im Vergleich zum Standort 'Jöri' fällt auf, dass der Einfluss der Wurzelgehalte der Bodensäulen eher geringer ist, jedoch die oberirdische Phytomasse an Bedeutung gewinnt. Dies ist darauf zurückzuführen, dass an den tiefer gelegenen Standorten der oberirdische Element-Input gegenüber dem unterirdischen zunehmend wichtiger wird.

Wiederum wurde versucht, die gespeicherten Elementmengen mit einem multiplen Regressionsmodell zu beschreiben. Unter Verwendung der Parameter gemäss Tab. 5.19 lassen sich über 70 % der Varianz der total gespeicherten Elementmengen erklären.

Tab. 5.19: Gesamtes Untersuchungsgebiet: Multiples Regressionsmodell für C- resp. N-Mengen in der Feinerde des gesamten Profils ohne die Verwendung von Analyse- resultaten.

Verschiedene Parameter der Bodensäulen als unabhängige Variablen; $n = 102$.

C: Regressionskonstante $a = 20.489$, R^2 (adjusted): 74.7 %.

N: Regressionskonstante $a = 1.716$, R^2 (adjusted): 72.6 %.

Variable	C Feinerde, Profil total		N Feinerde, Profil total	
	Koeffizient b	Signifikanz p	Koeffizient b	Signifikanz p
Eindringtiefe (cm)	0.529	≤ 0.0001	0.043	≤ 0.0001
Oberirdische Phytomasse (kg/m ²)	-4.641	≤ 0.0001	-0.479	≤ 0.0001
Lagerungsdichte total (g/cm ³)	-18.478	≤ 0.0001	-1.661	≤ 0.0001
Feinerde 10 - 20 cm (%)	-0.049	0.0005	$-7.356 \cdot 10^{-3}$	≤ 0.0001

Die Auswertung der Resultate aus dem gesamten Untersuchungsgebiet ergibt somit ein deutlich schlechteres Modell als die Auswertung der Bodensäulen des Standorts 'Jöri' (Tab. 5.16), auch wenn die Regression auf mehr Parameter abgestützt wird.

Wiederum soll im Folgenden versucht werden, unter Einbezug möglichst weniger Analyseresultate ein Regressionsmodell zu entwickeln, das die Abschätzung der total gespeicherten Elementmengen zulässt.

Die Entnahme einer Bodensäule, verbunden mit einer Längen- und einer Lagerungsdichtenbestimmung, sowie der Messung der gespeicherten C- resp. N-Mengen in den obersten 20 cm des Bodenprofils ermöglicht die Berechnung der profilumfassend gespeicherten Elementmengen innerhalb einer Varianz von ca. 88 % (Tab. 5.20). Mit diesem Modell wird eine Abschätzung der gespeicherten Elementmengen mit einem minimalen Aufbereitungs- und Analyseaufwand erreicht.

Tab. 5.20: Gesamtes Untersuchungsgebiet: Multiples Regressionsmodell für C- resp. N-Mengen in der Feinerde des totalen Profils unter Verwendung von Analyseresultaten. Verschiedene Parameter der Bodensäulen als unabhängige Variablen; n = 107.
C: Regressionskonstante a = 1.225, R² (adjusted): 88.8 %.
N: Regressionskonstante a = -0.131, R² (adjusted): 88.3 %.

Variable	C Feinerde, Profil total		N Feinerde, Profil total	
	Koeffizient b	Signifikanz p	Koeffizient b	Signifikanz p
Eindringtiefe (cm)	0.949	≤ 0.0001	-0.131	≤ 0.0001
C Feinerde 0 - 20 cm (kg/m ²)	0.357	≤ 0.0001	1.304	≤ 0.0001
Lagerungsdichte total (g/cm ³)	-8.987	≤ 0.0001	-0.410	≤ 0.0001

- Im Vergleich mit Tab. 5.17, in der ein vergleichbares Modell für den Standort 'Jöri' aufgeführt ist, zeigt sich, dass die gespeicherten Elementmengen im gesamten Untersuchungsgebiet auch unter Einbezug von weiteren Parametern der einzelnen Bodensäulen schwierig zu modellieren sind, weil die Variabilität zunehmend von weiteren Standortfaktoren, wie z. B. dem lokalen Klima, beeinflusst wird.
- Mit einem Modell ohne den Einbezug von Analyseresultaten lassen C- und N-Mengen bei einer erklärten Varianz von über 70 % bestimmen. Der Einbezug von einem einzigen Analyseresultat für die obersten 20 cm führt zu einer erklärten Varianz von 88 % über das gesamte Untersuchungsgebiet.

5.6.6 Totale Elementvorräte in alpinen Ökosystemen

In den folgenden Abschnitten werden die gespeicherten Kohlen- und Stickstoffmengen in den Kompartimenten Feinerde, grobe- und feine Wurzeln zusammengefasst. Dabei wird ausschliesslich auf standortspezifische Durchschnittswerte eingegangen. Die Variabilität der einzelnen Parameter wurde bereits in den entsprechenden Kapiteln behandelt (Wurzeln: Kap. 5.3.2; Feinerde: Kap. 5.6.1.1).

In Kap. 4.1.3 wurde darauf hingewiesen, dass die angewandte Aufbereitungsprozedur mittels nasser Siebung der Bodenproben zur Trennung grober und feiner Wurzeln eine reine Konvention darstellt und somit nicht immer eine klare Trennung ermöglicht. Für die folgenden Auswertungen werden diese beiden Wurzelkategorien deshalb häufig zusammengefasst. Die gespeicherten Elementmengen in der oberirdischen Phytomasse basieren auf den gemessenen Mengen auf Grund abgeernteter Testfelder (Tab. 5.6, S. 92) sowie auf den Medianwerten der C- und N-Gehalte (Abb. 5.5, S. 80).

5.6.6.1 In alpinen Ökosystemen gespeicherte C-Mengen

Die Verteilung der terrestrisch gespeicherten C-Mengen auf die verschiedenen Bodenkompimente ist in Abb. 5.46 dargestellt.

Es zeigt sich an allen Standorten sehr deutlich, dass die Feinerde den wichtigsten C-

Speicher darstellt. An einigen Standorten sind jedoch auch in den Wurzeln vor allem in den obersten Profilbereichen bedeutende C-Mengen gespeichert. Am Standort 'Stutzalp' ist ein maximaler Anteil von 16.5 % des gesamten Kohlenstoffs in den Wurzeln gespeichert. Im obersten Profilbereich 0 - 5 cm nimmt der in den Wurzeln gespeicherte C-Anteil mit zunehmender Höhe ab, jedoch weist auch der tiefst gelegene Standort 'Stutzegg' einen niedrigen Anteil an Wurzelkohlenstoff auf. Auch unter Einbezug des Kohlenstoffs in den Wurzeln zeigt sich an einigen Standorten, dass im Bereich 5 - 10 cm mehr Kohlenstoff gespeichert wird als direkt unter der Bodenoberfläche. In den obersten 20 cm der Bodenprofile unter alpinen Rasen auf verschiedenen Höhenstufen befinden sich zwischen 5.8 % und 7.5 % des gesamthaft gespeicherten Kohlenstoffs in den Wurzeln. In den Bodenbereichen tiefer als 30 cm liegt der Anteil des Kohlenstoffs, der in den Wurzeln fixiert ist, immer unter 2.5 %.

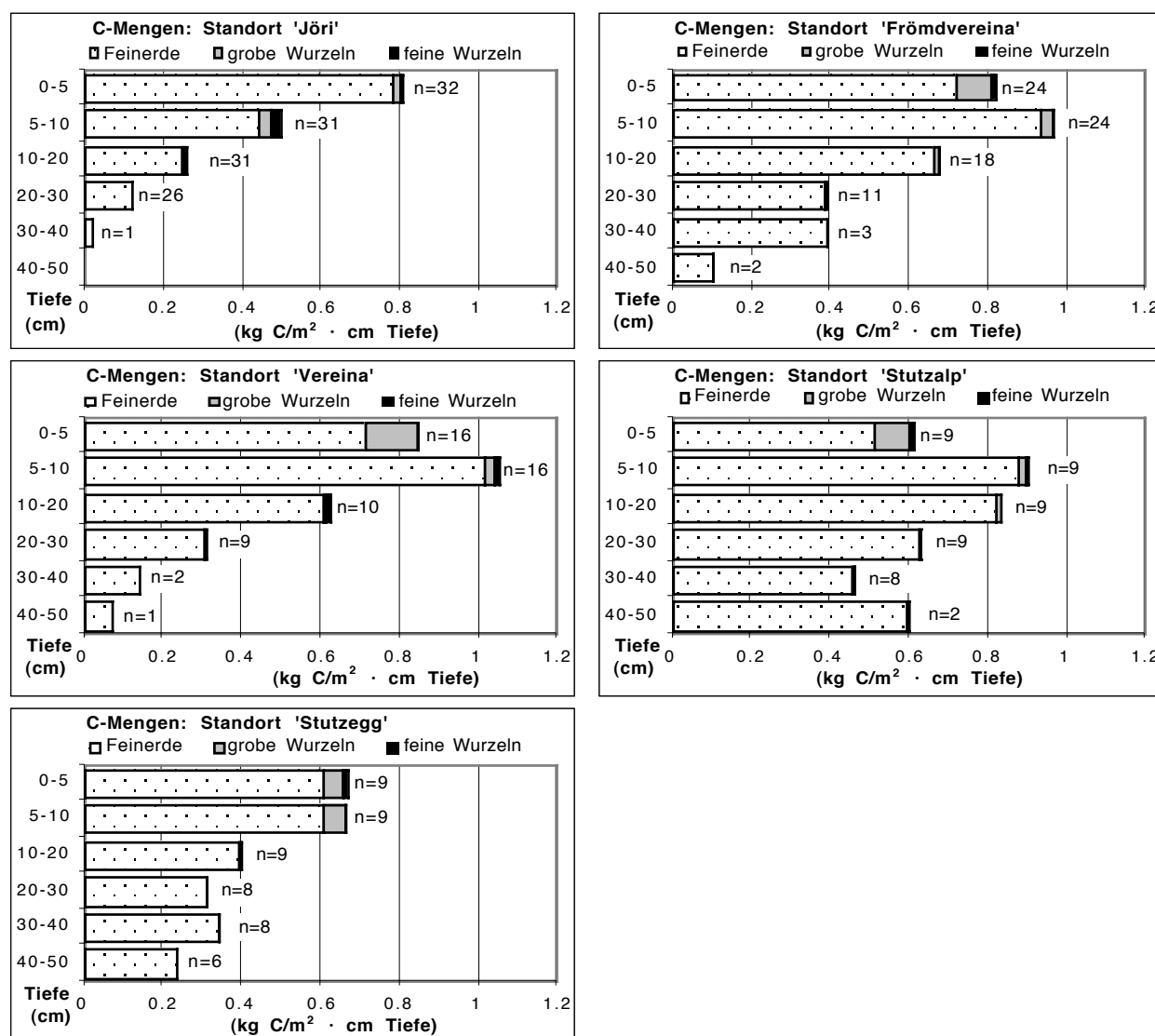


Abb. 5.46: Durchschnittliche Tiefenverteilung der total gespeicherten C-Mengen ($\text{kg C/m}^2 \cdot \text{cm Tiefe}$) an den verschiedenen Untersuchungsstandorten.

Die oberirdische Phytomasse (nicht in Abb. 5.46 dargestellt) enthält 126 g C/m^2 (Standort 'Stutzegg') und es zeigt sich eine deutliche Abnahme mit zunehmender Höhe ('Jöri': 42 g C/m^2 ; vgl. Kap. 5.2.2, S. 81).

Schon in den Wurzeln der obersten 2 cm des Bodenprofils ist somit an Standorten mit alpinen Rasen mehr Kohlenstoff gespeichert als in der oberirdischen Phytomasse.

Auf die Zusammenhänge zwischen den produzierten und den gespeicherten Kohlenstoffmengen wird in Kap. 1 eingegangen.

Es ist davon auszugehen, dass Wurzeln in Böden bei einem Anstieg der Bodentemperatur einem erhöhten Abbau ausgesetzt sind (vgl. Kap. 5.7.2). Diese Reaktion der Wurzeln dürfte deutlich schneller einsetzen als eine allfällige Reaktion des Kohlenstoffs in der Feinerde. Der hohe Anteil an Kohlenstoff, der in alpinen Böden in den Wurzeln gebunden vorliegt, ist ein deutlicher Hinweis für ein grosses Reaktionspotenzial dieser Böden bei einer allfälligen Erwärmung.

5.6.6.2 In alpinen Ökosystemen gespeicherte N-Mengen

Die standortspezifische Verteilung der terrestrisch gespeicherten N-Mengen auf die Bodenkompimente ist in Abb. 5.47 dargestellt.

Vergleichbar mit den total gespeicherten C-Mengen (Kap. 5.6.6.1) sind bei den total gespeicherten N-Mengen die obersten Bodenbereiche von zentraler Bedeutung. Der absolut wichtigste N-Anteil ist in der Feinerde gespeichert. Der Anteil des Stickstoffs, der in Wurzeln gespeichert ist, liegt mit maximal 10.7 % (Standort 'Vereina') wesentlich tiefer als der analoge Wert beim Kohlenstoff. In den obersten 20 cm der Bodenprofile unter alpinen Rasen auf verschiedenen Höhenstufen befindet sich zwischen 2.4 % und 4.9 % des gesamthaft gespeicherten Kohlenstoffs in den Wurzeln. Abgesehen von einem Ausreisser liegt der Wurzelanteil beim Stickstoff schon ab der Profiltiefe von 20 cm unter 1 %.

Im Vergleich mit den gespeicherten Kohlenstoffmengen sind die Wurzeln bei N von geringerer Bedeutung.

In der oberirdischen Phytomasse sind zwischen 5 g N/m^2 (Standort 'Stutzegg') und 2 g N/m^2 gespeichert (Standort 'Jöri'). Dies entspricht an den meisten Standorten etwa der Menge Stickstoff, die in den Wurzeln des obersten Profilzentimeters enthalten ist. Somit stellen die Wurzeln auch bei Stickstoff ein wichtigeres Speicherkompiment als die oberirdische Phytomasse dar.

Bei einer sehr raschen Klimaerwärmung ist mit einem starken Abbau der Wurzeln alpiner Rasen zu rechnen. Bei N würde sich daraus die Ausschwemmung aus dem System Boden ergeben, weil die geschwächte Vegetation nicht in der Lage sein dürfte, grosse Stickstoffmengen aufzunehmen (vgl. Kap. 5.7).

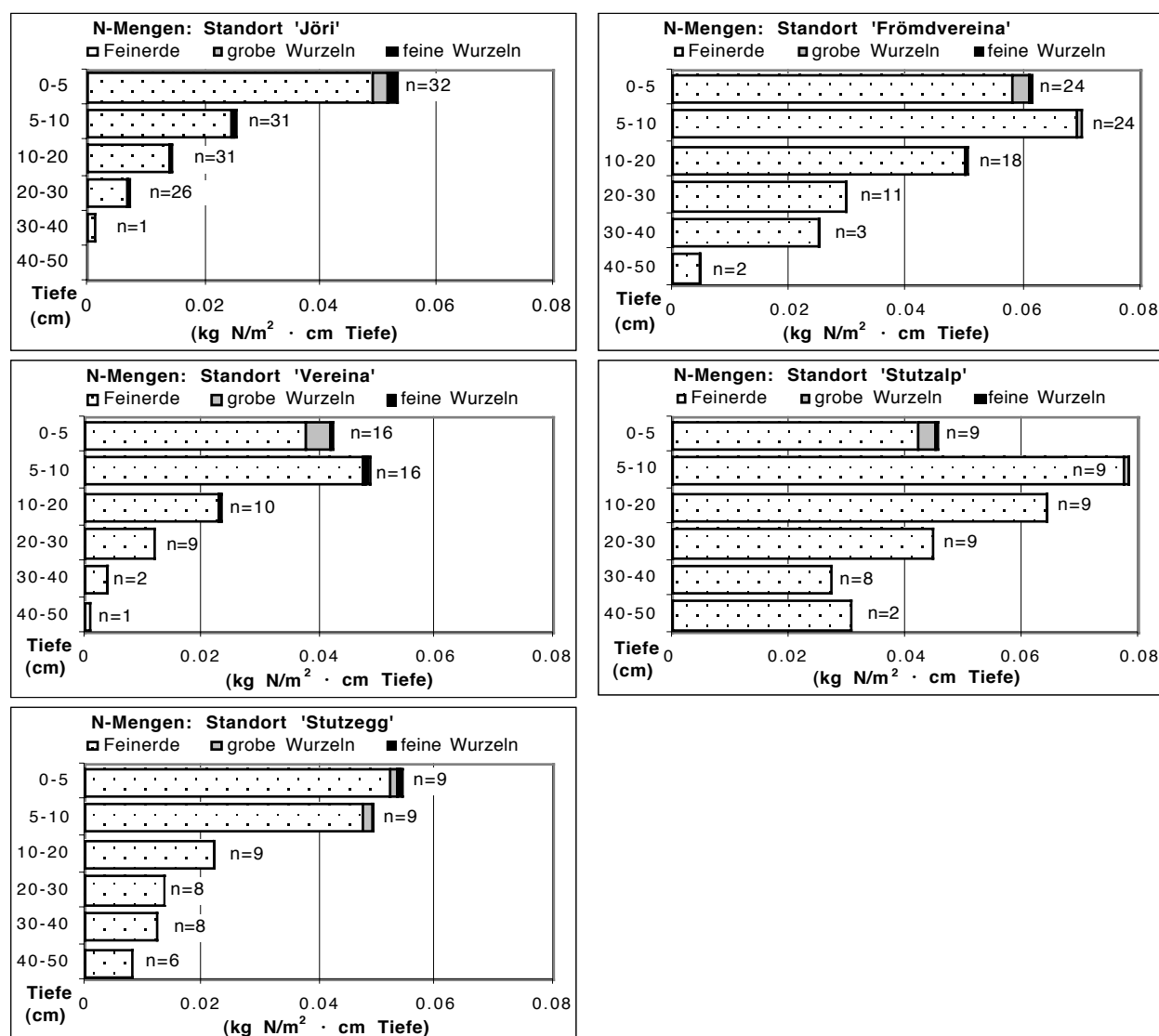


Abb. 5.47: Durchschnittliche Tiefenverteilung der total gespeicherten N-Mengen ($\text{kg/m}^2 \cdot \text{cm Tiefe}$) an den verschiedenen Untersuchungsstandorten.

5.6.7 Zusammenfassende Betrachtungen zu den bodenkundlichen Untersuchungen und den gespeicherten Elementmengen

Folgende zentrale Einsichten können zu den in alpinen Böden gespeicherten Kohlenstoff- und Stickstoffmengen aufgelistet werden:

- Bezüglich der Skelettgehalte unterscheiden sich die verschiedenen Standorte hauptsächlich in der Profiltiefe 5 - 20 cm. In diesem Horizontbereich ist die Skelettverwitterung an den tief gelegenen Standorten bereits weiter fortgeschritten als an den hoch gelegenen.
- Die Lagerungsdichten in verschiedenen Profiltiefen zeigen eine deutliche Höhenabhängigkeit. Vor allem im Profilbereich 0 - 5 cm ist an den hoch gelegenen Standorten mit grossen Lagerungsdichten zu rechnen.

- Tief gelegene Standorte weisen in den oberen Profilbereichen eine Tendenz zu einem niedrigen C/N-Verhältnis und somit zu guten Abbaubedingungen auf.
- Alpine Böden sind wichtige Kohlenstoffspeicher. Bei der Zusammenfassung aller untersuchten Bodensäulen im Höhenbereich von 1'665 - 2'525 m ü. M. resultiert eine durchschnittlich gespeicherte C-Menge in der Feinerde von 15.8 kg/m².
- Die durchschnittlich in der Feinerde gespeicherten Stickstoffmengen betragen für den Höhenbereich von 1'665 - 2'525 m ü. M. durchschnittlich 0.991 kg/m².
- An hoch gelegenen Standorten sind bis zu 90 % des Kohlenstoffs in den obersten 20 cm des Bodenprofils gespeichert. An tiefer gelegenen oder wasserbeeinflussten Standorten kann dieser Anteil auf unter 60 % sinken.
- Der Standortfaktor Höhe wirkt als eine bestimmende Grösse für die gespeicherte Kohlenstoffmenge im Höhenbereich über 1'900 m ü. M. Die Abnahme der durchschnittlich gespeicherten C-Mengen bei zunehmender Höhe über Meer kann für diesen Höhenbereich mit einem quadratischen Modell beschrieben werden (vgl. Abb. 5.42). Unterhalb der Waldgrenze werden die gespeicherten Elementmengen durch weitere Einflussgrössen gesteuert. Deshalb wird die Hypothese formuliert, dass Böden oberhalb der Waldgrenze besonders sensibel auf eine allfällige Klimaänderung reagieren werden.
- An tiefer gelegenen Standorten lässt sich kein direkter Höheneinfluss erkennen, weil weitere Standortfaktoren an Bedeutung zu gewinnen scheinen. Zudem dürften die Bodenprofile durch früher erfolgte Rodungen beeinflusst sein.
- Die Tiefenverteilung der gespeicherten C-Mengen lässt sich an einigen Standorten durch eine logarithmische Trendlinie relativ präzise beschreiben. An anderen Standorten dominiert hingegen die natürliche Variabilität. An einigen Standorten wird die grosse Variabilität auf störende Einflüsse (Erosion, Akkumulation, Wassersättigung) zurückgeführt.
- Zur Erfassung der total gespeicherten Elementmengen unter Verwendung möglichst weniger Analysen wurde ein Regressionsmodell, basierend auf einer Messung der Profillänge kombiniert mit einer C/N-Gehaltsmessung für die obersten 20 cm, entwickelt. Damit können ca. 95 % der Varianz der total gespeicherten Elementmengen erklärt werden.
- In den obersten 20 cm der Bodenprofile unter alpinen Rasen auf verschiedenen Höhenstufen befinden sich zwischen 5.8 % und 7.5 % des gesamthaft gespeicherten Kohlenstoffs in den Wurzeln. Bei N ist der Wurzelanteil geringer (2.4 % und 4.9 %) und der Stickstoff in Wurzeln konzentriert sich noch stärker als bei C in den obersten Profilbereichen. Es ist davon auszugehen, dass in den Wurzeln gespeicherte Elementvorräte sehr dynamisch auf Umweltveränderungen reagieren können.
- Die Elementvorräte in der oberirdischen Phytomasse sind an allen Standorten äusserst gering. Oft ist schon in den Wurzeln des obersten Profilzentimeters mehr C und N gespeichert als in der gesamten oberirdischen Phytomasse.

5.7 Experimentelle Bodenmanipulation: Translokation von Bodensäulen

Bodenmanipulationsexperimente unterliegen dem grundlegenden Problem, dass durch die Experimentanordnung systematische Fehler resultieren können. Darum wird zuerst die angewandte Methode kritisch beleuchtet, um in Kap. 5.7.2 auf Resultate eingehen zu können.

In der vorliegenden Arbeit wurden Bodensäulen von 2'225 m ü. M. an einen um 630 m tiefer gelegenen Standort verpflanzt. So wurde die Reaktion alpiner Böden auf eine sofortige Erwärmung simuliert.

5.7.1 Methodische Überlegungen

Die Translokation von Bodensäulen im Vereina-Tal stellt einen wesentlichen Bestandteil der vorliegenden Arbeit dar. Dabei handelt es sich um erste Anwendungsversuche einer neuen Methode, die eine wesentliche Erweiterung der experimentellen Bodenmanipulationsexperimente (vgl. Kap. 4.2) darstellt. Dabei ging es in einem ersten Schritt um die Gewinnung methodischer Erkenntnisse. Es zeigte sich, dass es technisch möglich ist, Bodensäulen in eine tiefer gelegene Vegetationsstufe zu verpflanzen (vgl. Kap. 4.2).

Das durchgeführte Experiment umfasst drei Probengruppen, die miteinander verglichen wurden:

Am Standort 'Jöri' wurde der Ausgangszustand des Bodens auf 2'225 m ü. M. mittels 32 Bodensäulen untersucht (vgl. Lage der Bodensäulen: Abb. 8.2, S. 218). Diese erste Probengruppe wird folglich als repräsentativ für den Ausgangszustand betrachtet.

Die zweite Gruppe der Proben beinhaltet die Verpflanzung an Ort: Im Sinne eines Methodentests wurden 15 Säulen entnommen und in wenigen Metern Entfernung wieder in den Boden eingesetzt, wo sie für zwei Jahre blieben. Bei diesen Proben sollte sich, sofern klimatologische Parameter von zentraler Bedeutung sind resp. bei der angewandten Methode keine systematischen Fehler auftreten, keine Veränderung ergeben.

Die dritte Probengruppe schliesslich besteht aus 12 Säulen, die vom Standort 'Jöri' an den um 630 m tiefer gelegenen Standort 'Vereina' verpflanzt wurden und dort während zwei Jahren im Boden blieben. Die verpflanzten Säulen tragen folgende Bezeichnungen: J8, J64, J65, J71, J72, J73, J75, J81, J82, J85, J94, J95. Es wurde darauf geachtet, dass im engsten Umkreis der Entnahmestellen der Bodensäulen für die Verpflanzung viele Ausgangssäulen der ersten Gruppe entnommen wurden.

Alle diese Bodensäulen wurden in die Tiefenintervalle 0 - 5 cm, 5 - 10 cm, 10 - 20 cm und

20 - 30 cm unterteilt und gemäss Kap. 4.1.3 einer nassen Siebung zur Skelett- und Wurzelabtrennung unterzogen.

In Abb. 5.48 sind exemplarisch Bodendichten und Skelettanteile der drei verschiedenen Säulengruppen des Verpflanzungsexperimentes für zwei Tiefenbereiche dargestellt. Dabei zeigt sich erneut deutlich die grosse Variabilität der alpinen Böden, die mit zunehmender Profiltiefe tendenziell grösser wird. Es ist aber auch ersichtlich, dass sich die verschiedenen Säulengruppen bezüglich Bodendichte und Skelettanteil nicht systematisch unterscheiden.

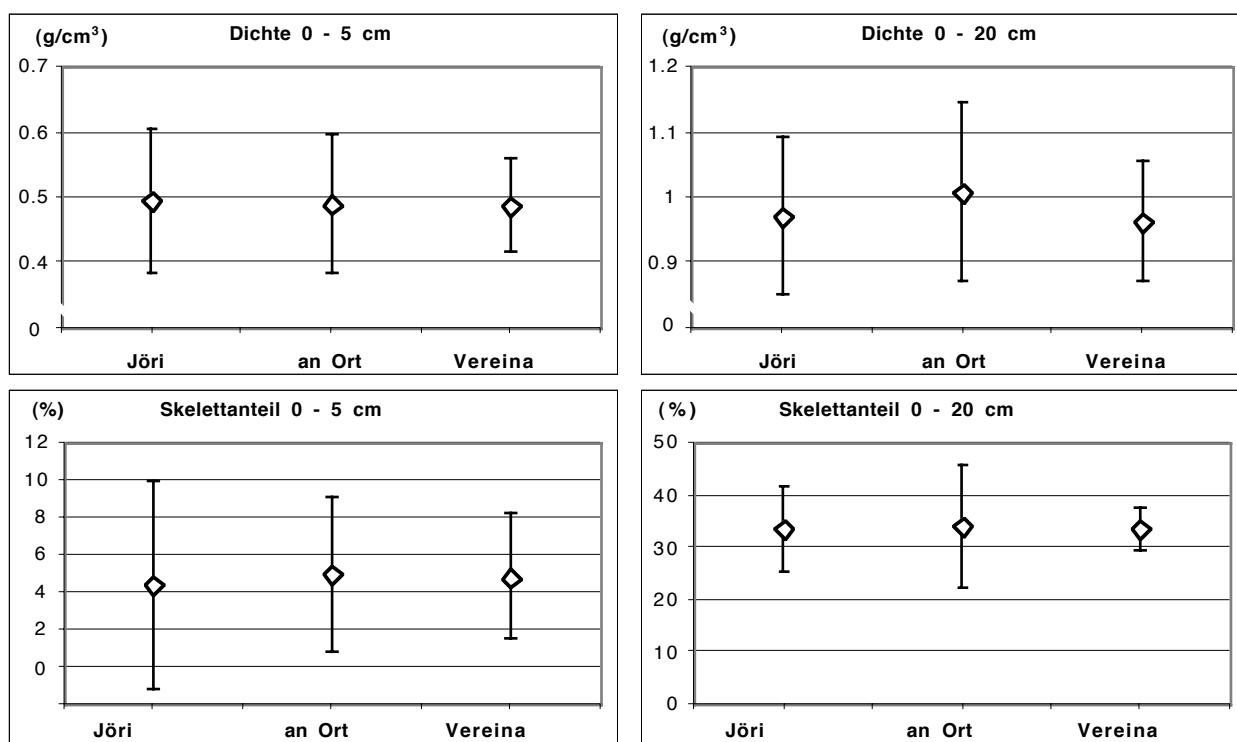


Abb. 5.48: Beispiele zum Methodentest des Verpflanzungsexperiments: Bodendichten (oben) und Skelettanteile (unten) für die Tiefenbereiche 0 - 5 cm und 0 - 20 cm.

Proben 'Jöri' (n = 32), 'verpflanzte an Ort' (n = 15) und 'verpflanzte nach Vereina' (n = 12). Mittelwerte mit Standardabweichungen.

In Tab. 5.21 sind die Resultate des statistischen Vergleichs zusammengefasst. Dabei werden immer zwei Probengruppen miteinander verglichen. Tiefe p-Werte stehen für eine grössere Sicherheit, dass sich die Mittelwerte der verschiedenen Probengruppen unterscheiden.

In den tiefen Profilbereichen (20 - 30 cm) unterscheiden sich die Mittelwerte der Skelett- resp. Feinerdeanteile der verschiedenen Säulengruppen teilweise auf dem 5 %-Niveau signifikant. Dies hängt mit der grossen Variabilität sowie mit der geringen Probenzahl zusammen. Möglicherweise spiegeln diese Resultate jedoch auch methodische Probleme wider: Die Säulen sind in den tieferen Bereichen durch den hohen Skelettanteil weniger stabil und die Gefahr, dass Material bei der Handhabung verloren geht, ist grösser als bei den obersten Profilschnitten, wo sehr kompakte Bodenzylinder ent-

nommen werden können. Auf Grund der geringen Wurzel-, C- und N-Gehalte sind diese tiefen Profilbereiche wenig relevant. Beim Vergleich der Mittelwerte der verschiedenen Parameter mit dem Ausgangszustand ergeben sich Abweichungen von maximal 12 %. Es zeigt sich jedoch auch, dass beim Zusammenfassen von Tiefenintervallen (z. B. 0 - 20 cm) nur geringe Abweichungen der Mittelwerte um maximal 3.9 % resultieren. Dieser Unterschied ist durch Schwierigkeiten bei der Aufteilung der Bodensäulen in einzelne Tiefenintervalle verbunden (vgl. Kap. 4.1.2).

- Die Verpflanzung der Bodensäulen hat keinen Einfluss auf statische Parameter der Säulen, konnte somit erfolgreich durchgeführt werden und stellt eine zukunftsweisende Methode zur experimentellen Bodenmanipulation im Feld dar.

Tab. 5.21: Methodentest zum Verpflanzungsexperiment: Statistischer Vergleich der Bodensäulen: Zusammenstellung der p-Werte des Mann-Whitney U-Tests.

* Mittelwerte verschieden auf dem 5 %-Niveau; ** Mittelwerte verschieden auf dem 1 %-Niveau; Ø (%): Veränderung des Durchschnitts gegenüber 'Jöri'.

	'Jöri' - 'an Ort'			'Jöri' - 'Vereina'			an Ort - Vereina	
	n	p-Wert	Ø (%)	n	p-Wert	Ø (%)	n	p-Wert
Dichte 0 - 5 cm (kg/m ²)	32/15	0.8479	98.8	32/12	0.8455	98.5	15/12	0.9427
Dichte 5 - 10 cm (kg/m ²)	31/15	0.9631	97.1	31/12	0.5837	100.2	15/12	0.5165
Dichte 10 - 20 cm (kg/m ²)	31/15	0.2259	107.2	31/12	0.3694	103.3	15/12	0.8667
Dichte 20 - 30 cm (kg/m ²)	26/4	0.2208	88.8	26/7	0.8803	98.4	4/7	0.4187
Dichte 0 - 20 cm (kg/m ²)	31/15	0.3063	103.9	31/12	0.6593	99.2	15/12	0.4858
Skelett (%) 0 - 5 cm	32/15	0.1554	112.7	32/12	0.2139	108.8	15/12	0.9809
Skelett (%) 5 - 10 cm	31/15	0.1349	77.3	31/12	0.6210	83.9	15/12	0.3996
Skelett (%) 10 - 20 cm	31/15	0.3775	102.0	31/12	0.4456	102.6	15/12	0.1140
Skelett (%) 20 - 30 cm	26/4	0.0822	86.6	26/7	0.0996	109.7	4/7	* 0.0250
Skelett (%) 0 - 20 cm	31/15	0.3527	101.4	31/12	0.7998	100.0	15/12	0.2360
Feinerde (%) 0 - 5 cm	32/15	0.5197	100.7	32/12	0.0751	102.8	15/12	0.1387
Feinerde (%) 5 - 10 cm	31/15	0.1349	107.5	31/12	0.7184	105.0	15/12	0.3730
Feinerde (%) 10 - 20 cm	31/15	0.3775	98.5	31/12	0.3017	97.6	15/12	0.0833
Feinerde (%) 20 - 30 cm	26/4	0.0945	111.8	26/7	0.0996	91.4	4/7	* 0.0250
Feinerde (%) 0 - 20 cm	31/15	0.2541	99.7	31/12	0.8622	100.4	15/12	0.2175

5.7.2 Resultate des Translokationsexperimentes

Schon bei der optischen Beurteilung der verpflanzten Säulen nach zwei Jahren im Feld zeigte sich, dass die oberirdische Vegetation am Standort 'Vereina' stark abgenommen hatte.

Die Fotografien (Abb. 5.49) zeigen deutlich, dass bei einer an Ort verpflanzten Säule (links) kaum ein Unterschied zwischen der Säule und der umgebenden Rasenfläche festgestellt werden kann (Säule befindet oberhalb des Markierungsringes). Bei einer nach 'Vereina' verpflanzten Säule (rechts) ist jedoch ein deutlicher Unterschied zu

sehen: Die oberirdische Vegetation ist praktisch vollständig verschwunden und der Boden ist als dunkler Fleck erkennbar. Ebenso deutlich verhielt es sich auch bei den an der Oberfläche der Säulen geernteten Phytomassenmengen (kg/m^2) gemäss Abb. 5.50.

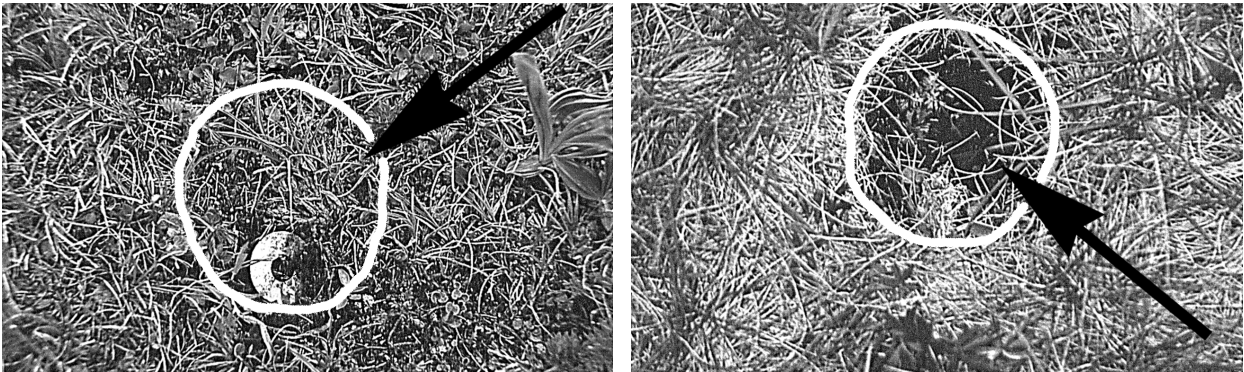


Abb. 5.49: Oberirdische Vegetation auf den entnommenen Säulen. Foto: Verpflanzung am Standort 'Jöri' mit Markierungsring und ungefähre Lage der Säule (links), Verpflanzung nach 'Vereina' (rechts).

Die Aufnahmen entstanden jeweils zwei Jahre nach der Verpflanzung. Der Vegetationsschwund durch die Verpflanzung ist deutlich zu erkennen.

Aus der statistischen Auswertung (Tab. 5.22, 1. Teil, S. 161) ergibt sich auf den nach 'Vereina' verpflanzten Säulen eine hoch signifikante Abnahme der oberirdischen Vegetation um 45 %. Bei den an Ort verpflanzten Säulen kann hingegen keine Abnahme der Vegetation festgestellt werden. Offensichtlich fanden sich die Pflanzen am tiefer gelegenen Standort mit den neuen Bedingungen nicht zurecht. Dabei ist es nachträglich nicht möglich festzustellen, ob sich die höhere Standorttemperatur oder der höhere Wassergehalt des Bodens nachteilig ausgewirkt hat. Weitere pflanzenphysiologisch bedeutende Parameter, wie etwa der pH-Wert des Bodens, sind an allen Standorten nahezu gleich (vgl. Tab. 5.12) und scheiden daher als Einflussgrössen aus.

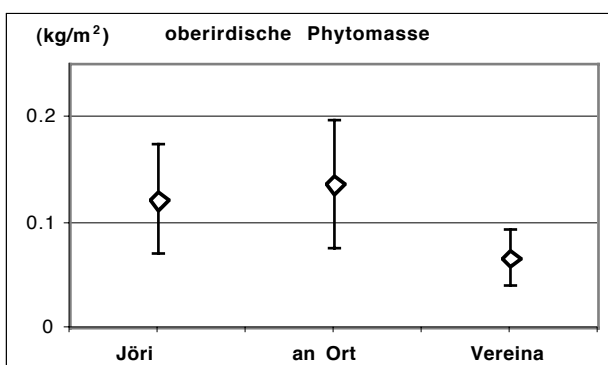


Abb. 5.50: Resultate des Verpflanzungsexperiments: Auf den Säulen geerntete Phytomassen.

Proben 'Jöri', 'verpflanzte an Ort' und 'verpflanzte nach Vereina'. Mittelwerte mit Standardabweichungen. 'Jöri': $n = 32$; 'an Ort': $n = 15$; 'verpflanzte nach Vereina': $n = 12$.

Die genaue Artenzusammensetzung der Vegetation wurde weder am Herkunftsort der

Säulen ('Jöri') noch am Zielort ('Vereina') untersucht. An beiden Standorten liegt jedoch ein alpiner Rasen vor. Am Standort 'Jöri' wird dieser von Finnah (1999) als Krummseggenrasen (*Curvuletum*) bezeichnet. Schumacher (1999) stellt am Standort 'Vereina' einen Borstgrasrasen (*Nardion*) fest, weist jedoch darauf hin, dass Übergänge zum Braunseggenried (*Caricion fuscae*) bestehen und in unmittelbarer Nähe zur Untersuchungsfläche Bestände von Legföhren (*Pinus mugo*) vorkommen. Auf Grund der kurzen Dauer des Experimentes ist die Konkurrenz zwischen verschiedenen Pflanzenarten sehr wahrscheinlich nicht zum Tragen gekommen. Zudem hat sich sehr deutlich gezeigt, dass die ursprüngliche Vegetation von den verpflanzten Säulen verschwand, ohne dass diese durch Arten des neuen Standorts ersetzt wurde.

Für die Untersuchung der Reaktion der unterirdischen Pflanzenteile wurden die groben und feinen Wurzeln zusammengefasst. Dabei ergibt sich ein ähnliches Bild wie bei den oberirdischen Pflanzenteilen (Abb. 5.51).

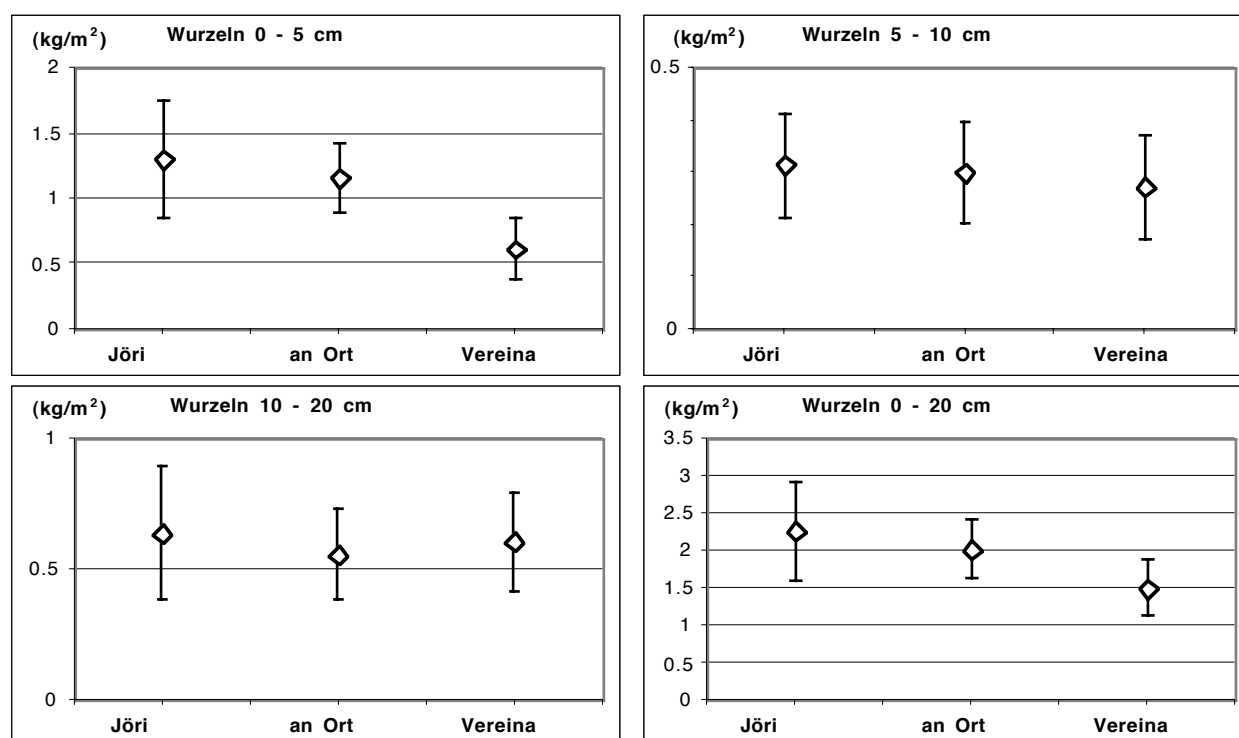


Abb. 5.51: Resultate des Verpflanzungsexperiments: Wurzelmengen in verschiedenen Profiltiefen.

Proben 'Jöri', 'verpflanzte an Ort' und 'verpflanzte nach Vereina'. Mittelwerte mit Standardabweichungen.

Vor allem im obersten Profilbereich 0 - 5 cm konnte eine hoch signifikante Abnahme der Wurzelgehalte durch die Verpflanzung zum tiefer gelegenen Standort festgestellt werden. In den unteren Profilbereichen fällt diese Abnahme weniger prononciert aus oder kann gar nicht festgestellt werden. Durch den hohen Anteil der Wurzeln in den obersten 5 cm des Bodenprofils resultiert auch bei der zusammenfassenden Betrachtung für die obersten 10 cm oder 20 cm eine hoch signifikante Abnahme der Wurzelge-

halte durch die Verpflanzung der Bodensäulen an den tiefer gelegenen Standort (Tab. 5.22, 2. Teil, S. 161). Auch bei den an Ort verpflanzten Säulen liegen die Wurzelgehalte generell etwas unter dem Ausgangszustand, jedoch kann diese Abnahme nicht statistisch belegt werden. Durch das Herausstechen der Bodensäulen kommt es zu einer Durchtrennung von Wurzeln im Randbereich der jeweiligen Säule. Dieser störende Eingriff muss zwingend zu einer methodisch bedingten Abnahme der Wurzelgehalte in einer ersten Phase des Verpflanzungsexperiments führen. Offensichtlich reicht bei der Verpflanzung an Ort eine zweijährige Versuchsdauer aus, um die erlittenen Verluste durch ein erneutes Wurzelwachstum, teilweise auch in den angrenzenden Boden, zu kompensieren. An den nach 'Vereina' verpflanzten Säulen jedoch scheinen sich die neuen Standortbedingungen nachteilig auf das Wurzelwachstum auszuwirken. Dieser Randeinfluss des Verpflanzungsexperiments könnte durch einen grösseren Säulendurchmesser verringert werden, wodurch allerdings eine Verpflanzung technisch wesentlich aufwändiger werden würde.

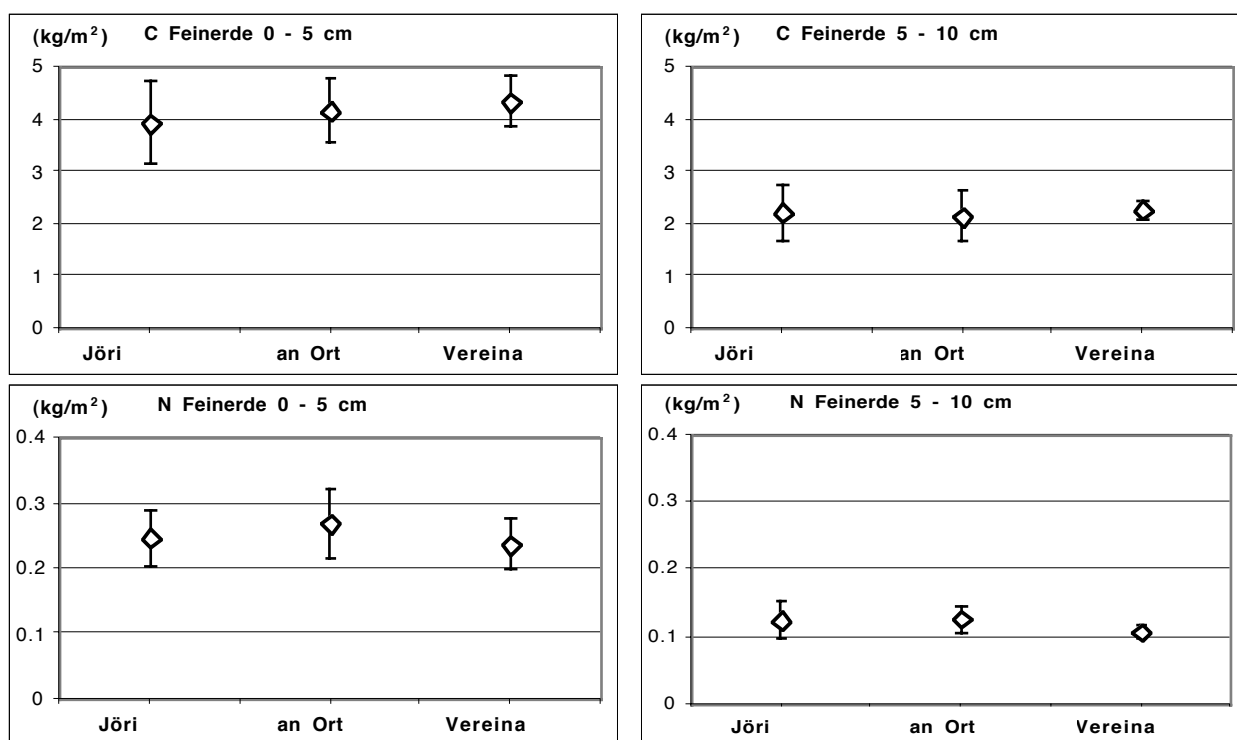


Abb. 5.52: Resultate des Verpflanzungsexperiments: In der Feinerde gespeicherte C- (oben) und N-Mengen (unten) für zwei verschiedene Profilbereiche.

Proben 'Jöri', 'verpflanzte an Ort' und 'verpflanzte nach Vereina'; Mittelwerte mit Standardabweichungen.

Sowohl die oberirdische als auch die unterirdische Phytomasse zeigen somit eine deutliche und statistisch signifikante Reaktion auf die veränderten Standortbedingungen am wärmeren und nasserem Standort. Dies ist ein klarer Beleg dafür, dass auch alpine Rasen, zumindestens auf eine sehr schnelle Veränderung der Standortbedingungen, nicht genügend flexibel reagieren können. Diese Reaktion ist vergleichbar mit dem so

genannten 'die-back'-Effekt, der bei Waldökosystemen eintreten könnte, wenn die Geschwindigkeit der klimatischen Änderung die Wandergeschwindigkeit der Pflanzen übersteigt (Smith & Shugart, 1993; Cao & Woodward, 1998). Es ist jedoch davon auszugehen, dass Graslandökosysteme eine grössere Anpassungsfähigkeit als Waldökosysteme aufweisen.

Bei Betrachtung der Veränderung der prozentualen C- und N-Anteile der Feinerde (Tab. 5.22, 3. Teil, S. 161) kann bei den Kohlenstoffgehalten kein Unterschied durch die Verpflanzung der Säulen festgestellt werden. Theoretisch muss davon ausgegangen werden, dass aus dem beobachteten Abbau von Wurzeln durch die Verpflanzung der Säulen ein gewisser C-Input in das System Boden erfolgt. Jedoch scheint diese Menge sehr gering zu sein und der resultierende Unterschied fällt nicht signifikant aus. Zudem müssen für die Feststellung von Veränderungen nicht nur die prozentuellen Anteile, sondern die absoluten Gehalte betrachtet werden, was in Tab. 5.22 (4. Teil) zusammengestellt wird.

Tab. 5.22: Resultate des Verpflanzungsexperiments: Statistischer Vergleich der Bodensäulen: Zusammenstellung der p-Werte des Mann-Whitney U-Tests.

* Mittelwerte verschieden auf dem 5 %-Niveau; ** Mittelwerte verschieden auf dem 1 %-Niveau; n: Anzahl Bodensäulen an jeweils beiden Standorten;
Ø (%): Veränderung des Durchschnitts gegenüber 'Jöri'.

		'Jöri' - 'an Ort'			'Jöri' - 'Vereina'			'Ort' - 'Vereina'	
		n	p-Wert	Ø (%)	n	p-Wert	Ø (%)	n	p-Wert
1	oberirdische Vegetation (kg/m ²)	32/15	0.2612	+12.2	32/12	**0.0011	-45.5	15/12	*0.0017
2	Wurzeln (kg/m ²) 0 - 5 cm	32/15	0.2108	-10.8	32/12	**0.0001	-52.3	15/12	**0.0001
	Wurzeln (kg/m ²) 5 - 10 cm	31/15	0.5973	-4.2	31/12	0.0778	-13.0	15/12	0.4341
	Wurzeln (kg/m ²) 10 - 20 cm	31/15	0.1363	-12.8	31/12	0.8708	-4.8	15/12	0.7323
	Wurzeln (kg/m ²) 0 - 10 cm	31/15	0.1530	-10	31/12	**0.0001	-44.7	15/12	**0.0008
	Wurzeln (kg/m ²) 0 - 20 cm	31/15	0.2727	-10.5	31/12	**0.0011	-44.0	15/12	**0.0046
3	C-Anteil (%) 0 - 5 cm	32/15	0.8657	+2.2	32/12	0.5582	+2.6	15/12	0.8292
	C-Anteil (%) 5 - 10 cm	31/15	0.3407	-8.7	31/12	0.5123	-6.2	15/12	0.6484
	N-Anteil (%) 0 - 5 cm	32/15	0.3360	+6.3	32/12	0.2783	-10.0	15/12	0.0927
	N-Anteil (%) 5 - 10 cm	31/15	0.3924	-5.3	31/12	**0.0004	-21.9	15/12	*0.0161
4	C Feinerde (kg/m ²) 0 - 5 cm	32/15	0.4354	+6.0	32/12	*0.0374	+10.5	15/12	0.2997
	C Feinerde (kg/m ²) 5 - 10 cm	31/15	0.5312	-3.2	31/12	0.5474	+2.5	15/12	0.2775
	C Feinerde (kg/m ²) 10 - 20 cm	31/15	0.2953	+8.0	31/12	0.1654	+19.2	15/12	0.7552
	C Feinerde (kg/m ²) 0 - 20 cm	31/15	0.4437	+3.3	31/12	*0.0164	+9.9	15/12	0.1525
5	N Feinerde (kg/m ²) 0 - 5 cm	32/15	0.2388	+9.3	32/12	0.5068	-3.7	15/12	0.1525
	N Feinerde (kg/m ²) 5 - 10 cm	31/15	1	+1.0	31/12	**0.0030	-14.6	15/12	*0.0161
	N Feinerde (kg/m ²) 10 - 20 cm	31/15	0.8349	+3.2	31/12	0.5123	-5.2	15/12	0.5165
	N Feinerde (kg/m ²) 0 - 20 cm	31/15	0.3407	+4.6	31/12	0.0520	-7.7	15/12	0.0668

Bei den prozentualen Stickstoffanteilen (Tab. 5.22, 3. Teil) gibt es in den obersten 5 cm keine Veränderung durch die Verpflanzung der Bodensäulen. Hingegen zeigt sich für den Tiefenbereich 5 - 10 cm eine statistisch hoch signifikante Abnahme der N-Anteile von durchschnittlich 0.37 % am Standort 'Jöri' auf 0.29 % in den nach 'Vereina' verpflanzten Säulen, was einem Verlust von beinahe 7 % entspricht. Der im Boden fehlende Stickstoff ist kaum von den auf den Säulen wachsenden Pflanzen aufgenommen worden, weil die oberirdische Produktion auf diesen ja stark abgenommen hat. Möglicherweise wurde mineralisierter Stickstoff gerade wegen der fehlenden Aufnahme durch Wurzeln mit dem Bodenwasser lateral ausgewaschen und von Pflanzen, die im angrenzenden Boden wurzeln, schnell aufgenommen. Es ist jedoch schwierig zu begründen, warum dieser Effekt in den obersten 5 cm des Bodenprofils nicht beobachtet werden konnte.

Werden schliesslich die totalen Elementvorräte der Feinerde betrachtet (Tab. 5.22, 4. Teil), so fällt beim Kohlenstoff in den obersten 5 cm eine auf dem 5 %-Niveau signifikante Mengenzunahme durch die Verpflanzung der Säulen um ca. 10 % oder 411 g/m^2 (Abb. 5.52, oben) auf. Auch in den tieferen Profilbereichen liegt tendenziell eine Zunahme vor, sie kann aber nicht statistisch festgehalten werden. Wegen des grossen Anteils der obersten 5 cm ergibt sich auch bei der Betrachtung der obersten 20 cm eine signifikante Zunahme des C-Gehalts.

Sucht man nach den Ursachen dieser statistisch abgesicherten Kohlenstoffzunahme, so bleibt eine grosse Unsicherheit. Einerseits ergibt auch die Verpflanzung der Säulen an Ort eine durchschnittliche C-Zunahme in der Feinerde um 234 g/m^2 , die jedoch nicht signifikant ausfällt. Andererseits lassen sich durch den registrierten Abbau von Wurzeln (346 g/m^2 grobe Wurzeln, 314 g/m^2 feine Wurzeln) unter der Annahme von durchschnittlichen C-Gehalten der Wurzeln (Tab. 5.8, S. 96) nur 272 g C/m^2 der Zunahme erklären. Die festgestellte Zunahme um 10 % stellt somit eine Kombination aus zufälligen Schwankungen und der kausal erklärbaren C-Gehaltszunahme der Feinerde durch den beobachteten Wurzelabbau dar. Der Beitrag des Abbaus der oberirdischen Vegetation zur beobachteten C-Zunahme wird infolge der sehr geringen absoluten Mengen als nicht massgeblich eingestuft.

Es ist jedoch nicht auszuschliessen, dass durch das Bodenwasser am tiefer gelegenen und oft wassergesättigten Standort 'Vereina' zusätzlicher Kohlenstoff in partikulärer Form aus den organischen Auflagen ausgewaschen und in die Bodensäulen gelangt ist. Dadurch könnten die Resultate verfälscht werden.

Bei den in der Feinerde gespeicherten Stickstoffmengen (Tab. 5.22, 5. Teil) zeigt sich ein ähnlicher Trend, wie er schon bei den prozentualen Gehalten festgestellt wurde: Im Profilbereich 5 - 10 cm ergibt sich eine statistisch hoch signifikante Abnahme der N-Gehalte (Abb. 5.52, unten). In den anderen untersuchten Tiefenintervallen liegt ebenfalls eine leichte Abnahme vor, die jedoch nicht signifikant ausfallen. Der durch den Wurzelab-

bau mineralisierte Stickstoff scheint somit wesentlich dynamischer auf die Veränderung zu reagieren als der Kohlenstoff. Weil die Verpflanzung der Säulen zu einer gesamthaf-ten Schwächung der Pflanzen führt, können diese den Stickstoff nicht aufnehmen und dieser wird aus den Säulen ausgewaschen. Dies ist ein deutlicher Hinweis darauf, dass die Reaktion eines alpinen Ökosystems auf die globale Erwärmung komplexe Auswirkungen haben wird und eine isolierte Betrachtung des Kohlenstoffkreislaufs den resul-tierenden Problemen nicht umfassend gerecht wird.

5.7.3 Zusammenfassung der Resultate der Bodensäulen-verpflanzung

Ein Bodenmanipulationsexperiment mittels Verpflanzung von Bodensäulen an einen um 630 m tiefer gelegenen Standort zur Simulation der Reaktion alpiner Böden auf eine so-fortige Erwärmung wurde vorgenommen. Gemäss Tab. 5.4 kommt dieser Höhenunter-schied einer atmosphärischen Temperaturveränderung von 2.8° - 3.5°C gleich. Dies ent-spricht einer Erwärmung, wie sie für die Alpen in den nächsten 50 Jahren realistisch ist (vgl. Kap. 2.2.1). Somit wurde durch die Verpflanzung die erwartete Erwärmung der nächsten 50 Jahre in zwei Jahren simuliert.

Aus dem Experiment ergeben sich folgende Resultate:

- Das Experiment der Verpflanzung von Bodensäulen konnte methodisch erfolgreich durchgeführt werden. Statische Parameter wie Bodendichte, Skelett- und Feinerdege-halt zeigten bei der als Methodentest durchgeführten Verpflanzung von Säulen am gleichen Standort keine Veränderungen.
- Die Verpflanzung der Säulen an den wärmeren und feuchteren Standort führte zu einer Abnahme der oberirdischen Phytomasse um 45 % während der Versuchsdauer von zwei Jahren.

Dieses Resultat ist insofern überraschend, als die Transektuntersuchung (vgl. Tab. 5.6, S. 92) am Standort 'Vereina' eine deutlich höhere oberirdische Phytomasse und eine höhere Produktion als am Standort 'Jöri' ergab.

- Die unterirdische Phytomasse (grobe und feine Wurzeln) nimmt durch die Verpflan-zung der Säulen je nach Profilbereich um ca. 50 % ab.
- Aus der deutlichen Reaktion der ober- und unterirdischen Phytomasse auf die neuen Standortbedingungen ergibt sich, dass eine sehr rasche Veränderung der Umweltbe-dingungen die Reaktionsmöglichkeiten alpiner Rasen überfordern könnte. Durch eine geschwächte Vegetationsdecke könnten bei entsprechender Hangneigung gravie-rende Erosionsprobleme resultieren. Eine geschwächte Pflanzendecke würde zudem die erwartete Tendenz der erhöhten Erosionsanfälligkeit auf Grund häufigerer Stark-niederschläge (IPCC, 2001b) verstärken.

Diese deutliche Reaktion der Vegetation könnte auch mit den unrealistischerweise schockartig veränderten Umweltbedingungen zusammenhängen. Eine langsamere Erwärmung könnte möglicherweise die Anpassungsfähigkeit der alpinen Pflanzen nicht überstrapazieren und somit zu grundsätzlich verschiedenen Resultaten führen. Die postulierte, erhöhte Erosionsanfälligkeit alpiner Rasen durch eine Erwärmung wird somit etwas relativiert.

- Durch den Wurzelabbau ergibt sich in der Feinerde eine Tendenz zu höheren Kohlenstoffgehalten, vor allem in den obersten 5 cm des Bodenprofils.
- Die Stickstoffgehalte der Feinerde nehmen durch die Verpflanzung der Säulen vor allem im Profilbereich 5 - 10 cm ab. Aus den Wurzeln mineralisierter Stickstoff scheint aus den Säulen ausgewaschen zu werden.

Es ist zudem davon auszugehen, dass die festgestellten Veränderungen wesentlich über der interannuellen Variabilität liegen.

Die Resultate des Translokationsexperiments werden in Egli et al. (submitted) publiziert.

5.7.3.1 Ausblick

Ein künftiges Verpflanzungsexperiment von Bodensäulen zur Simulation einer Erwärmung sollte mit möglichst langer Versuchsdauer geplant werden. Es könnte durchaus sein, dass in dieser Untersuchung festgestellte Veränderungen, z. B. die starke Abnahme der oberirdischen Phytomasse, bei einem längeren Experiment nicht gleich ausgeprägt ausfallen würden, weil sich Pflanzen bei einem längeren Experiment an die neuen Standortfaktoren anpassen könnten. Jedoch würden die tatsächlichen Auswirkungen der globalen Erwärmung auf alpine Böden durch ein Experiment von z. B. 10 Jahren Dauer wesentlich realistischer repräsentiert. Falls technisch möglich, sollte ein neues Experiment mit grösseren Säulendurchmessern angesetzt werden. Auf Grund der Erkenntnisse aus der vorliegenden Arbeit kann jedoch die Verpflanzung auf die obersten 20 cm des Bodenprofils beschränkt werden. Zudem sollte bei einem weiteren Experiment stärkeres Gewicht auf eine allfällige Veränderung der Qualität der Wurzeln gelegt werden. Es könnte interessant sein zu sehen, inwiefern festgestellte Zunahme der C- und N-Gehalte der Feinerde mit entsprechenden Veränderungen der Wurzelgehalte einhergehen. Eine weitere interessante Perspektive bietet die Erweiterung des Verpflanzungsexperiments um eine eingehende Charakterisierung der organischen Substanz mittels chemischer Fraktionierung. Es ist davon auszugehen, dass sich die festgestellten Veränderungen der total gespeicherten Elementmengen direkt in den einzelnen Fraktionen der organischen Substanz niederschlagen. Ein Schwachpunkt des vorgenommenen Verpflanzungsexperiments liegt darin, dass die beiden Einflussgrößen 'Bodentemperatur' und 'Bodenwasserhaushalt' nicht klar voneinander getrennt werden können. Bei einem künftigen Verpflanzungsexperiment muss die Auswahl der Untersuchungsstand-

orte hinsichtlich dieser Einflussgrößen sorgfältig geprüft werden.

Mit der Durchführung der Verpflanzung von Bodensäulen auf verschiedenen Höhenstufen, insbesondere in näher zusammenliegende Höhenbereiche mit ähnlicher Vegetation, könnte ein allfälliger Einfluss der Artenzusammensetzung genauer untersucht oder möglicherweise ausgeschlossen werden.

5.8 Chemischen Fraktionierung

5.8.1 Resultate der chemischen Fraktionierung

Die chemische Fraktionierung der organischen Bodensubstanz stellt eine aufwändige Methode zur Charakterisierung der organischen Substanz dar (vgl. Kap. 4.4.2). In der vorliegenden Arbeit wurde die Fraktionierungsmethode des 'Laboratoire d'écologie végétale et de phytosociologie, Neuchâtel' (Gobat, 1994) in einer etwas abgeänderten Form an die bestehenden Laborverhältnisse des Geographischen Instituts der Universität Zürich angepasst. Für die Fraktionen der Fulvosäuren, der Huminsäuren und der Humine konnten C- und N-Gehalte ermittelt werden. Alle Analysen wurden an den jeweils festen Bestandteilen eines Fraktionierungsschrittes durchgeführt. Dies führte einerseits zu methodischen Erkenntnissen (vgl. Kap. 4.4.2). Andererseits mussten jedoch mit der neuen Methode Erfahrungen gesammelt werden und es kam teilweise zu Analysefehlern. An einigen Proben wurden Mehrfachanalysen durchgeführt und offensichtlich falsche Resultate verworfen, d. h. Proben, bei denen nach einem Fraktionierungsschritt grössere Elementmengen als vor demselben gefunden wurden. Die vorliegenden Auswertungen und Abbildungen basieren somit nur auf Daten, die einer vorhergehenden Plausibilitätsprüfung unterzogen wurden.

Hauptsächliches Ziel der vorgenommenen Fraktionierung der organischen Substanz ist es, den reaktiven Anteil der Fulvosäuren an den Untersuchungsstandorten zu quantifizieren und auf allfällige Höhenabhängigkeiten zu untersuchen.

Bei den folgenden Abbildungen ist zu beachten, dass am Standort 'Frömdvereina' die Fraktionierung an den Proben gemäss verfeinerter Tiefen-Unterteilung durchgeführt wurde. Am Standort 'Stutzegg' wurden auch Proben aus den tieferen Bodenbereichen fraktioniert. An den anderen Standorten wurde auf die Untersuchung dieser Proben verzichtet, weil sich auf Grund der geringen Elementmengen einerseits Analyseprobleme ergaben, andererseits keine relevanten Ergebnisse zu erwarten waren. Die fraktionierten Proben der einzelnen Untersuchungsstandorte stellen Mischproben aus verschiedenen Einzelsäulen gemäss Tab. 4.2 (S. 59) dar.

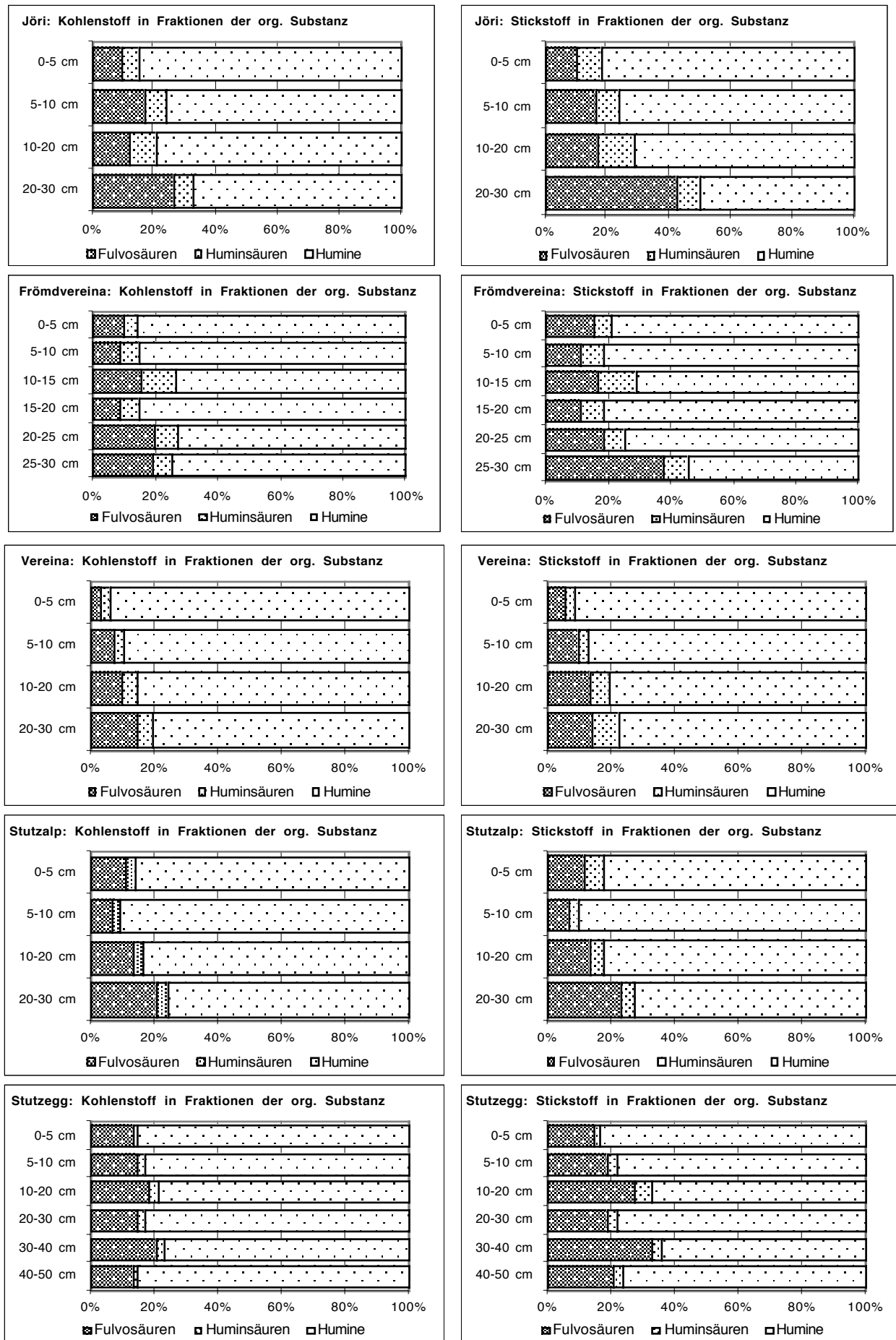


Abb. 5.53: C und N (rechts) in den verschiedenen Fraktionen der chemischen Fraktionierung.

Die Ergebnisse der Fraktionierung erweisen sich als sehr sensitiv auf kleinste Änderungen der einzelnen Teilresultate. Dabei üben vor allem Abweichungen der Gewichtsmessungen einen starken Einfluss auf die Aufteilung in die drei Fraktionen aus. Weil jedoch mit Messungenauigkeiten zu rechnen ist, muss davon ausgegangen werden, dass die erhaltenen Schlussresultate nur eine grobe Annäherung an die reale Situation darstellen. Infolge der beschriebenen Unsicherheiten werden die Resultate der Fraktionierung nicht statistisch ausgewertet und Schwankungen der gebildeten Verhältnisse gemäss Abb. 5.55 dürfen nicht überinterpretiert werden. Trotz der Unsicherheiten lassen sich auf Grund der Resultate deutliche Trends erkennen.

In Abb. 5.53 ist die Aufteilung in die drei Fraktionen Fulvo- und Huminsäuren sowie Humine für C und N dargestellt.

Gemäss Abb. 5.53 liegt beim Kohlenstoff der extrahierbare Anteil, der gemäss S. 60 die Summe der Anteile von Fulvo- und Huminsäuren bezeichnet, an allen Standorten und Profiltiefen unter 33 %. Bei allen Standorten steigt der extrahierbare C-Anteil mit zunehmender Profiltiefe an, wobei dieser Anstieg, sehr wahrscheinlich auf Grund von Verlagerungsprozessen, nicht linear verläuft. Dieser zunehmende Anteil ist darauf zurückzuführen, dass die Bodenbildung in den tieferen Horizonten noch nicht so weit fortgeschritten ist und dass sich die organische Substanz noch weniger stark zu den stabileren Huminen entwickelt hat.

Für den Umsatz der organischen Substanz sind jedoch wegen den gespeicherten Elementmengen hauptsächlich die obersten 20 cm der jeweiligen Profile von Bedeutung. Wird der extrahierbare Anteil für diesen Profilbereich zusammengefasst, so scheinen sich die Standorte auf verschiedenen Höhenstufen nicht systematisch zu unterscheiden: Von 20 % am Standort 'Jöri' erfolgt eine Abnahme auf 10.4 % am Standort 'Vereina'. Die tiefer gelegenen Standorte 'Stutzalp' und 'Stutzegg' zeigen mit 13.2 % resp. 17.7 % eine erneute Zunahme. Für alle Standorte zusammengefasst liegt der extrahierbare C-Anteil für die obersten 20 cm des Bodens bei 15.9 %.

Es liegt eine deutliche Tendenz zu geringeren Huminsäureanteilen an den tief gelegenen Standorten vor. Dies könnte bedeuten, dass diese Zwischenstufe der Humin-Bildung an den tief gelegenen Standorten schnell durchlaufen wird.

Die Verteilung des Stickstoffs auf die unterschiedlichen Fraktionen (Abb. 5.53, rechts) unterscheidet sich von derjenigen des Kohlenstoffs nur geringfügig, weil beide Datensätze auf den gleichen Gewichtsmessungen der Fraktionierung beruhen. Es zeigt sich jedoch deutlich, dass der extrahierbare Anteil wesentlich höher ausfällt. Am Standort 'Jöri' wurde in der Tiefe 20 - 30 cm der höchste extrahierbare Anteil von 50 % bestimmt. Daraus leitet sich ab, dass im Boden gespeicherte N-Mengen deutlich ausgeprägter als die C-Mengen auf Umweltveränderungen reagieren werden.

Die Darstellung der relativen Anteile der einzelnen Fraktionen kann die effektiven Verhältnisse nur bedingt abbilden und bedarf der Erweiterung durch absolute Daten.

Werden die Durchschnittswerte der total gespeicherten C- resp. N-Mengen der für die Fraktionierung verwendeten Bodensäulen (Tab. 4.2) kombiniert mit der Verteilung auf die verschiedenen Fraktionen der chemischen Auftrennung gemäss Abb. 5.53, so resultieren absolute Mengen gemäss Tab. 5.23 (C-Mengen) und Tab. 5.24 (N-Mengen). Für die Bestimmung dieser Absolutwerte wird somit auf die Elementmengen der fraktionierten Säulen und nicht auf Durchschnittswerte der Untersuchungsflächen (Tab. 5.13 und Tab. 5.14) Bezug genommen.

Tab. 5.23: Absolut gespeicherte C-Mengen in chemischen Fraktionen der organischen Substanz an verschiedenen Untersuchungsstandorten (kg/m²).

FS: Fulvosäuren, HS: Huminsäuren, H: Humine.

Profiltiefe (cm)	'Jöri'			'Frömdvereina'			'Vereina'			'Stutzalp'			'Stutzegg'		
	FS	HS	H	FS	HS	H	FS	HS	H	FS	HS	H	FS	HS	H
0 - 5	0.41	0.24	3.54	0.35	0.15	3.01	0.11	0.10	3.19	0.23	0.06	1.78	0.41	0.04	2.61
5 - 10	0.36	0.15	1.62	0.41	0.26	3.91	0.39	0.15	4.73	0.29	0.10	3.83	0.43	0.06	2.39
10 - 20	0.30	0.21	1.92	0.80	0.56	4.88	0.56	0.27	4.84	1.11	0.24	6.82	0.71	0.12	3.07
20 - 30	0.26	0.06	0.66	0.81	0.30	3.12	0.36	0.13	2.06	1.38	0.25	4.99	0.49	0.07	2.74
30 - 40	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.63	0.07	2.31
40 - 50	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.26	0.03	1.70

Die absolut gespeicherten C-Mengen der einzelnen Fraktionen spiegeln deutlich die total in der Feinerde gespeicherten C-Mengen wider (vgl. Tab. 5.13). Auch bei den Fraktionen sind bei einigen Standorten die höchsten Mengen nicht im obersten Profildbereich zu finden.

Die Profilverteilung der N-Gehalte der verschiedenen Fraktionen wird deutlich geprägt von den absolut in der Feinerde gespeicherten N-Mengen (vgl. Tab. 5.14). Bei den absoluten Werten der Fraktionen (Tab. 5.24) fällt auf, dass die Stickstoffmengen sehr gering sind.

Tab. 5.24: Absolut gespeicherte N-Mengen in chemischen Fraktionen der organischen Substanz an verschiedenen Untersuchungsstandorten (kg/m²).

<: Werte zwischen 0.001 und 0.01.

Profiltiefe (cm)	'Jöri'			'Frömdvereina'			'Vereina'			'Stutzalp'			'Stutzegg'		
	FS	HS	H	FS	HS	H	FS	HS	H	FS	HS	H	FS	HS	H
0 - 5	0.03	0.02	0.21	0.04	0.01	0.19	0.01	0.01	0.17	0.02	0.01	0.14	0.04	0.01	0.22
5 - 10	0.02	0.01	0.09	0.03	0.02	0.23	0.02	0.01	0.21	0.02	0.01	0.33	0.04	0.01	0.18
10 - 20	0.02	0.01	0.09	0.05	0.04	0.29	0.03	0.01	0.17	0.09	0.02	0.52	0.07	0.01	0.16
20 - 30	0.02	<	0.03	0.07	0.02	0.17	0.01	0.01	0.07	0.11	0.02	0.34	0.03	<	0.13
30 - 40	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.04	<	0.08
40 - 50	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.02	<	0.06

Werden nun die gespeicherten C- resp. N-Mengen in den relativ reaktiven Fulvo- und Huminsäuren für die obersten 20 cm der jeweiligen Bodenprofile zusammengefasst, so

entsteht das erstaunliche Bild, dass diese Mengen auf allen untersuchten Höhenstufen ein sehr ähnliches Niveau aufweisen (Abb. 5.54).

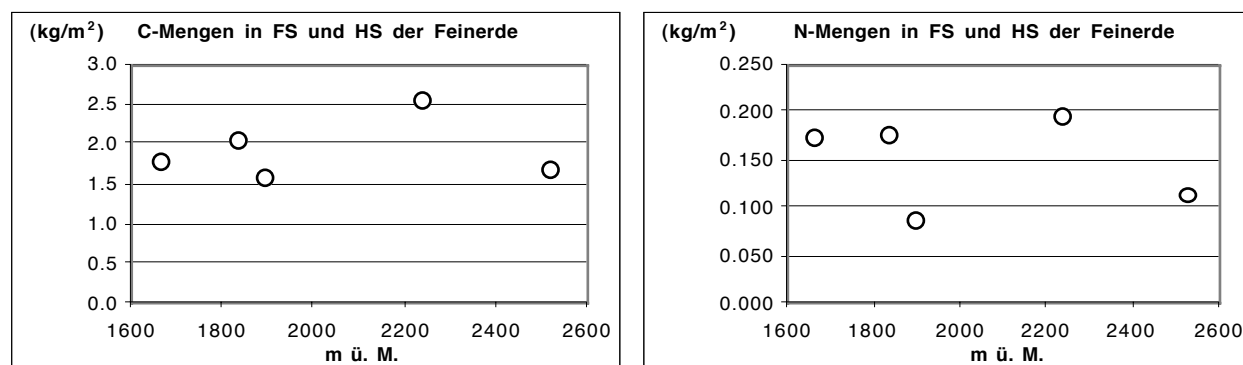


Abb. 5.54: Höhenabhängigkeit der absolut gespeicherten C- und N-Mengen in Fulvosäuren (FS) und Huminsäuren (HS) der Feinerde in den obersten 20 cm der Bodenprofile.

Bei C liegen die Werte zwischen 1.5 und 2.5 kg/m², während bei N die entsprechenden Werte ca. 0.1 bis 0.2 kg/m² betragen. Somit haben Böden in unterschiedlichen Höhenbereichen ein vergleichbares Potenzial für eine schnelle Reaktion auf veränderte Umweltbedingungen.

In Abb. 5.55 ist das C/N-Verhältnis für die verschiedenen Fraktionen (Fulvosäuren, Huminsäuren und Humine) an den jeweiligen Untersuchungsstandorten aufgeführt (links). Auf der rechten Seite ist das Fulvosäuren/Huminsäuren-Verhältnis für organischen Kohlen- und Stickstoff dargestellt. Diese Verhältnisse entsprechen der üblichen Darstellung von Fraktionierungsergebnissen (vgl. Fierz et al., 1995). Zu diesen Verhältnissen gilt allgemein, dass sie sehr sensitiv auf Änderungen einzelner Zwischenergebnisse der Fraktionierung reagieren und dass die Daten daher mit entsprechender Vorsicht interpretiert werden müssen. Die Humine weisen grundsätzlich das weiteste C/N-Verhältnis auf, jedoch sind die Unterschiede zu den beiden anderen Fraktionen sehr gering und in bestimmten Profiltiefen gar nicht vorhanden. Dieses weite Verhältnis kann als Reifegrad der organischen Substanz interpretiert werden, denn der Bau zunehmend komplexer Substanzen beinhaltet steigende C-Anteile. Auf Grund der starken Schwankungen in den einzelnen Bodenprofilen kann keine Höhenabhängigkeit festgestellt werden.

Beim Fulvosäuren/Huminsäuren-Verhältnis ist auffällig, dass die Profilverteilung für organischen Kohlen- und Stickstoff praktisch identisch verläuft. In den tieferen Profilbereichen steigen die Verhältnisse tendenziell an. Ebenso ist an den tief gelegenen Standorten mit einer Zunahme des Verhältnisses zu rechnen. Der hohe Anteil an Fulvosäuren in den tiefen Profilbereichen kann auf den schwachen Entwicklungsgrad der Böden zurückgeführt werden. Hingegen ist unklar, warum gerade der am tiefsten gelegene Standort 'Stutzegg' ein generell erhöhtes Verhältnis aufweist.

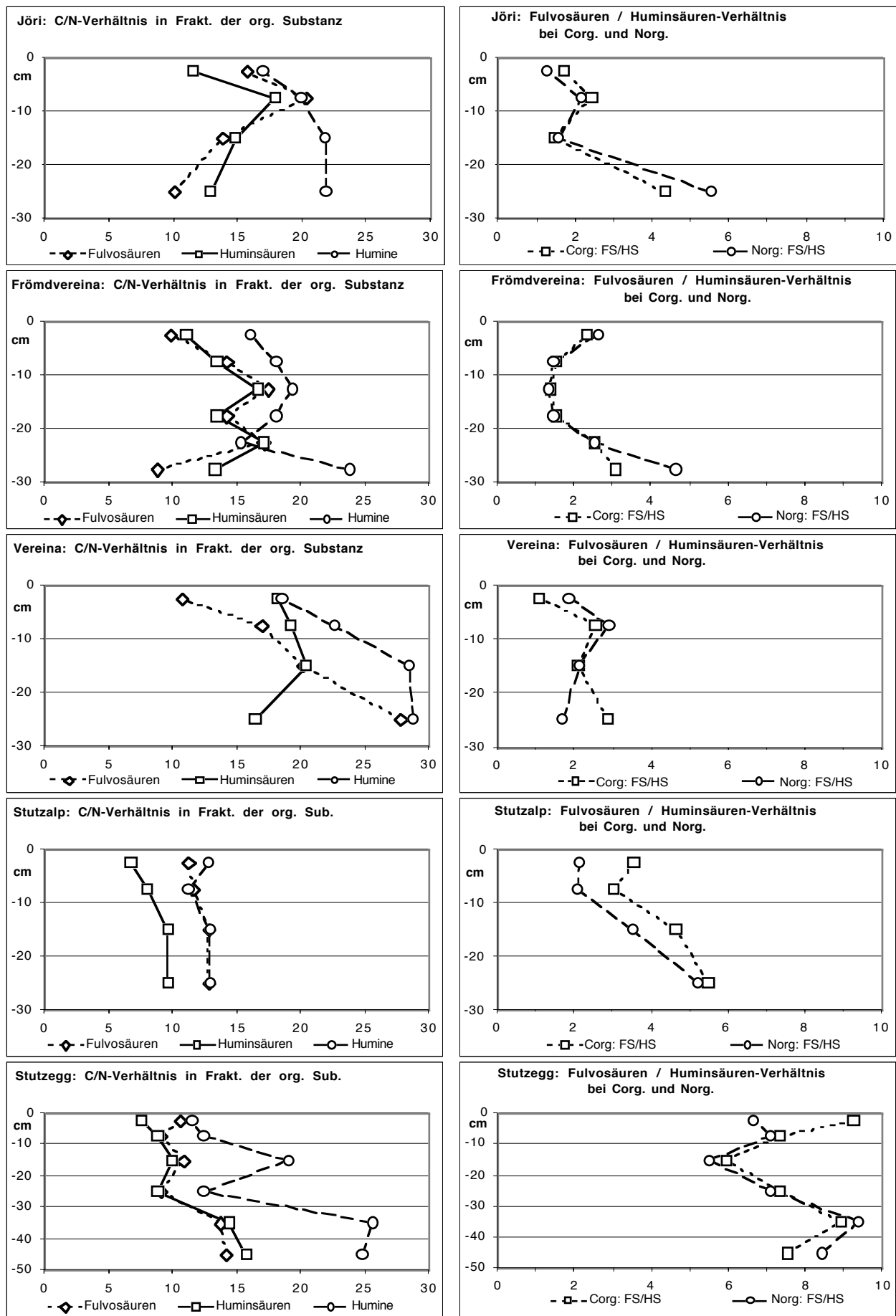


Abb. 5.55: C/N-Verhältnis in verschiedenen Fraktionen der organischen Substanz (links) und Fulvosäuren/Huminsäuren-Verhältnis für organischen C und N.

5.8.2 Zusammenfassung der Resultate der chemischen Fraktionierung und Ausblick

Fierz et al. (1995) stellen in ihren Untersuchungen fest, dass sich die Qualität der organischen Substanz auf saurem Substrat sehr langsam ändert, während sie auf kalkhaltigem Ausgangsmaterial praktisch keine Veränderungen feststellen konnten. Daraus schliessen sie, dass die total gespeicherten C- und N-Mengen zur Charakterisierung der organischen Substanz besser geeignet seien als aufwändige Fraktionierungsverfahren.

In der vorliegenden Untersuchung wurde festgestellt, dass Daten der Fraktionierung organischer Bodensubstanz sehr aufwändige Analysen benötigen und wegen der hohen Sensitivität auf Schwankungen der Zwischenresultate nur mit grösster Vorsicht interpretiert werden können. Zudem fallen die registrierten Unterschiede der verschiedenen Untersuchungsstandorte eher gering aus. Dadurch wird die Hypothese von Fierz et al. (1995) bestärkt. Es muss festgehalten werden, dass sich der betriebene Aufwand nicht durch die erhaltenen Resultate rechtfertigen lässt. Daher sollte die Fraktionierung der organischen Substanz in Zukunft entweder als klarer Schwerpunkt einer Arbeit betrieben oder vollständig weggelassen werden.

Eine Ausweitung der Untersuchungen mittels Fraktionierung der organischen Substanz liesse sich durch eine weiter gehende Standardisierung der Analysemethoden und durch den Einbezug der H- und O-Anteile der verschiedenen Fraktionen erreichen. Damit liessen sich weitere wichtige Parameter der organischen Substanz herleiten.

Zusammenfassend können folgende Resultate der Fraktionierung der organischen Substanz festgehalten werden:

- Der extrahierbare Anteil der organischen Substanz (Fulvo- und Huminsäuren zusammengefasst) liegt an den Untersuchungsstandorten zwischen 10 % und 20 %. Dieser Anteil ist nicht von der Höhenlage abhängig. Hingegen haben hoch gelegene Standorte grössere Huminsäuren-Anteile.
- Die absolut gespeicherten Mengen in den reaktiven Fulvo- und Huminsäuren der obersten 20 cm liegen bei C zwischen 1.5 und 2.5 kg/m², während bei N die entsprechenden Werte ca. 0.1 bis 0.2 kg/m² betragen. Somit haben Böden in unterschiedlichen Höhenbereichen ein vergleichbares Potenzial einer schnellen Reaktion auf veränderte Umweltbedingungen.
- Bei N liegen die extrahierbaren Anteile über denjenigen bei C. Daraus leitet sich ab, dass im Boden gespeicherte N-Mengen deutlich ausgeprägter als die C-Mengen auf Umweltveränderungen reagieren werden.
- Die Resultate der Fraktionierung der organischen Substanz liefern ein unklares Bild. Klimatische Abhängigkeiten auf die Qualität der organischen Substanz konnten nicht nachgewiesen werden.

6 Synthese

Die Bildung und der Umsatz von organischer Substanz im Boden sind Prozesse, die sich gegenseitig beeinflussen. Zusammenhänge zwischen der pflanzlichen Produktion, der Menge und Qualität der organischen Substanz im Boden und der Dekomposition sowie der Abhängigkeit dieser Grössen von klimatischen Faktoren werden im Folgenden erläutert und vor dem Hintergrund anderer Untersuchungen gewertet.

Mit der vorliegenden Arbeit wurde der Elementkreislauf alpiner Ökosysteme, insbesondere der Kohlenstoffkreislauf, untersucht. Dies erfolgte mit einem Ansatz, der sich auf die Kombination verschiedener Untersuchungsmethoden abstützt. Diese unterschiedlichen Methoden sollen im Folgenden miteinander verglichen werden.

Auf Grund der Erkenntnisse der klimatischen Abhängigkeiten des C-Kreislaufs und basierend auf den vorgenommenen Bodenmanipulationsexperimenten werden mögliche Wechselwirkungen alpiner Ökosysteme im Rahmen der globalen Erwärmung abgeleitet. Anschliessend werden verwendete Methoden kritisch beleuchtet und mögliche künftige Forschungsansätze diskutiert.

6.1 Zusammenstellung der wichtigsten Resultate

In diesem Kapitel sind die wichtigsten Resultate der verschiedenen Untersuchungsmethoden aufgeführt und miteinander kombiniert. Die ausführliche Besprechung der Resultate erfolgte bereits in Kap. 5 (S. 69).

6.1.1 Produktivität alpiner Ökosysteme

Die Akkumulation organischer Substanz in Böden ist das Ergebnis von Anlieferung und Umsatz. Die Untersuchung der Produktivität alpiner Ökosysteme stellt daher einen zentralen Aspekt der vorliegenden Arbeit dar. Dabei wurde vor allem der genauen Erfassung der unterirdischen Produktion und der Phytomasse Bedeutung geschenkt. Die gemessenen Produktionsraten können verglichen werden mit der Höhe der Untersuchungsstandorte, mit Bodentemperaturen und mit der davon abgeleiteten Länge der Vegetationsperiode, die basierend auf Bodentemperaturmessungen abgeschätzt wurde (Kap. 5.1).

6.1.1.1 Oberirdische Phytomasse und Produktion

Die oberirdische Vegetation an den verschiedenen Untersuchungsflächen wurde mit zwei grundsätzlich verschiedenen Methoden untersucht: Erstens wurde auf den entnommenen Bodensäulen die gesamte oberirdische Phytomasse gemessen. Zweitens wurde auf Flächen von $1/4 \text{ m}^2$ sowohl die oberirdische Phytomasse als auch die oberirdische Produktion von neuem Pflanzenmaterial im Zeitraum einer Vegetationsperiode bestimmt. Aus dem Methodenvergleich (Kap. 5.2.2.9, S. 91) geht hervor, dass auf den entnommenen Bodensäulen höhere Phytomasse-Werte ermittelt werden als auf den benachbarten Testfeldern.

Aus der Untersuchung der Phytomasse auf den entnommenen Bodensäulen ergibt sich eine deutliche Abnahme derselben bei zunehmender Höhe (Abb. 5.3, S. 78). Die Untersuchung der Variabilität der oberirdischen Phytomasse auf den entnommenen Säulen am Standort 'Jöri' (Kap. 5.2.1.1, S. 81) ergab, dass erst eine Säulenzahl von über 20 eine Annäherung der Fehlertoleranz an einen Bereich von $\pm 20 \%$ bringt. Dies entspricht der Beprobung einer gesamten Fläche von 790 cm^2 und ist somit etwa den Flächen der zweiten Untersuchungsmethode vergleichbar.

Diese überraschend grosse räumliche Variabilität führt dazu, dass die Methode der Phytomasse-Bestimmung auf kleinen Flächen sehr kritisch zu bewerten ist. Eine genauere Untersuchung der oberirdischen Produktion sollte künftig auf das Abernten von grösseren Untersuchungsfeldern abgestützt werden. An den tiefer gelegenen Standorten ist die Variabilität tendenziell höher als an den Standorten auf grosser Höhe.

Anhand der entnommenen Säulen wurde die Qualität des oberirdischen Pflanzenmaterials untersucht und es konnte gezeigt werden, dass dabei keine signifikante Höhenabhängigkeit der C- und N-Gehalte vorliegt. Daraus ergibt sich, dass für den Elementkreislauf alpiner Rasen die genaue Artenzusammensetzung, die auf den Untersuchungsflächen unterschiedlich ist, von untergeordneter Bedeutung ist. Dies gilt jedoch nur, solange alpine Rasen vorliegen und keine Flechten oder verholzte Pflanzen dominieren.

Aus den Untersuchungen, die auf abgeernteten Testfeldern basieren (Kap. 5.2, S. 77), leitet sich eine Vielzahl von Resultaten ab. Im ersten Moment sicher überraschend ist die Tatsache, dass der Ausaperungszeitpunkt keinen Einfluss auf die oberirdische Phytomasse und auf die produzierten Mengen zu haben scheint. Diese Beobachtung ist jedoch durchaus konsistent mit der Literatur (Shaver et al., 1996; Gundelwein, 1998) und wird allgemein dadurch erklärt, dass eine leicht verkürzte Vegetationsperiode durch ein anschliessend verstärktes Wachstum kompensiert werden kann. Trotzdem besteht ein Zusammenhang zwischen der Dauer der Schneebedeckung und der Artenzusammensetzung (Vetterli, 1982). Dieser Unterschied gewinnt aber erst bei längerer Schneebedeckung an Einfluss und führt zur Ausbildung einer Schneetälchen-Vegetation.

Durch den Vergleich der herbstlichen oberirdischen Phytomasse mit der wieder aufgefundenen Nekromasse am Ende des Winters kann aufgezeigt werden, dass unter der Schneedecke nur ein geringer Umsatz der oberirdischen Phytomasse erfolgt. Daraus ergibt sich, dass die Phase mit starker oberirdischer Produktion während der Vegetationsperiode identisch ist mit der Phase starken Abbaus.

Die oberirdische Produktion auf den abgeernteten Testfeldern zeigt eine hoch signifikante Abnahme bei zunehmender Höhe (Abb. 5.8, S. 84). Bei der oberirdischen Phytomasse ist diese Abhängigkeit weniger ausgeprägt und Standorte mit einer abweichenden Vegetationszusammensetzung (Flechten) weisen bei sehr geringer jährlicher Produktion hohe Phytomasse-Mengen auf, was auf einen geringen oberirdischen Umsatz zurückzuführen ist. Der Einfluss der Höhe auf die produzierten Mengen ist grösser als der Einfluss der Parameter 'Durchschnittstemperatur' und 'Länge der Vegetationsperiode'. Der Vergleich mit Literaturangaben zur Höhenabhängigkeit der oberirdischen Produktion ist wegen der spärlichen Datenlage und Methodenvielfalt nicht direkt zu vollziehen. Es zeigt sich jedoch, dass andere Autoren (z. B. Paulsen, 1995) eher von einem geringeren Höheneinfluss ausgehen.

Aus dem Vergleich von beweideten und unbeweideten Standorten ergibt sich ein sehr deutlicher Unterschied: Durch Beweidung wird von der jährlichen Produktion ca. 1/4 entfernt. Durch ständige Beweidung nimmt die oberirdische Phytomasse sogar um 40 - 50 % ab. Diese Werte stimmen gut mit Literaturangaben überein (vgl. Kap. 2.2.4.3, S. 28). Die Untersuchungsstandorte der vorliegenden Arbeit werden schon seit mehreren Jahrhunderten beweidet. Deshalb wird der Element-Input auf Grund der Werte der beweideten Flächen festgelegt.

Beim Verhältnis der oberirdischen Produktion zur oberirdischen Phytomasse ('oberirdischer Turnover') resultieren längere Umsatzzeiten an den hoch gelegenen Standorten (Abb. 5.16, S. 93). Dies ist jedoch nur der Fall, wenn auf die Resultate der Phytomassemessungen auf den entnommenen Bodensäulen Bezug genommen wird. Mit dieser Methode wird auch die Phytomasse, die nahe an der Bodenoberfläche liegt, bestimmt. Daraus leitet sich ab, dass sich an tiefer gelegenen Standorten ein grösserer Anteil der Phytomasse nahe an der Bodenoberfläche befindet, oder dass die Bedeutung der Streuschicht mit zunehmender Höhe abnimmt.

Im Vergleich mit vorhandenen Datenzusammenstellungen zur Produktivität alpiner Ökosysteme (Gobat et al., 1998; Körner, 1999) liegen die Werte aus dem Gebiet der Jöri-Seen und dem Vereina-Tal im unteren Bereich oder sogar darunter. Vor allem an den hoch gelegenen Untersuchungsflächen wurden Werte ermittelt, wie sie für arktische Ökosysteme typisch sind (Gundelwein, 1998).

In Tab. 6.1 (S. 179) sind wichtige Parameter der oberirdischen Phytomasse und Produktion an den verschiedenen Untersuchungsstandorten zusammengefasst.

6.1.1.2 Unterirdische Phytomasse und Produktion

Die unterirdische Phytomasse und Produktion wird in vielen Untersuchungen vernachlässigt (Gobat et al., 1998). In der vorliegenden Arbeit wurde der Ermittlung der unterirdischen Phytomasse sowie deren räumlicher Variabilität grosse Beachtung geschenkt. Für die präzise Erfassung wurden alle Bodenproben einem standardisierten, nassen Siebeverfahren unterzogen, nachdem mit einem Vortest nachgewiesen wurde, dass sich der Wurzelanteil nur so adäquat bestimmen lässt (Kap. 4.1.3, S. 47).

Bezüglich der Variabilität ergab sich die wichtige Erkenntnis, dass diese bei biologischen Parametern (Wurzelgehalte) grösser ist als bei pedologischen wie z. B. dem Skelettgehalt.

Für die Ermittlung der profilumfassenden Wurzelgehalte an einem Standort mit einer Sicherheit von $\pm 10\%$ ist die Entnahme von mind. 20 Bodensäulen nötig. Dies entspricht einem Probenvolumen von ca. $16'000\text{ cm}^3$. Dieses Resultat ist von zentraler Bedeutung für weitere bodenkundliche Untersuchungen in der alpinen Zone, denn bei geringeren Probenmengen wird die kleinräumige Variabilität in vielen Fällen die untersuchte Variable (z. B. Klimaabhängigkeit) überwiegen resp. allfällig festgestellte Einflüsse weisen einen zufälligen Charakter auf.

Aus der Untersuchung der Wurzelqualität ergeben sich Einflüsse sowohl der Profiltiefe als auch der Grössenfraktion. Grobe Wurzeln weisen gegenüber feinen Wurzeln tendenziell höhere C- und tiefere N-Gehalte auf. Dies weist auf die dynamische Stellung der feinen Wurzeln im N-Kreislauf hin.

Mit Wurzelgehalten von $1880 - 2469\text{ g/m}^2$ wurden in der vorliegenden Arbeit wesentlich höhere Wurzelgehalte gemessen, als sie Paulsen (1995) auf Grund einer Zusammenstellung von Literaturdaten für seine Hochrechnung der Schweizer Kohlenstoffvorräte verwendete (Tab. 2.8). Die Werte liegen auch leicht über den normalen Gehalten der arktischen Tundra (Wielgolaski, 1997), hingegen sind die Angaben wesentlich niedriger als diejenigen aus der Studie von Pfeiffer et al. (1996; Tab. 2.7, S. 21).

An allen Standorten sind durchschnittlich über 50 % der Wurzeln in den obersten 5 cm des Bodenprofils konzentriert. In den obersten 20 cm schwankt der Anteil der Wurzeln zwischen 72.1 % und 100 % bei einem Mittelwert von 91 %. Dieser Anteil ist wesentlich höher als bei Paulsen (1995, vgl. Tab. 2.8, S. 21). An den hoch gelegenen Standorten nimmt die Bedeutung der unterirdischen Phytomasse zu. Diese Werte weisen eine vergleichbare Grössenordnung wie Literaturangaben auf. Da sich auch der Wurzelumsatz auf die obersten Profilbereiche konzentriert, fallen vom unterirdischen Input 98 % (C) resp. 99 % (N) in den obersten 20 cm des Profils an. An beweideten Standorten konnten geringfügig erhöhte Wurzelgehalte festgestellt werden.

Die Messung der Wurzeldynamik und somit des jährlichen Element-Inputs in den Boden ist mit grossen Schwierigkeiten verbunden und wird entsprechend selten durchgeführt. Weil verschiedentlich auf die grosse Bedeutung des unterirdischen Umsatzes in alpinen und arktischen Ökosystemen hingewiesen wird (Wielgolaski, 1997; Gobat et al., 1998), wurde in der vorliegenden Arbeit der Versuch einer Quantifizierung unternommen. Die dabei angewandte Methode der sequenziellen Beprobung liess sich erfolgreich durchführen und lieferte befriedigende Resultate, die jedoch mit diversen Unsicherheiten behaftet sind. Der Anteil der jährlich umgesetzten Wurzeln liegt in den obersten Profilbereichen zwischen 12 % und 30 % (Tab. 5.9, S. 105). In Kombination mit den gesamthaft gespeicherten Wurzelmenen entspricht dies einem 'Turnover' zwischen 8.4 und 3.3 Jahren. In den tieferen Profilbereichen werden die Wurzeln weniger schnell umgesetzt. Bezüglich des Wurzelumsatzes ergibt sich zudem ein sehr deutlicher Höhengeneinfluss: An den hoch gelegenen Standorten ist der Wurzelumsatz durch die tiefen Temperaturen gehemmt und fällt wesentlich geringer aus. Die Literaturangaben zum jährlich umgesetzten Wurzelanteil weisen mit 25 % bis 54 % einen grossen Schwankungsbereich auf. Die Daten der alpinen Standorte dieser Untersuchung liegen jedoch deutlich im unteren Bereich der Vergleichswerte.

Sowohl die Messung der total gespeicherten Wurzelmenen als auch die Abschätzung des daraus resultierenden Element-Inputs unterstreichen die herausragende Bedeutung des Wurzel-Kompartiments in alpinen Ökosystemen. Untersuchungen zum Kohlenstoffumsatz in alpinen Rasen müssen sich zwingend auch mit dem unterirdischen Kompartiment befassen.

In Tab. 6.1 (S. 179) sind wichtige Parameter der unterirdischen Phytomasse und Produktion an den verschiedenen Untersuchungsstandorten zusammengestellt.

6.1.1.3 Gesamte Phytomasse und Produktion

Die gemessenen ober- und unterirdischen Phytomassen (Tab. 6.1, S. 179) können mit Durchschnittswerten aus der Literatur (Tab. 2.8, S. 21) gemäss Paulsen (1995) verglichen werden. Dabei ergeben sich auf Grund der Daten der vorliegenden Arbeit leicht geringere Werte der oberirdischen Phytomasse. Da gleichzeitig höhere unterirdische Phytomassen gemessen wurden, resultieren deutlich abweichende Verhältnisse von ober- zu unterirdischer Phytomasse.

Können die Abweichungen der oberirdischen Phytomasse noch durch die räumliche Variabilität derselben sowie durch die Höhenlage des Untersuchungsgebietes erklärt werden, so sind die Werte aus der bekannten Literatur zur unterirdischen Phytomasse deutlich zu tief. Dies ist sehr wahrscheinlich auf verbreitete Methodenprobleme zurückzuführen. Eine adäquate Bestimmung der unterirdischen Phytomasse ist gemäss den methodischen Untersuchungen dieser Arbeit nur realisierbar, wenn schon bei der Entnahme und vor allem bei der Aufbereitung der Proben speziell angepasste Methoden

angewandt werden. Bei konventionell aufbereiteten Bodenproben wird die unterirdische Phytomasse generell unterschätzt.

Das Verhältnis von ober- zu unterirdischer Phytomasse weist einen sehr deutlichen Anstieg bei zunehmender Höhe auf (Abb. 5.21, S. 101). Dabei ist die zunehmende Bedeutung der unterirdischen Phytomasse an den hoch gelegenen Standorten hauptsächlich auf eine Abnahme der oberirdischen Phytomasse zurückzuführen. Gerade an den hoch gelegenen Standorten liegen die gemessenen Verhältnisse mit 1 : 25 im unteren Bereich der entsprechenden Literaturangaben (vgl. Tab. 2.7, S. 21).

Die durchschnittliche unter- und oberirdisch produzierte Biomasse der verschiedenen Untersuchungsflächen lässt sich mit durchschnittlichen C- resp. N-Gehalten des Pflanzenmaterials multiplizieren, damit der effektive Element-Input bestimmt werden kann.

Sowohl der oberirdische C- als auch der N-Input (Abb. 5.23, S. 108) weisen eine deutliche Abnahme mit der Höhe auf, die schon mit einem linearen Modell gut beschrieben werden kann.

Hingegen ist der unterirdische Input durch die stärker variablen Wurzelgehalte wesentlich weniger von der Höhe abhängig. Besonders der tiefste Standort 'Stutzegg' weist weniger Wurzeln auf, als auf Grund der Höhenstufe zu erwarten wäre. Dies hängt möglicherweise mit einem generell verkürzten Bodenprofil durch Erosion in der Folge von Waldrodungen an diesem Standort zusammen. Obwohl von der gemessenen Wurzelmasse jeweils nur ein bestimmter Anteil pro Jahr umgesetzt wird, ist wegen der vorgenommenen Messungen und Abschätzungen davon auszugehen, dass der unterirdische C-Input gegenüber dem oberirdischen bei den tief gelegenen Standorten doppelt so hoch, bei den hoch gelegenen Standorten sogar 5 mal so hoch ist. Analoge Verhältnisse liegen beim Stickstoff vor, wobei der unterirdische Input 1.5 - 3.5 mal so hoch ist wie der oberirdische.

Gemäss Kap. 2.2.2.4 (S. 23) muss davon ausgegangen werden, dass neben den Element-einträgen aus dem Abbau von Wurzeln ein weiterer wichtiger unterirdischer Eintragspfad durch die Rhizodeposition besteht. Diese wurde jedoch im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht gemessen und die entsprechenden Literaturwerte weisen eine grosse Spannbreite auf. Daher muss auf den Einbezug der Rhizodeposition verzichtet werden.

- Auch unter den Rahmenbedingungen von grossen Unsicherheiten bei der Bestimmung des Wurzel-Inputs und unter dem Verzicht auf den Einbezug der Rhizodeposition zeigt sich deutlich, dass der unterirdische Elementeintrag sehr bedeutend ist.

Werden nun die gemessenen Input-Mengen nicht nur mit der Höhe, sondern auch mit der an jedem Standort bestimmten Länge der Vegetationsperiode (vgl. Kap. 5.1.3, S. 70) in Beziehung gesetzt (Abb. 6.1, 179), so wird eine noch grössere Abhängigkeit erkennbar. Beim gesamten Element-Input lassen sich mit einem polynomialen Modell ca. 97 % der Varianz erklären. Wird der tiefste Standort 'Stutzegg' von der Auswertung

ausgeschlossen, so kann ein ähnliches Resultat schon mit einem linearen Modell erreicht werden (C: $y = 1.6837x - 38.2394$; N: $y = 0.0576x - 1.5753$).

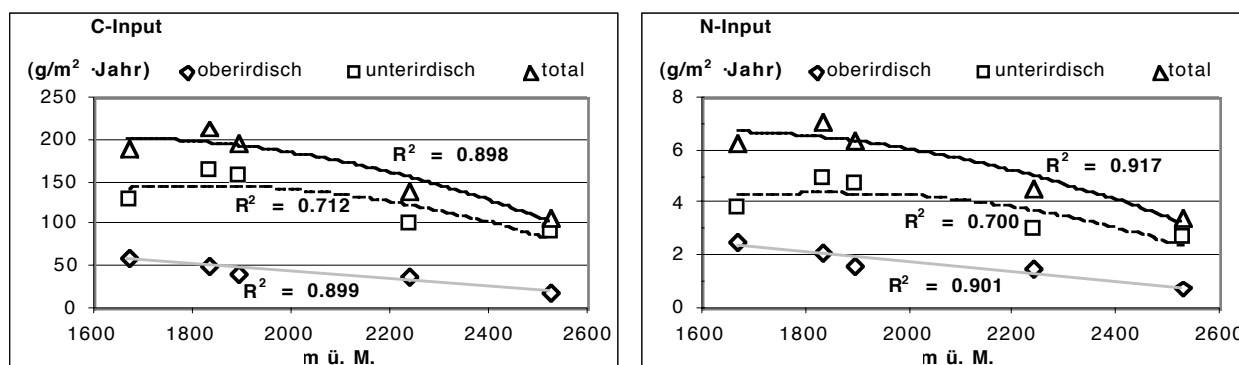


Abb. 6.1: Ober- und unterirdische C- und N-Produktion in Abhängigkeit von der Länge der Vegetationsperiode.

Links: oberirdisch: $y = 0.45x - 17.107$; unterirdisch: $y = -0.0363x^2 + 9.9867x - 526.28$; total: $y = -0.0339x^2 + 9.826x - 506.71$.

Rechts: oberirdisch: $y = 0.019x - 0.707$; unterirdisch: $y = -0.001x^2 + 0.326x - 17.439$; total: $y = -0.001x^2 + 0.319x - 16.637$.

- Für den Höhenbereich über der alpinen Waldgrenze kann somit die Abhängigkeit der Input-Mengen an C und N von der Standortshöhe und von der Länge der Vegetationsperiode deutlich nachgewiesen werden. Alpine Ökosysteme haben somit das Potenzial auf eine allfällige globale Erwärmung langfristig mit einer deutlichen Produktionserhöhung zu reagieren.

Tab. 6.1: Zusammenfassung von Kennzahlen für die verschiedenen Untersuchungsflächen: Ober- und unterirdischer Element-Input.

		Jöri	Frömdv.	Vereina	Stutzalp	Stutzegg
	m ü. M.	2'525	2'240	1'895	1'835	1'670
	Vegetationsperiode (Tage)	92	100	140	150	165
1	Oberirdische Phytomasse (Felder) (g/m ²)	100.4	137.5	172.1	274.0	299.2
2	Oberirdische Produktion Ø (g/m ² ·Jahr)	42.6	89.3	94.0	120.2	143.0
3	C-Input oberirdisch, (g/m ² ·Jahr)	17.9	37.5	39.5	50.5	60.2
4	N-Input oberirdisch, (g/m ² ·Jahr)	0.74	1.54	1.63	2.08	2.48
5	Oberirdischer Turnover (Jahr)	2.6	1.5	1.8	2.3	2.1
6	Wurzelgehalt Profil total (g/m ²)	2469	2013	2444	2019	1880
7	davon jährlicher Input(g/m ²)	216	241	373	388	305
8	C-Input, unterird., ges. Profil (g C /m ² ·Jahr)	91.1	101.7	157.1	163.3	128.8
9	N-Input, unterird., ges. Profil (g N /m ² ·Jahr)	2.68	3.01	4.79	4.99	3.84
10	Ober- : unterirdische Phytomasse (Felder)	1 : 25	1 : 15	1 : 14	1 : 7	1 : 6
11	C-Input total (g/m ² ·Jahr)	109.0	139.2	196.6	213.8	189.0
12	N-Input total (g/m ² ·Jahr)	3.42	4.55	6.42	7.07	6.32
13	C: Ober- / unterirdischem Input	1 : 5.1	1 : 2.7	1 : 4.0	1 : 3.2	1 : 2.1
14	N: Ober- / unterirdischem Input	1 : 3.6	1 : 2.0	1 : 2.9	1 : 2.4	1 : 1.5

6.1.2 Dekomposition

Im Rahmen dieser Arbeit wurde zur Abschätzung der standortspezifischen Abbauraten ein Experiment mit Dekompositionsbeuteln, die Wurzel- und Sprossmaterial enthalten, durchgeführt.

Dieses Experiment konnte erfolgreich abgeschlossen werden. Es zeigte sich jedoch, dass bei der Verwendung von feinem Wurzelmaterial mit grossen methodischen Unsicherheiten zu rechnen ist. Wie schon in anderen Arbeiten dargelegt wurde (Shaver & Billings, 1975; Gundelwein, 1998), weist Wurzelmaterial eine wesentlich schlechtere Abbaubarkeit als Sprossmaterial auf. Dies dürfte auch einer der Hauptgründe für die sehr hohen unterirdischen Phytomassen alpiner und arktischer Ökosysteme sein. Vom Sprossmaterial wurde während eines Jahres im Durchschnitt 51.4 % abgebaut, während beim Wurzelmaterial der Verlust nur 6.3 % beträgt. Der geringste Gewichtsverlust wurde am höchstgelegenen Standort gemessen, während an tiefer gelegenen Standorten unter bestimmten Bedingungen mit höheren Abbauraten gerechnet werden muss. Aus den Gewichtsverlusten konnte mittels eines einfachen Dekompositionsmodells auf die standortspezifischen Dekompositionsraten 'k' geschlossen werden (vgl. Tab. 5.11, S. 115).

- Obwohl die bestehende Datengrundlage äusserst schmal ist, muss davon ausgegangen werden, dass die Dekomposition weniger direkt als die Produktion von der Höhe des Standorts resp. der Umgebungstemperatur abhängt. Auch ein geringfügig verspäteter Ausaperungszeitpunkt hat keinen Einfluss auf die abgebauten Streumengen.

Aus der Untersuchung der Qualitätsveränderung des Materials in den Dekompositionsbeuteln ergibt sich beim Sprossmaterial, wie zu erwarten war, dass N deutlich schneller als C aus dem pflanzlichen Gewebe herausgelöst wird. In Wurzeln hingegen scheint N wesentlich stärker gebunden zu sein, und der Abbau von C überwiegt.

6.1.3 Bodenkundliche Untersuchungen

Die bodenkundlichen Untersuchungen an den verschiedenen Untersuchungsstandorten stellen das Kernstück der vorliegenden Arbeit dar.

Neben der Erfassung der gespeicherten Elementmengen standen methodische Fragen im Vordergrund. So wurde die Problematik des Einflusses des Aufbereitungsverfahrens auf die Wurzelgehalte resp. Elementgehalte der Bodenproben aufgezeigt und ein standardisiertes, nasses Siebverfahren entwickelt, um diese Aufbereitungseinflüsse zu minimieren (Kap. 4.1.3, S. 47). Die standardmässige Anwendung dieses Verfahrens drängt

sich bei stark durchwurzelten Proben aus alpinen Rasen auf, weil bei anderer Aufbereitung Wurzelteile in die Feinerde gelangen und dies zu falschen Elementgehalten führt.

Die Entnahme der Bodenproben für die vorliegende Arbeit erfolgte ausschliesslich mit einem Bohrröhr. Diese Technik hat den Vorteil, dass ohne das Graben von Profilgruben Volumenproben bis in tiefe Bodenhorizonte entnommen werden können. Hingegen drängen sich durch die relativ kleinen Probenmengen Fragen zur Repräsentativität auf. Durch ein Verfahren der rechnerischen Mischung von Einzelproben konnte aufgezeigt werden, dass alpine Böden eine starke kleinräumige Variabilität aufweisen. Die grösste Variabilität haben dabei die biologischen Parameter 'oberirdische Phytomasse auf den entnommenen Säulen' und die 'Wurzelgehalte der Bodensäulen' (vgl. Kap. 5.2.1.1, S. 79 und 5.3.2.1, S. 97). Die Untersuchung dieser Parameter bedingt somit eine entsprechend hohe Probenzahl resp. Beprobungsfläche. Von den pedologischen Parametern erweist sich vor allem der Skelettgehalt als sehr variabel. Ebenso ist die profilumfassende Ermittlung des C- und N-Gehalts mit Fehlern verbunden. Für die Erfassung der total gespeicherten Elementmengen unter Einhaltung eines Fehlers von $\pm 10\%$ ist eine Probenmenge von ca. $15'800\text{ cm}^3$ nötig. Untersuchungen alpiner Böden, welche sich auf geringere Probenmengen oder Probenzahl abstützen, sind entsprechend kritisch zu betrachten.

Die untersuchten Böden im Bereich des Vereina-Tals weisen durchwegs sehr ähnliche pH-Werte auf, was auf das relativ einheitliche Ausgangsmaterial zurückzuführen ist. Hingegen unterscheiden sich die verschiedenen Standorte deutlich durch unterschiedliche Horizontmächtigkeiten. Besonders die durch den Gehalt an C_{org} als 'O' taxierten Auflagehorizonte fallen sehr unterschiedlich aus: Der Standort 'Jöri' weist nur 5 cm Auflage auf, während diese Schicht am Standort 'Stutzalp' 30 cm mächtig ist (vgl. Tab. 5.12, S. 128). Auch auf Grund der Tonmineralogie lassen sich die Standorte gemäss Egli et al. (submitted) unterscheiden.

Diese verschiedenen mächtigen Auflagen sind sehr wahrscheinlich auf den unterschiedlichen Wassereinfluss an den Standorten zurückzuführen. Mit einer gezielten Standortwahl wurde zu Beginn der Untersuchungen versucht zu garantieren, dass die bodenbildenden Faktoren (vgl. Kap. 2.1.3), ausser dem Klima, an allen Standorten identisch sind. Dies scheint jedoch nicht vollständig gelungen zu sein. So werden von der 'Norm' abweichende Bodenprofile mit Erosion oder Staunässe erklärt (vgl. Kap. 3.8.2, S. 44).

An allen Standorten liegen in den tieferen Profilbereichen sehr hohe Skelettgehalte vor, während die obersten Bereiche einheitlich niedrige Skelettgehalte aufweisen. Jedoch unterscheiden sich die Standorte auf verschiedenen Höhenstufen sehr deutlich in den mittleren Profilbereichen von 5 - 20 cm. An den hoch gelegenen Standorten sind die Böden nur schwach entwickelt und weisen darum noch eher hohe Skelettanteile auf, während Böden an tiefer gelegenen Standorten in diesem Profilbereich bereits eine deutliche Bodenentwicklung haben. Als hauptsächlich vom Skelettgehalt beeinflusste

Grösse weist auch die Lagerungsdichte eine Höhenabhängigkeit auf: In sämtlichen untersuchten Profilbereichen ist die durchschnittliche Lagerungsdichte an den hoch gelegenen Standorten grösser als an den tief gelegenen.

Das C/N-Verhältnis der organischen Substanz wird allgemein als Mass fortschreitender Umsetzung gewertet (Gundelwein, 1998). In der vorliegenden Arbeit ergaben sich diesbezüglich jedoch nur undeutliche Abhängigkeiten. Tief gelegene Standorte weisen zumindest in den oberen Bereichen der Bodenprofile eine Tendenz zu engen C/N-Verhältnissen und somit zu guten Abbaubedingungen auf.

Dieses unscharfe Bild ist ein Hinweis darauf, dass neben der Standortshöhe weitere wichtige Einflussgrössen auf die Qualität der organischen Substanz vorliegen.

6.1.4 Total gespeicherte Elementmengen

Für jede entnommenen Bodenprobe liegt eine C/N-Analyse vor. Kombiniert mit dem Feinerdeanteil der Probe lassen sich die flächenhaft gespeicherten Elementmengen berechnen. Aus der Addition der einzelnen Tiefenintervalle resultieren gespeicherte Mengen einer entnommenen Bodensäule und aus mehreren Säulen kann ein standortspezifischer Wert ermittelt werden.

An allen Standorten zeigt sich die grosse Bedeutung des obersten Profilbereichs (Tab. 5.13, S. 138). Auch an Standorten mit einer deutlichen Profilentwicklung bis in grössere Bodentiefe (z. B. Standort 'Stutzalp') sind 60 % des Kohlenstoffs der Feinerde in den obersten 20 cm des Bodenprofils zu finden. Am hochalpinen Standort 'Jöri' liegt dieser Wert sogar bei 90 %. Diese flachgründigen Profile mit sehr hohen Gehalten an organischer Substanz im obersten Profilbereich stellen eine typische Charakteristik alpiner Böden dar.

Die durchschnittlich in der Feinerde gespeicherte C-Menge (Tab. 5.13, S. 138) liegt zwischen 9.4 kg/m^2 am Standort 'Jöri' und 26.8 kg/m^2 am Standort 'Stutzalp'. Müller (1983) findet auch an einem Standort in der Höhe von 2'800 m ü. M. noch C-Mengen im Bereich von 8.5 kg/m^2 (Abb. 2.1, S. 26). Hingegen liegen die von Paulsen (1995) verwendeten Werte für die C-Gehalte alpiner Böden (S. 27) im unteren Bereich der Werte der vorliegenden Arbeit.

Dabei muss jedoch auf die spezifische Standortwahl, welche die Untersuchung einer ungestörten Bodenentwicklung auf verschiedenen Höhenstufen zum Ziel hatte, hingewiesen werden. Diese Vorgehensweise führt dazu, dass die untersuchten Standorte nicht für eine bestimmte Höhenstufe als repräsentativ gelten können und die ermittelten Werte eher im Bereich der maximal möglichen liegen dürften.

Eine Umrechnung der Elementgehalte der einzelnen Standorte auf einen flächendeckenden Wert für das gesamte Untersuchungsgebiet oder gar die gesamte Schweiz ohne

den Einbezug weiterer Daten, wie z. B. dem 'Grad der Vegetationsbedeckung', ist somit nur bedingt möglich.

- Trotz Einschränkungen kann auf Grund der Daten dieser Untersuchung davon ausgegangen werden, dass die von Paulsen (1995) verwendeten Durchschnittswerte zur Berechnung der gespeicherten C-Mengen eine vernünftige Grössenordnung aufweisen. Durch alle Daten wird bestätigt, dass alpine Böden wichtige C-Speicher darstellen.

In Tab. 6.2 sind die in der oberirdischen und unterirdischen Phytomasse sowie in der Feinerde gespeicherten C- und N-Mengen aufgeführt. Dabei ergibt sich für alle Standorte sehr deutlich, dass die oberirdische Phytomasse für die Elementspeicherung eine sehr geringe Bedeutung hat. Die unterirdische Phytomasse hingegen enthält massgebliche C- und N-Mengen. Die Wurzeln sind für die N-Speicherung von geringerer Bedeutung als für die C-Speicherung.

Tab. 6.2: Zusammenstellung der gespeicherten C- und N-Mengen in ober- und unterirdischer Phytomasse sowie der Feinerde (g/m^2).

	'Jöri'	'Frömdvereina'	'Vereina'	'Stutzalp'	'Stutzegg'
C, Phytomasse oberirdisch	42	58	72	115	125
C, Phytomasse unterirdisch	540	930	1'140	925	717
C, Feinerde des Bodens	9'429	18'400	16'211	26'811	17'321
N, Phytomasse oberirdisch	1.7	2.4	3.0	4.7	5.2
N, Phytomasse unterirdisch	32	25	34	26	22
N, Feinerde des Bodens	550	1'140	712	1'995	1'003

6.1.4.1 C- und N-Input

Aus der Addition von oberirdischem (Tab. 5.7, S. 94) und unterirdischem Element-Input (Tab. 5.9, S. 105) ergeben sich totale Input-Mengen (Tab. 6.1, S. 179). Diese können mit den total gespeicherten Elementmengen (Tab. 5.13, S. 138, Tab. 5.14, S. 143) kombiniert werden. Das Verhältnis, welches in einer groben Annäherung als 'Turnover' bezeichnet werden kann, weist weder bei C noch bei N eine Höhenabhängigkeit auf (Abb. 6.2, S. 184).

Bei C liegt an allen Standorten ein Verhältnis von ca. 1 : 100 vor. Auch ohne jeden Abbau braucht es mindestens 100 Jahre pflanzlicher Produktion, um die in der Feinerde gespeicherten C-Mengen zu produzieren, was als Hinweis auf den langsamen Umsatz in alpinen Ökosystemen gewertet werden kann. Die Höhenunabhängigkeit bedeutet nun jedoch nichts anderes, als dass die grössere Produktion an den tiefer gelegenen Standorten zu einem höheren C-Gehalt führt. Dieser sehr direkte Zusammenhang ist insofern erstaunlich, als neben dem Faktor Höhe noch viele andere Parameter an den verschiedenen Untersuchungsstandorten variieren.

Bei N liegen die entsprechenden Verhältnisse höher (ca. 1 : 200), was ein weiterer Hinweis auf die N-Limitierung alpiner Ökosysteme ist. Zudem scheint der standortspezifische N-Kreislauf stärker von weiteren Faktoren ausser der Höhe beeinflusst zu sein.

Wird die vorgenommene Auswertung auf die 'Länge der Vegetationsperiode' abgestützt, so ergeben sich analoge Resultate.

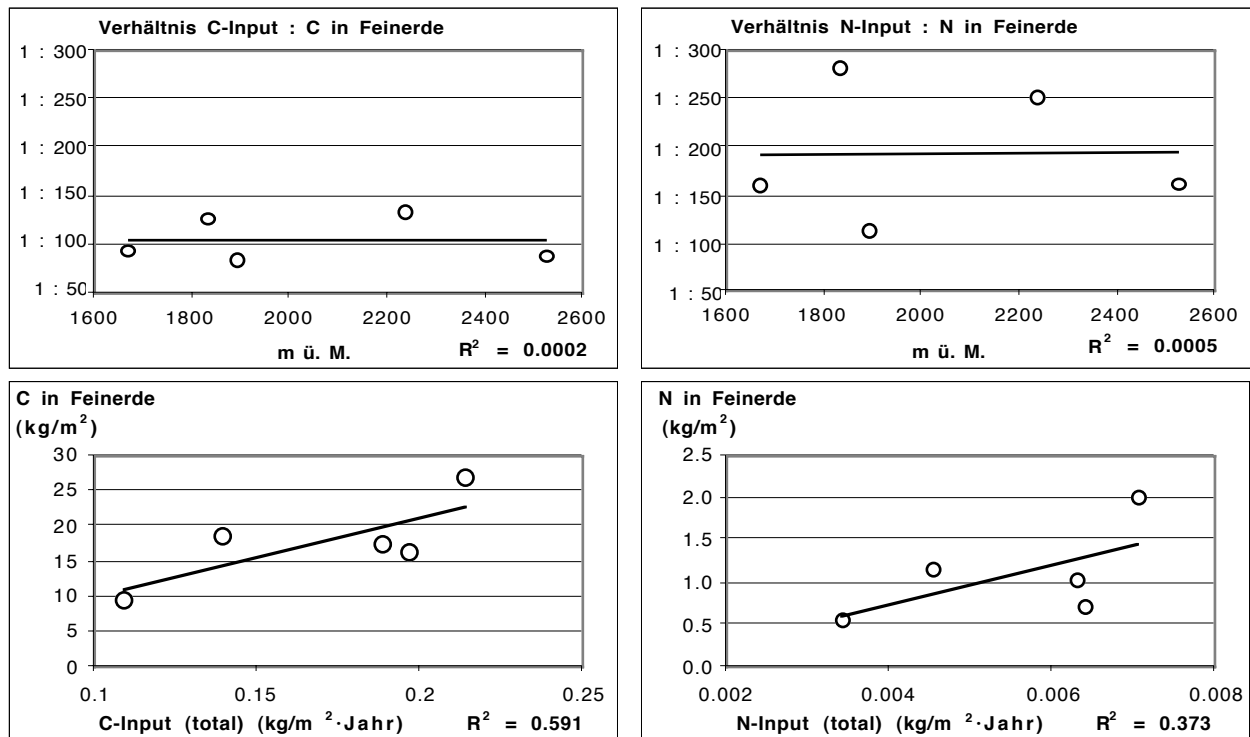


Abb. 6.2: Oben: Höhenabhängigkeit des Verhältnisses vom gesamten jährlichen Element-Input zur in der Feinerde gespeicherten Elementmenge; unten: Abhängigkeit der gespeicherten Elementmengen vom jährlichen Input.

Links: Kohlenstoff (unten: $y = 109.08x - 0.857$).

Rechts: Stickstoff (unten: $y = 226.19x - 0.1767$).

In Abb. 6.2, unten ist die Abhängigkeit der in der Feinerde gespeicherten Elementmengen von den jährlichen Inputmengen dargestellt. Dabei ergibt sich sehr deutlich, dass ein erhöhter Input zu mehr C und N im Boden führt. Somit erweist sich die Hypothese, dass die Dekompositionsraten eine geringere Klimaabhängigkeit als die Produktionsraten aufweisen, als richtig.

- Durch die deutliche Abnahme der Produktion (v. a. der oberirdischen Produktion) mit zunehmender Höhe und der Tatsache, dass die erhöhte Produktion zu einer Vergrößerung der im Boden gespeicherten Elementmengen führt, ergibt sich, dass alpine Ökosysteme ein Potenzial haben, um auf die globale Erwärmung mit verstärkter C-Akkumulation zu reagieren. Bedingt durch die sehr langen Umsatzzeiten ist jedoch auch klar, dass die Anpassung an einen neuen Gleichgewichtszustand ('steady state') mehrere Jahrhunderte benötigt.

6.1.4.2 Profilverteilung der organischen Substanz

An den verschiedenen Untersuchungsstandorten wurde die Tiefenverteilung der organischen Substanz untersucht (Abb. 5.41, S. 139). Dabei ergaben sich starke Unterschiede zwischen den Standorten. Am höchsten Standort 'Jöri' sind die pro cm gespeicherten C-Mengen sehr klar von der Profiltiefe abhängig. An den Standorten 'Frömdvereina' und 'Stutzalp' jedoch weisen auch nahe beieinander liegende Bodensäulen deutlich unterschiedliche Profilverläufe auf. Teilweise sind flachgründige Profile direkt neben Profilen mit hohen C-Gehalten bis in grössere Bodentiefen zu finden. Dies wird mit störenden Einflussgrössen wie Erosion/Akkumulation und kleinräumig geänderter Wassersättigung des Bodens in Verbindung gebracht. Durch diese Erkenntnisse relativieren sich die Resultate der Untersuchungen zur kleinräumigen Variabilität. Der Standort 'Jöri' weist über eine grössere Fläche eine relativ einheitliche Bodenentwicklung auf.

- Es ist davon auszugehen, dass alpine Böden im Allgemeinen neben der Höhenlage weiteren Einflussfaktoren ausgesetzt sind und die kleinräumige Variabilität wesentlich grösser als am Standort 'Jöri' ausfallen kann.

6.1.4.3 Einflussgrössen der gespeicherten Elementmengen

Die Untersuchung der Abhängigkeit der gespeicherten Elementmengen von verschiedenen Einflussgrössen stellt einen zentralen Punkt der vorliegenden Arbeit dar. Aus der Zusammenfassung aller Resultate der Untersuchungsflächen und von einzelnen Bodensäulen aus den dazwischen liegenden Höhenintervallen ergibt sich eine deutliche Höhenabhängigkeit (Abnahme bei zunehmender Höhe). Auf Grund der räumlichen Variabilität und der Tatsache, dass die gespeicherte C-Menge neben der Höhe von weiteren Faktoren abhängt, erstaunt es nicht, dass bei der Anwendung von Modellgleichungen geringe erklärbare Varianzen resultieren.

- Eine erweiterte Datenbasis auf Grund der im Rahmen der vorliegenden Arbeit durchgeführten Diplomarbeiten (Schumacher, 1999; Schurter, 1999) sowie der Ausschluss von Flächen unterhalb der heutigen Waldgrenze, an denen alpine Rasen nicht der natürlichen Vegetation entsprechen, führen zu einem befriedigenden Modell der gespeicherten C-Mengen in Abhängigkeit von der Höhe (vgl. Abb. 5.42, S. 141).

Neben dem Höheneinfluss konnte auch ein Einfluss der Hangneigung und des Grades der Vegetationsbedeckung nachgewiesen werden (Abb. 5.43, S. 142).

Die Höhenabhängigkeit fällt bei N geringer aus als bei C (Abb. 5.45, S. 145). Die Variabilität an den einzelnen Standorten ist ausserordentlich hoch und die erklärte Varianz fällt trotz der guten Korrelation gering aus. Die N-Gehalte können somit nicht mit einem höhenabhängigen Modell beschrieben werden.

Am Standort 'Jöri' liegt eine umfangreiche Datenbasis zu verschiedenen Bodensäulen auf einer alpinen Untersuchungsfläche vor. Diese Daten dienen als Grundlage zur Eruiierung der wichtigsten Einflussparameter der gespeicherten Elementmengen. Dies erfolgte mit dem Ziel einer Modellentwicklung zur Untersuchung alpiner Böden unter geringerem Beprobungs- und Analyseaufwand (Kap. 5.6.5.5, S. 145).

Für den Standort 'Jöri' mit einer relativ einheitlichen Bodenentwicklung konnte ein gutes Regressionsmodell für die Berechnung der profilumfassend gespeicherten C- resp. N-Mengen unter Einbezug der 'Eindringtiefe des Bohrrohrs' sowie einer C/N-Analyse und daraus berechneten C/N-Mengen für die obersten 20 cm des Bodenprofils gefunden werden (Tab. 5.17, S. 148). Mit diesem Modell konnten erklärte Varianzen von ca. 95 % erreicht werden.

Ein analoges Modell für die entnommenen Bodensäulen aus dem gesamten Untersuchungsgebiet (Tab. 5.20, S. 150) erzielt eine erklärte Varianz von 88 %. Dieses Modell lässt eine adäquate Schätzung der gespeicherten Elementmengen mit wesentlich geringerem Laboraufwand zu.

Auf den ersten Blick ist es sehr erstaunlich, dass die 'Eindringtiefe des Bohrrohrs' eine derart zentrale Stellung in der Berechnung der gesamthaft gespeicherten Elementmengen einnimmt, ist doch dieser Parameter auf die scheinbar willkürliche Vorgehensweise bei der Feldarbeit zurückzuführen. Es scheint jedoch so, dass bei einer einheitlichen Beprobungsmethodik die 'Eindringtiefe' einen integrierenden Parameter der Lagerungsdichte und des Skelettgehalts darstellt.

6.1.5 Chemische Fraktionierung

Die vorgenommenen Fraktionierung der organischen Substanz hat zum Ziel, den reaktiven Anteil der Fulvosäuren an den Untersuchungsstandorten zu quantifizieren und auf allfällige Höhenabhängigkeiten hin zu untersuchen. In methodischer Hinsicht ergab sich die wichtige Erkenntnis, dass die Fraktionierung der Proben aus alpinen Böden problematisch ist, weil sich eine sekundäre Ausflockung von organischem Material ergeben kann. Zudem hat sich gezeigt, dass die Analyseresultate sensitiv auf kleinste Änderungen der einzelnen Teilresultate reagieren. Diese Feststellungen führen zur Forderung, dass eine Absicherung der Resultate stets durch eine Doppelbestimmung der jeweiligen festen und trockenen Analysepfade wünschenswert ist.

- Aus den Resultaten der Fraktionierung wird abgeleitet, dass die organische Substanz in Böden unabhängig von der Höhenstufe dasselbe Potenzial zu einer Reaktion auf veränderte Umweltparameter hat.

Der Anteil, der relativ dynamisch reagieren könnte, liegt an den Untersuchungsstandorten zwischen 10 % und 20 %. Bei N liegen die extrahierbaren Anteile über denjenigen

bei C. Daraus leitet sich ab, dass im Boden gespeicherte N-Mengen deutlich ausgeprägter als die C-Mengen auf Umweltveränderungen reagieren.

6.1.6 Translokation der Bodensäulen

Ein Experiment zur Translokation von Bodensäulen konnte im Rahmen der vorliegenden Arbeit erfolgreich durchgeführt werden. Dabei wurden intakte Bodenkerne von 2'225 m ü. M. an einen um 630 m tiefer gelegenen Standort verpflanzt und für zwei Jahre an diesem belassen. So wurde die Reaktion alpiner Böden auf eine sofortige Erwärmung simuliert.

In erster Linie ergaben sich aus dem Experiment wichtige methodische Erkenntnisse. So konnte nachgewiesen werden, dass die Methode technisch durchführbar ist und kaum einen Einfluss auf die untersuchten Parameter hat (vgl. Kap. 5.7.1). Somit ist eine grundlegende Bedingung an ein wissenschaftliches Experiment erfüllt.

Bei der Konzeption der Untersuchungsreihe stellte sich die Frage, ob das Ökosystem 'Boden' die Kapazität hat, um auf geänderte Umweltparameter innerhalb des kurzen Zeitraums im Rahmen der Versuchsdauer zu reagieren. Aus den Resultaten (Kap. 5.7.2) geht nun deutlich hervor, dass sehr dynamische Reaktionen möglich sind. Dabei erwiesen sich vor allem die biologischen Parameter als sehr sensitiv.

- Bei den verpflanzten Säulen konnte als Reaktion auf die geänderten Umweltparameter eine dramatische Reduktion der 'oberirdischen Phytomasse' um 45 % und eine Reduktion der 'unterirdischen Phytomasse' um 50 % festgestellt werden.

Durch den starken Abbau der Phytomasse ergibt sich eine leichte Erhöhung der C-Gehalte der Feinerde, vor allem in den obersten Profilbereichen.

Hingegen fallen die gespeicherten N-Mengen der verpflanzten Säulen geringer aus. Mineralisierter Stickstoff hat die Tendenz, schnell aus dem Boden ausgewaschen zu werden. Dies erstaunt, denn Stickstoff ist im alpinen Ökosystem generell limitiert. Durch die veränderten Umweltbedingungen scheint die Pflanzendecke so geschwächt zu sein, dass zusätzlicher Stickstoff nicht aufgenommen werden kann.

Eine oft geäußerte These zur Reaktion von Ökosystemen auf die globale Erwärmung ist, dass durch den verstärkten Abbau der organischen Bodensubstanz N freigesetzt und den Pflanzen aufgenommen wird. Daraus resultiert eine Produktionssteigerung (vgl. Abb. 1.1 und Kap. 2.1.3.1).

Die vorliegenden Resultate müssen dahingehend interpretiert werden, dass N freigesetzt wird, aber sehr rasch durch Denitrifizierung oder mit dem Sickerwasser aus dem System 'Boden' entfernt wird.

- Aus der deutlichen Reaktion der ober- und unterirdischen Phytomasse auf die neuen Standortbedingungen ergibt sich, dass eine rasche Veränderung der Umweltbedin-

gungen die Reaktionsmöglichkeiten alpiner Rasen überfordern könnte. Durch eine geschwächte Vegetationsdecke könnten bei entsprechender Hangneigung gravierende Erosionsprobleme auftreten. Eine geschwächte Pflanzendecke würde zudem die erwartete Tendenz der erhöhten Erosionsanfälligkeit auf Grund häufigerer Starkniederschläge (IPCC, 2001b) verstärken.

6.2 Fazit

In der vorliegenden Arbeit wurden alpine Ökosysteme mit einer Transektuntersuchung charakterisiert und mit Methoden der experimentellen Bodenmanipulation analysiert. Die Kombination verschiedener Methoden hat sich als sehr erfolgreich erwiesen, weil damit gleichzeitig die potenzielle Reaktion alpiner Ökosysteme in verschiedenen zeitlichen Skalen erfasst werden kann.

Die zu Beginn der Arbeit (S. 4) formulierte Hypothese 'A', dass wichtige Ökosystemparameter eine deutliche Höhenabhängigkeit zeigen, kann auf Grund der Resultate eindeutig angenommen werden.

Auch die in Hypothese 'B' postulierte Reaktion dieser Ökosysteme auf veränderte Umweltparameter wird durch die vorliegenden Resultate bestätigt. Dabei ergibt sich jedoch ein differenziertes Bild in Abhängigkeit von der Geschwindigkeit der Veränderungen:

Aus den unterschiedlichen Ansätzen (Transektuntersuchung und Boden-Translokation) hat sich ergeben, dass die Reaktion alpiner Böden bei verschiedener Geschwindigkeit der ablaufenden Veränderungen unterschiedlich ausfällt.

- Die genaue Charakterisierung von ober- und unterirdischem Input auf verschiedenen Höhenstufen alpiner Rasen und die Kombination mit den im Boden gespeicherten Elementmengen (Transektuntersuchung) zeigten deutlich, dass alpine Rasen grundsätzlich das Potenzial haben, um auf eine allfällige langsame Erwärmung mit einer Produktionserhöhung zu reagieren.

Diese dürfte jedoch eher gering ausfallen, denn die deutlich höhenabhängige oberirdische Vegetation ist gegenüber der unterirdischen mengenmässig relativ unbedeutend. In der vorliegenden Arbeit konnte gezeigt werden, dass sich eine klimatisch induzierte Produktionserhöhung in höheren C- und N-Gehalten der Böden niederschlagen dürfte. Durch die teilweise geringen Wandergeschwindigkeiten alpiner Rasen und die möglicherweise verzögerte Reaktion der Pflanzen sowie durch die Tatsache, dass sich ein Gleichgewichtszustand im Boden jeweils erst nach Jahrhunderten einstellen wird, ergibt sich, dass alpine Böden nur bei einer sehr langfristigen Betrachtungsweise zu C-Senken werden könnten.

Die kurzfristige Reaktion alpiner Ökosysteme auf veränderte Umweltparameter wurde

mit der Translokation von Bodensäulen untersucht. Dabei resultierten geradezu dramatische Auswirkungen. Die Adaptionsfähigkeit der alpinen Pflanzen wurde mit dem vorgenommenen Feldexperiment eindeutig überschritten und es ergab sich eine sehr deutliche Reduktion der oberirdischen und der unterirdischen Phytomasse. Die Vermutung, dass Ökosysteme von der Geschwindigkeit der künftigen Veränderungen überfordert sein könnten, wurde schon anderenorts geäussert (z.B. Proclim, 2001) und konnte durch die vorliegende Arbeit mit einem Experiment belegt werden.

- Alpine Böden haben zwar das Potenzial, langfristig als C-Senken zu fungieren. Dem steht aber die Gefahr einer abrupten und dramatischen Auflösung der Vegetationsdecke in alpinen Ökosystemen bei einer zu schnellen Erwärmung gegenüber.

Durch die vorgenommenen Untersuchungen kann davon ausgegangen werden, dass vor allem der rasche Abbau von 45 % der oberirdischen Phytomasse und 50 % der unterirdischen Phytomasse von Bedeutung sind. Aus den gespeicherten Phytomassmengen gemäss Tab. 6.1 (S. 179) und den durchschnittlichen C-Gehalten der Wurzeln und der oberirdischen Phytomasse (Abb. 5.5, S. 80 und Tab. 5.8, S. 96) ergibt sich, dass der Boden am Standort 'Jöri' das Potenzial zur Freisetzung von 500 g C/m^2 hat. Werden auch noch die labilen Fraktionen des Bodenkohlenstoffs zum reaktionsfähigen Kompartiment gezählt, so haben alpine Böden ein Emissionspotenzial von über $1'400 \text{ g C/m}^2$.

Diese Feststellungen zur grossen Bedeutung des zeitlichen Ablaufs der globalen Erwärmung stimmen sehr gut mit der Hypothese von Thornley & Cannel (2001) überein, wonach eine erste Phase zu erhöhter CO_2 -Freisetzung aus Böden führte, diese jedoch in einer weiteren Phase durch eine Zunahme der Produktion kompensiert würde.

Somit kristallisiert sich der zeitliche Horizont allfälliger Klimaänderungen als zentraler Parameter der Reaktion alpiner Ökosysteme heraus. Während schnelle Änderungen die Adaptionsfähigkeit des Ökosystems überschreiten, könnten langsame Veränderungen relativ unproblematisch ablaufen, oder sogar in Form einer negativen Rückkopplung im weltweiten Kohlenstoffkreislauf zur Linderung der globalen Erwärmung führen.

- Es scheint also eine kritische Zeitschwelle der möglichen Veränderungen zu existieren, deren Unterschreitung zu einem Kollaps der Rasenökosysteme führen könnte. Auf Grund der vorliegenden Resultate kann jedoch über den zeitlichen Horizont keine Aussage gemacht werden.

6.3 Ausblick

In der vorliegenden Arbeit konnten wichtige Fragen zur kleinräumigen Variabilität von biologischen und pedologischen Parametern und zu Beprobungsmethoden beantwortet werden. Ausserdem wurde erneut die Bedeutung alpiner Böden unterstrichen, und die sinnvolle Verwendung eines Höhentransekts zur Untersuchung der Auswirkungen von allfälligen Klimaänderungen auf Ökosysteme belegt. Während auf Limitierungen und Perspektiven der verschiedenen angewandten Methoden in den entsprechenden Resultatskapiteln eingegangen worden ist, soll im Folgenden auf grundlegende Anforderungen an weitere Forschungsprojekte im Themenbereich des Elementkreislaufs alpiner Ökosysteme eingegangen werden.

- Durch die vorgenommenen Untersuchungen konnte ein deutlicher Forschungsbedarf im Bereich der räumlichen und zeitlichen Skalierung nachgewiesen werden.

Unter der räumlichen Skalierung wird die Ausweitung von Messresultaten eines Standorts auf ein gesamtes Untersuchungsgebiet verstanden. Auf diesen Aspekt weist auch Sommerkorn (1998) hin. Für weitere Arbeiten zur C- und N-Speicherung ist jedoch eine Ausweitung der Daten auf grössere Untersuchungsflächen von zentraler Bedeutung. Während Fragen zur räumlichen Variabilität auf einzelnen Untersuchungsflächen mit der vorliegenden Arbeit geklärt wurden, bestehen bei der Ausweitung der Resultate auf ein gesamtes Untersuchungsgebiet weiterhin Probleme. Zu diesem Zwecke ist die Entnahme weiterer Bodenproben unumgänglich. In dieser Arbeit wurden Regressionsmodelle erstellt, die eine derartige Ausweitung der Beprobung mit geringerem Laboraufwand ermöglichen.

Für eine Abschätzung der flächenhaft gespeicherten Elementmengen ist jedoch der Einbezug von weiteren Informationen, wie z. B. dem Grad der Vegetationsbedeckung auf Grund von Luftbildern, nötig. Die Kombination der Auswertung von Infrarot-Luftbildern und einer speziell auf die Erfassung von gespeicherten Elementmengen ausgerichteten Bodenbeprobung dürfte hier interessante Perspektiven bieten. Speziell für das Gebiet des Vereina-Tals drängen sich weitere Arbeiten auf, weil bereits eine sehr breite Datenbasis zu pedologischen Parametern existiert.

Die Probleme der zeitlichen Skalierung beziehen sich weitgehend auf die in Kap. 6.2 entwickelte Idee der zeitlichen Schwelle der Veränderung, deren Überschreitung die Anpassungsfähigkeit eines Ökosystems überschreitet und zum Kollaps führen kann.

Die Reaktion von Ökosystemen kann an alpinen Rasen durch das relativ schnelle Pflanzenwachstum wesentlich besser untersucht werden als z. B. an Waldökosystemen.

Die vorgenommene Verpflanzung von Bodensäulen hat im Bereich der experimentellen Bodenmanipulation unter Feldbedingungen sehr interessante Perspektiven eröffnet, die es mit Folgeuntersuchungen zu nutzen gilt. Durch eine Ausweitung eines derartigen Verpflanzungsexperiments auf verschiedene Untersuchungsstandorte sollen künftig die Resultate dieses ersten Experiments verifiziert und der festgestellte Behandlungseffekt präziser klimatischen Faktoren zugeordnet werden. Die Verpflanzung von Bodensäulen auf verschiedene Höhenstufen stellt einen direkten und zweifelsohne Erfolg versprechenden Ansatz zur genaueren Verifizierung der postulierten zeitlichen Schwelleneffekte dar.

7 Literaturverzeichnis

- Alward, R.D., Detling, J.K. & Milchunas, D.G. (2000): Grassland vegetation changes and global nocturnal warming. *Science*, 283, 229-231.
- Amelung, W. (1997): Zum Klimaeinfluss auf die organische Substanz nordamerikanischer Prärieböden. Diss., Bayreuther Bodenkundliche Berichte, 53, Bayreuth. 140 S.
- Arnold, S.S., Fernandez, I.J., Rustad, L.E. & Zibilske, L.M. (1999): Microbial response of an acid forest soil to experimental soil warming. *Biol. Fert. Soils*, 30, 239-244.
- BassiriRad, H. (2000): Kinetics of nutrient uptake by roots: responses to global change. *New Phytology*, 147, 155-169.
- Batjes, N.H. & Bridges, E.M. (1992): World inventory of soil emission potentials. Proceedings of an international workshop, held at Wageningen, the Netherlands (24.-27. 8. 1992), WISE report, 2, 122 S.
- Bazzaz, F.A., Bassow, S.L., Bernston, G.M. & Thomas, S.C. (1996): Elevated CO₂ and terrestrial vegetation: implications for and beyond the global carbon budget. In: *Global change and terrestrial ecosystems*, (Ed.: Walker, B.H. & Steffen, W.L.). Cambridge University, Cambridge. 43-76.
- Becker, H. (1997): Untersuchungen zur Biomasse typischer Boden-Vegetations-Komplexe von Permafroststandorten des Levinson-Lessing See Gebietes, Sibirien. Diplomarbeit, Institut für Bodenkunde, Hamburg. 80 S.
- Becker-Heidmann, P. (1989): Die Tiefenfunktion der natürlichen Kohlenstoff-Isotopgehalte von vollständig dünnsschichtweise beprobten Parabraunerden und ihre Relation zur Dynamik der organischen Substanz in diesen Böden. *Hamburger Bodenkundliche Arbeiten*, 13, Verein zur Förderung der Bodenkunde in Hamburg, 228 S.
- Bednorz, F. (2000): Der Abbau der organischen Substanz im Waldgrenzökoton am Stillberg (Dischmatal/Schweiz). *Arbeiten aus dem Institut für Landschaftsökologie, Westfälische Wilhelms-Universität, Band 7*, Münster. 82 S.
- Berg, B., Jansson, P.-E. & Mc Clagherty, C. (1990): Climate variability and litter decomposition. Results from a transect study. In: *Landcape-ecological impact of climatic change*, (Ed.: Boer, M. & De Groot, R.S.). IOS Press, Amsterdam. 250-273.
- Beyer, L. (1996): Humusformen und -typen. In: *Handbuch der Bodenkunde*, (Ed.: Blume, H.-P., Felix-Henningsen, P., Fischer, W., Frede, H.-G., Horn, R. & Stahr, K.). Kap. 2.2.1, Ecomed, Landsberg/Lech. 20 S.
- Billings, W.D., Luken, J.O., Mortensen, D.A. & Peterson, K.M. (1983): Increasing atmospheric CO₂: possible effects on arctic tundra. *Oecologia*, 58, 286-289.
- Blaser, P. (1980): Der Boden als Standortsfaktor bei Aufforstungen in der subalpinen Stufe (Stillberg, Davos). *Eidgenössische Anstalt für das forstliche Versuchswesen, Mitteilungen*, 56(3), 527-611.
- Bliss, L.C. (1966): Plant productivity in alpine microenvironments on Mt. Washington, New Hampshire. *Ecol. Monogr.*, 36, 125-155.

- Bliss, L.C. (1997): Arctic ecosystems of North America. In: *Ecosystems of the world: polar and alpine tundra*, (Ed.: Wielgolaski, F.E. & Godall, D.W.). 3, Elsevier, Amsterdam. 551-683.
- Bohn, H.L. (1982): Estimates of organic carbon in world soils. *Soil Science Society of America Journal*, 46, 1118-1119.
- Bolin, B. & Fung, I. (1992): The carbon cycle revisited. In: *Modelling the earth system*, (Ed.: Ojima, D.). UCAR, Boulder. 151-164.
- Boone, R.D., Nadelhoffer, K.J., Canary, J.D. & Kaye, J.P. (1998): Roots exert a strong influence on the temperature sensitivity of soil respiration. *Nature*, 396, 570-572.
- Bouma, J., Hoeks, J., Van Der Plas, L. & Van Scherrenburg, B. (1969): Genesis and morphology of some alpine Podzol profiles. *Journal of Soil Science*, 20(2), 384-398.
- Bounemoura, Z., Lambert, K., Cadel, G., Choler, P., Manneville, O. & Michalet, R. (1998): Influence des facteurs édapho-climatiques sur la distribution des pelouses alpines dans le massif du Galibier (Alpes Françaises). *Ecologie*, 29(1-2), 53-58.
- Bouwman, A.F. (1990): Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. In: *Soils and the greenhouse effect*, (Ed.: Bouwman, A.F.). John Wiley & Sons, New York. 62-191.
- Boyle, T.C. (1984): *Budding prospects: a pastoral*. Viking, New York. 326 S.
- Braun-Blanquet, J. & Jenny, H. (1926): Vegetationsentwicklung und Bodenbildung in der alpinen Stufe der Zentralalpen. *Denkschr. Schweiz. Naturforsch. Ges.*, 43, 183-349.
- Braun-Blanquet, J., Pallmann, H. & Bach, R. (1954): Pflanzensoziologische und bodenkundliche Untersuchungen im schweizerischen Nationalpark und seinen Nachbargebieten. II Vegetation und Böden der Wald und Zwergstrauchgesellschaften (*Vaccinio-Piceetalia*). 200 S.
- Bridgham, S.D., Pastor, J., Updegraff, K., Malterer, T.J., Johnson, K., Harth, C. & Chen, J. (1999): Ecosystem control over temperature and energy flux in northern peatlands. *Ecol. Appl.*, 9, 1345-1358.
- Brugger, H. (1973): Umwandlung der Silikate bei der Bodenbildung aus Dolomit im Schweizerischen Nationalpark. Diss. Nr. 4994, ETH, Zürich. 66 S.
- Bugmann, H.K.M. (1994): On the ecology of mountainous forests in a changing climate: A simulation study. Ph.D. Diss. No. 10638, ETH Zürich, Zürich. 258 S.
- Bugmann, H.K.M. (1996): A simplified forest model to study species composition along climate gradients. *Ecology*, 77, 2055-2074.
- Bugmann, H.K.M. & Cramer, W. (1996): Improving the behaviour of forest gap models along draught gradients. PIK report, Potsdam Institute for Climate Impact Research, Potsdam, Germany. 16 S.
- Buol, S.W., Sanchez, P.A., Weed, S.B. & Kimble, J.M. (1990): Predicted impact of climatic warming on soil properties and use. In: *Impact of carbon dioxide, trace gases and climate change on global agriculture*, (Ed.: Kimball, B.). Amer. Soc. Agron. Spec. Publ., 53, 71-82.
- Burga, C.A. & Perret, R. (1998): Vegetation und Klima der Schweiz seit dem jüngeren Eiszeitalter. Vegetation and climate history in Switzerland during the later Pleistocene and Holocene. Ott Verlag, Thun. 805 S.
- Buringh, P. (1984): Organic carbon in soils of the world. In: *The role of terrestrial vegetation in the global carbon cycle*, (Ed.: Woodwell, G.W.). SCOPE 23, 91-109.

- Burri, A. (1996): Retrospektive Erfassung von Veränderungen bodenchemischer Parameter unter spezieller Berücksichtigung der Azidität. Eine Darstellung für den Zeitraum 1969 und 1993 am Beispiel der Waldböden bei Möhlin. Diss. Universität Zürich, Schriftenreihe Physische Geographie, Zürich. 173 S.
- BUWAL (1994): Globale Erwärmung und die Schweiz: Grundlagen. Umweltmaterialien Nr. 9, Internationales, Bern. 76 S.
- BUWAL (1999): Depositionsdatensätze in der Schweiz. Bericht und Anhang. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. 48 S.
- Cadisch, J., Leupold, W., Frei, F. & Streckeisen, A. (1929): Geologische Karte von Mittelbünden, 1:25'000, Blatt B, Davos. Beitr. Geol. Karte Schweiz, 49, 1 S.
- Campbell, C.A. (1978): Soil organic carbon, nitrogen, and fertility. In: Soil organic matter, (Ed.: Schnitzer, M. & Khan, S.U.). Elsevier Scientific Publishing, New York. 173-271.
- Campbell, J.S. (1997): North American alpine ecosystems. In: Ecosystems of the world: polar and alpine tundra, (Ed.: Wielgolaski, F.E. & Godall, D.W.). 3, Elsevier, Amsterdam. 211-261.
- Cao, M. & Woodward, F.I. (1998): Dynamic response of terrestrial ecosystem carbon cycling to global climate change. *Nature*, 393, 249-252.
- Cernusca, A. (1984): Beurteilung der Schipistenplanung in Tirol aus ökologischer Sicht. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie*, 12, 137-148.
- Christie, E.K. (1979): Ecosystems processes in semiarid grasslands. II: litter production, decomposition and nutrient dynamics. *Australian Journal of Agricultural Research*, 30, 29-42.
- Coleman, D.C. (1973): Soil carbon balance in a successional grassland. *OIKOS*, 24, 195-199.
- Corti, G., Ugolini, F.C. & Agnelli, A. (1998): Classing the soil skeleton (greater than two millimeters): proposed approach and procedure. *Soil Science Society of America Journal*, 62, 1620-1629.
- Cox, P.M., Betts, R.A., Jones, C.D., Spall, S.A. & Totterdell, I.J. (2000): Acceleration of global warming due to carbon-cycle feedbacks in a coupled climate model. *Nature*, 408, 184-187.
- Dahlgren, R.A., Boettinger, J.L., Huntington, G.L. & Amundson, R.G. (1997): Soil development along an elevation gradient transect in the western Sierra Nevada, California. *Geoderma*, 78, 207-236.
- Dahlman, R.C. & Kucera, C.L. (1965): Root productivity and turnover in native prairie. *Ecology*, 46, 84-89.
- Danneberg, O.H., Jenisch, H.S. & Richter, E. (1980): Der Humushaushalt eines alpinen Pseudogleys unter Curvuletum. In: Untersuchungen an alpinen Böden in den Hohen Tauern 1974-1978, Stoffdynamik und Wasserhaushalt, (Ed.: Franz, H.). 109-129.
- Davidson, E.A., Trumbore, S.E. & Amundson, R. (2000): Soil warming and organic carbon content. *Nature*, 408, 789-790.
- Davidson, R.L. (1978): Root systems - the forgotten component of pastures. In: Plant relation on pastures, (Ed.: Wilkinson, J.R.). CSIRO, East Melbourne, Australia. 86-94.
- Dennis, J.G., Tieszen, L.L. & Vetter, M.A. (1978): Seasonal dynamics of above and belowground production of vascular plants at Barrow, Alaska. In: Vegetation and production ecology of an Alaskan arctic tundra, (Ed.: Tieszen, L.L.). Ecological studies, 29, Springer, Berlin. 113-140.

- Detling, J.K., Dyer, M.I. & Winn, D.T. (1979): Net photosynthesis, root respiration and regrowth of *Bouteloua gracilis* following simulated grazing. *Oecologia*, 41, 127-134.
- Dormaar, J.F. & Willms, W.D. (1990): Effect of grazing and cultivation on some chemical properties of soils in the mixed prairie. *Journal of Range Management*, 43, 456-460.
- Driessen, P.M. & Dudal, R. (1989): Lecture notes on the major soils of the world. Agricultural University Wageningen. Katholieke Universiteit, Leuven. 90 S.
- Egli, M., Hitz, C. & Fitze, P. (submitted): Experimental determination of climate change effects on above-ground and below-ground organic matter in alpine grasslands by translocation of soil cores. *Biogeochemistry*.
- Eisenbeiss, G., Lenz, R. & Heiber, T. (1996): Vergleichende Dekompositionsmessung mit dem Minicontainer-System auf Agrar- und Waldstandorten in Rheinland-Pfalz. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 81, 21-24.
- Ellenberg, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. UTB für Wissenschaft: grosse Reihe, Ulmer, Stuttgart. 1095 S.
- Elsenbeer, H. (1997): Die Reaktion von Bodeneigenschaften auf Klimaänderungen: Eine Analogie-simulation. vdf, Zürich. 42 S.
- Eswaran, H., Van Den Berg, E. & Reich, P. (1993): Organic carbon in soils of the world. *Soil Science Society of America Journal*, 57, 192-197.
- Evers, F.H. (1983): Orientierende Untersuchungen langfristiger Bodenreaktionsänderungen in südwestdeutschen Düngungs-Versuchsflächen. *Der Forst- und Holzwirt*, 38, 317-320.
- FAO-Unesco (1997): Soil map of the world. Revised legend with corrections and updates. Technical paper, 20, Published by ISRIC, Wageningen. 66 S.
- Fattorini, M. (1998): Entwicklung der Vegetation auf standortgerecht renaturierten Skipisten oberhalb der Waldgrenze. Diss. Nr. 12538, ETH, Zürich. 147 S.
- Fiala, K. (1979): Estimation of annual increment of underground biomass in a grassland community (Polygalo-Nardetum). *Folia Geobot. Phytotaxon.*, 14(1), 1-10.
- Fierz, M., Gobat, J.-M. & Guenat, C. (1995): Quantification et caractérisation de la matière organique de sols alluviaux au cours de l'évolution de la végétation. *Ann. Sci. For.*, 52, 547-559.
- Finnah, S. (1999): Untersuchung der potentiellen Permafrostverbreitung im Jörital/Klosters (Schweiz) unter besonderer Berücksichtigung klimatischer Einflüsse. Diplomarbeit, Fachbereich VI: Geographie/Geowissenschaften. Angewandte Physische Geographie, Universität, Trier. 86 S.
- Fischlin, A. (2000): Von der grünen Sau und dem schwarzen Gold. ProClim-Flash, Forum for Climate and Global Change, Swiss Academy of Sciences, 19(Nov. 2000), 1.
- Fitter, A.H. (1987): An architectural approach to the comparative ecology of plant systems. *New Phytol.*, 106, 61-77.
- Fitter, A.H., Self, G.K., Brown, T.K., Bogie, D., Graves, J.D., Benham, D. & Ineson, P. (1999): Root production and turnover in an upland grassland subjected to artificial soil warming respond to radiation flux and nutrients, not temperature. *Oecologia*, 120, 575-581.
- Fitze, P. & Kägi, B. (1999): Labormethoden zur Untersuchung von Boden und Wasser. Geographisches Institut der Universität, Zürich. 34 S.

- Franks, C.D., Kimble, J.M., Samson-Liebig, S.E. & Sobecki, T.M. (2001): Organic carbon methods, microbial biomass, root biomass, and sampling design under development by NRCR (Natural Resources Conservation Service). In: Assessment methods for soil carbon, (Ed.: Stewart, B.A.). Lewis Publisher, Boca Raton. 105-113.
- Franzmeier, D.P., Lemme, G.D. & Miles, R.J. (1985): Organic carbon in soils of North Central United States. *Soil Science Society of America Journal*, 49, 702-708.
- Fries, M. (1985): Bodenkundliche Studien unter einem caricetum firmae auf dem Munt La Schera im Schweizerischen Nationalpark. Diss., Geographisches Institut, Universität Zürich, Zürich. 213 S.
- Fung, I. (2000): Climate change: variable carbon sinks. *Science*, 290, 1313.
- Gabathuler, M. (1999): Physical ecosystem determinants in high mountain lakes. The Jöri-Lakes, Switzerland. Diss. ETH No. 13449, ETH Zürich, 141 S.
- Galland, P. (1982): Etude de la végétation des pelouses alpines au Parc National Suisse. Diss., Institut de Botanique, Neuchâtel. 177 S.
- Gaudinski, J.B., Trumbore, S.E., Davidson, E.A., Cook, A.C., Markewitz, D. & Richter, D.D. (2001): The age of fine-root carbon in three forests of the eastern United States measured by radiocarbon. *Oecologia*, Published online: 12. Juli, 2001, 10 S.
- Gennadiyev, A. (1998): Rate of humus (organic carbon) accumulation in soils of different ecosystems. In: Advances in soil science: soil processes and the carbon cycle, (Ed.: Lal, R., Kimble, J.M., Follet, R.F. & Stewart, B.A.). CRC Press, Boca Raton. 103-107.
- Gensac, P. (1977): Sols et séries de la végétation dans les Alpes Nord-occidentales. *Doc. Cart. Ecol.*, Grenoble, 19, 21-44.
- Giardina, C.P. & Ryan, M.G. (2000): Evidence that decomposition rates of organic carbon in mineral soils do not vary with temperature. *Nature*, 404, 858-861.
- Gifford, R.M. (1994): The global carbon cycle - a viewpoint on the missing sink. *Australian Journal of Plant Physiology*, 21, 1-15.
- Gigon, A. (1971): Vergleich alpiner Rasen auf Silikat- und auf Karbonatboden: Konkurrenz- und Stickstoffversuche sowie standortkundliche Untersuchungen im Nardetum und im Seslerietum bei Davos. Diss. Nr. 4627, ETH, Zürich. 159 S.
- Gill, R.A. & Jackson, R.B. (2000): Global patterns of root turnover for terrestrial ecosystems. *New Phytology*, 147, 13-31.
- Gisi, U. (1997): Bodenökologie. 2., neu bearb. und erw. Aufl. Thieme, Stuttgart. 350 S.
- Gobat, J.-M. (1994): Analyse de la matière organique des sols. Dokument interne. Laboratoire d'écologie végétale et de la phytosociologie, 42 S.
- Gobat, J.-M., Aragno, M. & Matthey, W. (1998): Le sol vivant. Bases de pédologie, Biologie des sols. Collection gérer l'environnement, 14, Presses Polytechnique et Universitaires Romandes, Lausanne. 519 S.
- Grace, J. & Rayment, M. (2000): Respiration in the balance. *Nature*, 404, 819-820.
- Grime, J.P., Brown, V.K., Thompson, K., Masters, G.J., Hillier, S.H., Clarke, I.P., Askew, A.P., Corker, D. & Kieley, J.P. (2000): The response of two contrasting limestone grasslands to simulated climate change. *Science*, 289, 762-765.
- Grogan, P. & Chapin III, F.S. (2000): Initial effects of experimental warming on above- and belowground components of net ecosystem CO₂ exchange in arctic tundra. *Oecologia*, 125(4), 512-520.

- Grossmann, R.B., Ahrens, R.J., Gile, L.H., Montoya, C.E. & Chadwick, O.A. (1995): A real evaluation of carbonate carbon in a desert area of southern Mexico. In: Soils and global change, (Ed.: Lal, R., Kimble, J., Levine, E. & Stewart, B.A.). CRC/Lewis Publisher, Boca Raton. 81-91.
- Gstraunthaler, G. & Schinner, F. (1989): Bodenpilze in der alpinen, subalpinen und montanen Stufe in den Hohen Tauern (Österreich). Veröffentlichung des österreichischen MaB-Programms, 13, 227-232.
- Gundelwein, A. (1998): Eigenschaften und Umsetzung organischer Substanz in nordsibirischen Permafrostböden. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, 39, Hamburg. 162 S.
- Haider, K. (1993): Auswirkungen zunehmender Temperaturen auf die organische Bodensubstanz mittlerer Breiten. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 69, 239-246.
- Hantschel, R.E., Kamp, T. & Beese, F. (1995): Increasing the soil temperature to study global warming effects on the soil nitrogen cycle in agroecosystems. Journal of Biogeography, 22, 375-380.
- Hargitai, L. (1988): Regionale Zusammenhänge zwischen Humifizierungsprozessen und C/N-Verhältnissen in Böden von natürlichen Ökosystemen. In: Organische Inhaltsstoffe des Bodens, (Ed.: Müller-Wegener, U.). Göttingen. 124-139.
- Harrison, K.G., Broecker, W. & Bonani, G. (1993): A strategy for estimating the impact of CO₂ fertilisation on soil carbon storage. Global Biogeochemical Cycles, 7, 69-80.
- Harte, J., Torn, M.S., Chang, F.-R., Feifarek, B., Kinzig, A.P., Shaw, R. & Shen, K. (1995): Global warming and soil microclimate: results from a meadow-warming experiment. Ecological Applications, 5(1), 132-150.
- Hasler, A.R. (1992): Experimentelle Untersuchungen über klonal wachsende alpine Leguminosen. Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der ETH, Stiftung Rübel, Zürich, 111, 1-104.
- Hayes, M.H.B. (1998): Humic substances: progress towards more realistic concepts of structures. In: Humic substances: structure, properties and uses, (Ed.: Davies, G. & Ghabbour, E.A.). The proceedings of the second humic substances seminar held on 27 March 1998 at the Northeastern University, Boston, Massachusetts, The Royal Society of Chemistry, Cambridge. 1-27.
- Heal, O.W. & French, D.D. (1974): Decomposition of organic matter in tundra. In: Soil organisms and decomposition in tundra. Proceedings of the microbiology, decomposition and invertebrate working group meeting (IBP), (Ed.: Holding, A.J., Heal, O.W., Maclean Jr., S.F. & Flanagan, P.W.). IBP Tundra Biome Steering Committee, Stockholm. 279-310.
- Heal, O.W., Callaghan, T.V., Cornelissen, J.H.C., Körner, C. & Lee, S.E. (1998): Global change in Europe's cold regions. Part 1: scenarios for ecosystem response to global change. Part 2: impacts of global change on tundra soil biology. Ecosystems research report, 27, European Commission, Brussels. 137 S.
- Hinder, B. (2000): Microbial Community Analysis in Oligotrophic, Glacial High Mountain Lakes. Diss., Institutes of Plant Biology and of Systematic Botany, University of Zürich, Zürich. 68 S.
- Hirschel, G., Körner, C. & Arnone III, J.A. (1997): Will rising atmospheric CO₂ affect leaf litter quality and in situ decomposition rates in native plant communities? Oecologia, 110, 387-392.

- Hitz, C., Schurter, R., Egli, M. & Fitze, P. (1999): Alpine Böden als Kohlenstoffspeicher. *Bulletin der Bodenkundlichen Gesellschaft der Schweiz (BGS/SSP)*, 23, 77-80.
- Hitz, C., Egli, M. & Fitze, P. (2001): Below-ground and above-ground production of vegetational organic matter along a climosequence in alpine grasslands. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 164(4), 389-397.
- Hitz, C., Egli, M. & Fitze, P. (submitted): Determination of the sampling volume for representative analysis of alpine soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*
- Hobbie, S.E. (1996): Temperature and plant species control over litter decomposition in Alaskan Tundra. *Ecol. Monogr.*, 66, 503-522.
- Hoelzle, M., Wegmann, M. & Krummenacher, B. (1999): Miniature temperature dataloggers for mapping and monitoring of permafrost in high mountains areas: first experience from Swiss Alps. *Permafrost and Periglacial Processes*, 10(2), 113-124.
- Hofer, H. (1992): Veränderungen in der Vegetation von 15 Gipfeln des Berninagebietes zwischen 1905 und 1985. *Ber. Gebot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich*, 58, 39-54.
- Holland, E.A. & Detling, J.K. (1990): Plant response to herbivory and belowground nitrogen cycling. *Ecology*, 71, 1040-1049.
- Homann, P.S., Sollins, H.N., Chappell, H.N. & Stangenberger, A.G. (1995): Soil organic carbon in a mountainous, forested region: relations to site characteristics. *American Soil Science Society Journal*, 59, 1468-1475.
- Houghton, R.A. & Skole, D.L. (1990): The long-term flux of carbon between terrestrial ecosystems and the atmosphere as a result of changes in land use. Research project of the month - July. Carbon dioxide research program, Office of Health and Environment Research, U. S. Department of Energy, 86 S.
- Houghton, R.A. (1993): Is carbon accumulating in the northern temperate zone? *Global Biogeochemical Cycles*, 7(3), 611-617.
- Houghton, R.A., Hackler, J.L. & Lawrence, K.T. (1999): The U.S. carbon budget: contributions from land-use change. *Science*, 285, 574-578.
- Hüttl, C. (1998): The influence of different soil types and associations of vegetation on limestone solution in a high-mountainous region (Zugspitzblatt, Wettersteingebirge, Deutschland). *Ecologie*, 29(1-2), 83-87.
- IPCC (1995): Intergovernmental Panel on Climate Change: Terrestrial biotic responses to environmental change and feedbacks to climate. In: *Climate change 1995. The science of climate change*, (Ed.: Melillo, J.M., Prentice, I.C., Farquhar, G.D., Schulze, E.-D. & Sala, O.E.). Cambridge. 449-481.
- IPCC (1996): Intergovernmental Panel on Climate Change: Zusammenfassung für politische Entscheidungsträger und Synthesebericht. Zweiter umfassender IPCC-Bericht. Zwischenstaatliche Verständigengruppe über Klimaänderungen (Intergovernmental Panel on Climate Change WMO/UNEP, IPCC), 68 S.
- IPCC (2001a): Summary for policymakers. A report of working group I. 20 S.
- IPCC (2001b): Climate change 2001: Impacts, adaption and vulnerability. Summary for policymakers. A report of working group II, 18 S.
- Izaurrealde, R.C., Rosenberg, N.J. & Lal, R. (2000): Mitigation of climate change be soil carbon sequestration: Issue of science, monitoring, and degraded lands. *Advances in Agronomy*, 70, 1-75.
- Jackson, M.L. (1962): Soil chemical analysis. Constable & Co. Ltd, London. 485 S.

- Jenkinson, D.S. (1990): The turnover of organic carbon and nitrogen in soil. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, 329B, 361-368.
- Jenny, H. (1941): *Factors of soil formation, a system of quantitative pedology*. Unaltered reprint, 1994, Dover Publications, McGraw-Hill, New York. 281 S.
- Jenny, H., Gessel, S.P. & Bingham, F.T. (1949): Comparative study of decomposition rates of organic matter in temperate and tropical regions. *Soil Science*, 123, 298-305.
- Jenny, H. (1980): *The soil resource*. Springer-Verlag, New York. 377 S.
- Jobbagy, E.G. & Jackson, R.B. (2000): The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications*, 10(2), 423-436.
- Johansson, M.B., Berg, B. & Meentemeyer, V. (1995): Litter mass loss in late stages of decomposition in a climatic transect of pine forest: long term decomposition in a pine forest. *Canadian Journal of Botany*, 73, 1509-1521.
- Johnson, L.C., Shaver, G.R., Giblin, A.E., Nadelhoffer, K.J., Rastetter, E.R., Laundre, J.A. & Murray, G.L. (1996): Effects of drainage and temperature on carbon balance of tussock tundra microcosms. *Oecologia*, 108, 737-748.
- Johnson, M.G. & Kern, J.S. (1991): Sequestering carbon in soils: a workshop to explore the potential for mitigating global climate change. In: *Sequestering carbon in soils: a workshop to explore the potential for mitigating global climate change*, (Ed.: Johnson, M.G. & Kern, J.S.). USEPA Environmental Research Laboratory, Corvallis, Oregon. 1-20.
- Johnson, M.G., Levine, E.R. & Kern, J.S. (1995): Soil organic matter: distribution, genesis, and management to reduce greenhouse gas emissions. *Water, Air and Soil Pollution*, 82, 593-615.
- Kauppi, P.E., Mielikäinen, K. & Kuusela, K. (1992): Biomass and carbon budget of European forests. 1971 to 1990. *Science*, 256, 70-74.
- Keller, C. (1992): Le Mont Blanc: de la montagne maudite à l'observatoire pour l'environnement. *Bulletin de la Société Vaudoise des Sciences Naturelles*, 81, 181-197.
- Kimble, J., Cook, T. & Eswaran, H. (1990): Organic matter in soils of the tropics. Symposium on characterization and role of organic matter in different soils. 14th International Congress on Soil Science, Kyoto, Japan, 250-259.
- Kirschbaum, M.U.F. (1995): The temperature dependence of soil organic matter decomposition, and the effect of global warming on soil organic storage. *Soil Biochemistry*, 27(6), 753-760.
- Kirschbaum, M.U.F. (2000): Will changes in soil organic carbon act as a positive or negative feedback on global warming? *Biogeochemistry*, 48(1), 21-51.
- Kleber, M. (1997): Carbon exchange in humid grassland soils (Kohlenstoffumsatz in Böden eines feuchten Grünlandstandortes). *Hohenheimer Bodenkundliche Hefte*, 41, Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, Stuttgart. 264 S.
- Klug-Pümpel, B. (1989): Phytomasse und Nettoproduktion naturnaher und anthropogen beeinflusster alpiner Pflanzengesellschaften in den Hohen Tauern. In: *Struktur und Funktion von Graslandökosystemen im Nationalpark Hohe Tauern*, (Ed.: Cernusca, A.). 13, Veröffentlichungen des Österr. MaB-Hochgebirgsprogrammes. Wagner, Innsbruck. 331-356.
- Kolb, E. (1995): Einfluss einer Klimaerwärmung auf den Stickstoffhaushalt von Waldböden. *Forstliche Forschungsberichte*, 149, Forstwissenschaftliche Fakultät der Universität, München. 126 S.

- Kolb, E. & Rehfuss, K.E. (1997): Auswirkungen einer Temperaturerhöhung in einem Freilandexperiment auf den Stickstoffaustrag aus Bodensäulen mit verschiedenartiger Humusform. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 160, 539-547.
- Kononova, M.M. (1961): Soil organic matter - it's nature, it's role in soil formation and in soil fertility. Originaltitel: Problema pochvennogo gumusa i sovremennyye zadachi ego izucheniya, Pergamon Press, New York. 450 S.
- Körner, C., Wiesner, G. & Cernusca, A. (1989): Der Wasserhaushalt waldfreier Gebiete in den österreichischen Alpen zwischen 1600 und 2600 m Höhe. In: Struktur und Funktion von Graslandökosystemen im Nationalpark Hohe Tauern, (Ed.: Cernusca, A.). Veröffentlichung des österreichischen MaB-Programms, 13, Universitätsverlag Wagner, Innsbruck. 119-154.
- Körner, C. & Renhardt, U. (1987): Dry matter partitioning and root length/leaf area ratios in herbaceous perennial plants with diverse altitudinal distribution. *Oecologia*, 74, 411-418.
- Körner, C. & Hättenschwiler, S. (1998): Die Alpen und das CO₂-Problem: biologische Perspektiven. Schlussbericht des nationalen Forschungsprogrammes 'Klimaänderung und Naturkatastrophen', NFP 31, vdf, Zürich. 137 S.
- Körner, C. (1999): Alpine plant life: functional plant ecology of high mountain ecosystems. Springer, Berlin, Heidelberg, New York. 338 S.
- Krähenbühl, R. (1984): Petrographische Untersuchungen in der Silvretta-Masse vom Flüela Wisshorn zu Gorihorn und Rosstälistipz (Kanton Graubünden). Lizentiatsarbeit, Philosophisch-naturwissenschaftliche Fakultät der Universität Bern, 162 S.
- Krause, M. (1986): Die Böden von Davos: Ertragspotential, Belastbarkeit und Gefährdung durch Nutzungsänderungen. Schlussberichte zum Schweizerischen MaB-Programm, 18, Nationales Forschungsprogramm MaB, Bern. 148 S.
- Kuzyakov, Y. & Domanski, G. (2000): Carbon input by plants into the soil. Review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 163, 421-431.
- Labhart, T. (1993): Geologie der Schweiz. Ott Verlag, Thun. 211 S.
- Lal, R., Kimble, J.M. & Follet, R.F. (1998): Pedospheric processes and the carbon cycle. In: Advances in soil science: soil processes and the carbon cycle, (Ed.: Lal, R., Kimble, J.M., Follet, R.F. & Stewart, B.A.). CRC Press, Boca Raton. 1-8.
- Lal, R. (1999): World soils and the greenhouse effect. *Global Change Newsletter*. The International Geosphere-Biosphere Programme (IGBP): A study of global change of the International Council of Scientific Unions (ICSU), 37, 4-5.
- Lal, R., Kimble, J.M. & Stewart, B.A. (2000): Global climate change and cold regions ecosystems. *Advances in soil science*, Lewis Publisher, Boca Raton. 265 S.
- Lal, R., Kimble, J.M. & Follett, R.F. (2001a): Methodological challenges toward balancing soil C pools and fluxes. In: Assessment methods for soil carbon, (Ed.: Stewart, B.A.). Lewis Publisher, Boca Raton. 659-668.
- Lal, R. (2001b): Soil carbon sequestration and the greenhouse effect. Proceedings of a symposium sponsored by division S-3, S-5 and S-7 of the Soil Science Society of America and the 90th annual meeting in Baltimore, MD, 18. - 22 October, 1998. SSSA Special Publications, 57, SSSA, Madison, WI, USA. 236 S.
- Lee, J.A., Harmer, R. & Ignaciuk, R. (1983): Nitrogen as a limiting factor in plant communities. In: Nitrogen as a limiting factor, (Ed.: Lee, J.A., McNeill, S. & Rorison, I.H.). Blackwell Science Publishing, Oxford, United Kingdom. 95-112.

- Lenton, T.M. (2000): Land and ocean carbon cycle feedback effects on global warming in a simple Earth system model. *Tellus*, B 52, 1159-1188.
- Lichtenegger, E. (1996): Root distribution in some alpine plants. *Acta Phytogeographica Suecia*, 81, 76-82.
- Lichter, J. (1998): Rates of weathering and chemical depletion in soils across a chronosequence of Lake Michigan Sand dunes. *Geoderma*, 85, 255-282.
- Lischke, H., Guisan, A., Fischlin, A., Williams, J. & Bugmann, H. (1998): Vegetation response to climate change in the Alps: modeling studies. In: *Views from the Alps: regional perspective on climate change*, (Ed.: Cebon, P., Dahinden, U., Davies, H., Imboden, D.M. & Jaeger, C.C.). Cambridge. 309-350.
- Liski, J. & Westman, C.J. (1995): Density of organic carbon in soil at coniferous forest sites in southern Finland. *Biogeochemistry*, 29, 183-197.
- Liski, J. (1997): Carbon storage of forest soils in Finland. Academic Dissertation, Department of Forest Ecology, University of Helsinki. 46 S.
- Luo, Y., Wan, S., Hui, D. & Wallace, L.L. (2001): Acclimatization of soil respiration to warming in a tall grass prairie. *Nature*, 413, 622-625.
- MacDonald, N.W., Zak, D.R. & Pregitzer, K.S. (1995): Temperature effects on kinetics of microbial respiration and net nitrogen and sulfur mineralisation. *Soil Science Society of America Journal*, 59, 233-240.
- MacDonald, N.W., Randlett, D.L. & Zak, D.R. (1999): Soil warming and carbon loss from a Lake States Spodosol. *Soil Science Society of America Journal*, 63, 211-218.
- Mähr, E. & Grabherr, G. (1983): Wurzelwachstum und -produktion in einem Krummseggenrasen (*Caricetum curvulae*) der Hochalpen). In: *Wurzelökologie und ihre Nutzenanwendung*, (Ed.: Böhm, W., L., K. & Lichtenegger, E.). Bundesanstalt Alpenländische Landwirtschaft, Gumpenstein-Irding (Österreich). 405-416.
- Maisch, M. (1992): Die Gletscher Graubündens : Rekonstruktion und Auswertung der Gletscher und deren Veränderung seit dem Hochstand von 1850 im Gebiet der östlichen Schweizer Alpen (Bündnerland und angrenzende Regionen). Teil A: Grundlagen - Analysen - Ergebnisse. *Physische Geographie*, Geographisches Institut der Universität Zürich, Zürich. 324 S.
- Maisch, M., Burga, C.A. & Fitze, P. (1993): Lebendiges Gletschervorfeld: Führer und Begleitbuch zum Gletscherlehrpfad Morteratsch. 138 S.
- Malhi, S.S., McCrill, W.B. & Nyborg, N. (1990): Nitrate losses in soils: effects of temperature, moisture, and substrate concentration. *Soil Biology and Biochemistry*, 22, 917-927.
- Mao, J., Hu, W., Schmidt-Rohr, K., Davies, G., Ghabbour, E.A. & Xing, B. (1998): Structure and elemental composition of humic acids: Comparison of solid-state ¹³C NMR calculations and chemical analyses. In: *Humic substances: structure, properties and uses*, (Ed.: Davies, G. & Ghabbour, E.A.). The proceedings of the second Humic Substances Seminar held on 27 March 1998 at the Northeastern University, Boston, Massachusetts, The Royal Society of Chemistry, Cambridge. 79-90.
- Mark, A.F. (1970): Floral initiation and development in New Zealand alpine plants. *New Zealand Journal of Botany*, 8, 67-75.
- Mark, A.F. & Dickinson, K.J.M. (1997): New Zealand alpine ecosystems. In: *Ecosystems of the world: polar and alpine tundra*, (Ed.: Wielgolaski, F.E. & Godall, D.W.). 3, Elsevier, Amsterdam. 311-345.

- McGill, W.B., Hunt, H.W., Woodmansee, R.G. & Reuss, J.O. (1981): Phoenix - a model of dynamics of carbon and nitrogen in grassland soils. In: Terrestrial nitrogen cycles, (Ed.: Clark, F.E. & Rosswall, T.). Swedish Natural Science Research Council, Stockholm, Sweden. 49-106.
- Meentemeyer, V. (1984): The geography of organic matter decomposition rates. *Annals of the Association of American Geographers*, 74, 551-560.
- Meisterhans, E. (1988): Vegetationsentwicklung auf Skipistenplanierungen in der alpinen Stufe bei Davos. Diss. Nr. 8462, ETH, Zürich. 169 S.
- Melillo, J.M., Kicklighter, D.W., McGuire, A.D., Peterjohn, W.T. & Newkirk, K.M. (1995): Global change and its effects on soil organic carbon stocks. In: Role of nonliving organic matter in the earth's carbon cycle, (Ed.: Zepp, R.G. & Sonntag, C.). John Wiley & Sons, Chichester. 175-189.
- Merbach, W., Mirus, E., Knof, G., Remus, R., Ruppel, S., Russow, R., Gransee, A. & Schulze, J. (1999): Release of carbon and nitrogen compounds by plant roots and their possible ecological importance. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 162, 373-383.
- Meurk, C.D. (1978): Alpine phytomass and primary productivity in Central Otago, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology*, 1, 27-50.
- Müller, M. (1983): Bodenbildung auf Silikatunterlage in der Alpenen Stufe des Oberengadins. Diss. Nr. 7352, ETH, Zürich. 79 S.
- Müller, M. (1986): Soils above the timberline in the upper Engadin. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, 48, 107-120.
- Nadelhoffer, K.J. & Raich, J.W. (1992): Fine root production estimates and belowground carbon allocation in forest ecosystems. *Ecology*, 73, 1139-1147.
- Naeth, M.A., Bailey, A.W., Pluth, D.J., Chanasyk, D.S. & Hardon, R.T. (1991): Grazing impacts on litter and soil organic matter in mixed prairie and fescue grassland ecosystems in Alberta. *Journal of Range Management*, 44, 7-12.
- Neuwinger, I. (1989): Ökologische Kennzeichnung von Boden-Relief-Serien längs eines Höhengradienten im Gebiet des Tauerbaches am Grossglockner (Hohe Tauern, Österreichische Alpen. In: Struktur und Funktion von Graslandökosystemen im Nationalpark Hohe Tauern, (Ed.: Cernusca, A.). Veröffentlichungen des österreichischen MaB-Programmes, 13, Universitätsverlag Wagner, Innsbruck. 49-94.
- NSF (1992): Soil warming experiments in global change research. Workshop held 27-28 Sept. 1991, National Science Foundation, Ecosystem Studies Program, Washington D.C., Woods Hole, Massachusetts. 53 S.
- Oades, J.M. (1995): An overview of processes affecting the carbon cycle of organic carbon in soils. In: Role of nonliving organic matter in the earth's carbon cycle, (Ed.: Zepp, R.G. & Sonntag, C.). John Wiley & Sons, Chichester. 293-303.
- Odum, E.P. (1971): Fundamentals of ecology. Saunders, Philadelphia. 574 S.
- Oren, R., Ellsworth, D.S., Johnsen, K.H., Phillips, N., Ewers, B.E., Maier, C., Schäfer, K.V.R., McCarthy, H., Hendrey, G., McNulty, S.G. & Katul, G.G. (2001): Soil fertility limits carbon sequestration by forests ecosystems in a CO₂-enriched atmosphere. *Nature*, 411, 469-472.
- ORNL (2001): Estimation of NPP for grasslands. The Oak Ridge National Laboratory (ORNL), Distributed Active Archive Center (DAAC), Net Primary Productivity (NPP) Database, <http://daac.ornl.gov/NPP>, 3 S.

- Owensby, C.E., Auen, L.M. & Coyne, P.I. (1995): Biomass production in a nitrogen-fertilized, tallgrass prairie ecosystem exposed to ambient and elevated CO₂. In: Below ground responses to rising atmospheric CO₂: implications for plants, soil biota and ecosystem processes. Proceedings of a workshop held at the University of Michigan Biological Station, Pellston, Michigan, USA, May 29-June 2, 1993, (Ed.: Curtis, P.S., O'Neill, E.G., Teeri, J.A., Zak, D.R. & Pregitzer, K.S.). Plant and Soil, 165 (1), Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. 105-113.
- Pacala, S.W., Hurtt, G.C., Baker, D., Peylin, P., Houghton, R.A., Birdsey, R.A., Heath, L., Sundquist, E.T., Stallard, R.F., Ciais, P., Moorcroft, P., Caspersen, J.P., Shevliakova, E., Moore, B., Kohlmaier, G., Holland, E., Gloor, M., Harmon, M.E., Fan, S.-M., Sarmiento, J.L., Goodale, C.L., Schimel, D. & Field, C.B. (2001): Consistent land- and atmosphere-based U.S. carbon sink estimates. Science, 292, 2316-2320.
- Papritz, A.J. (1993): Estimating temporal change of soil properties. Diss. Nr. 10233, Swiss Federal Institute of Technology, ETH, Zürich. 166 S.
- Parinka, O.M. & Dokuchayev, V.V. (1979): Decomposition of plant litter and cellulose in the tundra of Taymyr peninsula. Translated from Pochvovedeniye No. 11, 47-55, (1978). Soviet Soil Science, 11, 185-189.
- Parton, W.J., Schimmel, D.S., Cole, C.V. & Ojima, D.S. (1987): Analyses of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands. American Soil Science Society Journal, 51, 1173-1179.
- Paulsen, J. (1995): Der biologische Kohlenstoffvorrat der Schweiz. Verlag Rüegger, Chur. 136 S.
- Perkins, D.F., Jones, V., Millar, R.O. & Nepp, P. (1978): Primary production, mineral nutrients and litter decomposition in the grassland ecosystem. In: Production ecology of british moors and montane grasslands, (Ed.: Heal, O.W. & Perkins, D.F.). Ecological Studies, 27, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York. 304-331.
- Perruchoud, D.O. (1996): Modeling the dynamics of nonliving organic carbon in a changing climate: a case study for temperate forests. Diss. No. 11900, ETH Zürich, 196 S.
- Persson, H. (1978): Root dynamics in a young Scots pine stand in central Sweden. OIKOS, 30, 508-519.
- Peterjohn, W.T., Melillo, J.M., Bowles, F.P. & Steudler, P.A. (1993): Soil warming and trace gas fluxes: Experimental design and preliminary flux results. Oecologia, 93, 8-24.
- Peters, R.L. & Lovejoy, T.E. (1992): Global warming and biological diversity. Yale University Press, New Haven, Connecticut. 386 S.
- Pfeiffer, E.-M., Gundelwein, A., Nöthen, T., Becker, H. & Guggenberger, G. (1996): Characterisation of the organic matter in permafrost soils and sediments of the Taimyr Peninsula/Siberia and Severnaya Zemlya/Arctic Region. In: Russian-German co-operation: the expedition TAMYR 1995 and the expedition KOLYMA 1995 of the ISSP Pushchino Group, (Ed.: Bolshiyarov, D.Y. & Hubberten, H.-W.). 211, Berichte zur Polarforschung, Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung, 46-63.
- Posch, A. (1980): Bodenkundliche Untersuchungen im Bereich der Glocknerstrasse in den Hohen Tauern. In: Untersuchungen an alpinen Böden in den Hohen Tauern 1974-1978, Stoffdynamik und Wasserhaushalt, (Ed.: Franz, H.). Universitätsverlag Wagner, Innsbruck. 91-107.
- Post, W.M., Emanuel, W.R., Zinke, P.J. & Stangenberger, A.G. (1982): Soil carbon pools and world life zones. Nature, 298, 156-159.

- Post, W.M., Peng, T.H., Emanuel, W.R., King, A.W. & De Angelis, D.L. (1990): The global carbon cycle. *American Soil Science Society Journal*, 78, 310-326.
- Post, W.M., Anderson, D.W., Dahmke, A., Houghton, R.A., Huc, A.-Y., Lassiter, R., Najjar, R.G., Neue, H.-U., Pedersen, T.F., Trumbore, S.E. & Vaikmäe, R. (1995): Group report: what is the role of nonliving organic matter in the global scale? In: *Role of non-living organic matter in the earth's carbon cycle*, (Ed.: Zepp, R.G. & Sonntag, C.). John Wiley & Sons, Chichester. 155-174.
- Pregitzer, K.S., King, J.S., Burton, A.J. & Brown, S.E. (2000): Responses of tree fine roots to temperature. *New Phytology*, 147, 10-115.
- Prentice, K.C. & Fung, I.Y. (1990): The sensitivity of terrestrial carbon storage to climate change. *Nature*, 346, 48-51.
- Price, D.T. & Apps, M.J. (1995): The boreal forest transect case study: global change effects on ecosystem processes and carbon dynamics in boreal Canada. *Water, Air & Soil Pollution*, 82, 302-214.
- Proclim (2001): Klimaerklärung der Schweizer Forschenden.
http://www.proclim.ch/misc/klimaerklaerung01_d.html, Bern. 5 S.
- Pümpel, B. (1977): Bestandesstruktur, Phytomassevorrat und Produktion verschiedener Pflanzengesellschaften im Grossglocknergebiet. In: *Alpine Grasheide Hohe Tauern: Ergebnisse der Ökosystemstudie 1976*, (Ed.: Cernusca, A.). Universitätsverlag Wagner, Innsbruck. 83-101.
- Raich, J.W. & Schlesinger, W.H. (1992): The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relation to vegetation and climate. *Tellus*, 44, 81-89.
- Rawes, M. & Welch, D. (1969): Upland productivity of vegetation and sheep at Moor House National Nature Reserve, Westmorland, England. *Oikos*, Suppl. 11, 72.
- Redmann (1992): Primary productivity. In: *Natural grassland. Introduction and western hemisphere*, (Ed.: Coupland, R.T.). Elsevier, London. 75-93.
- Reisigl, H. & Keller, R. (1994): Alpenpflanzen im Lebensraum: alpine Rasen, Schutt- und Felsvegetation: Vegetationsökologische Informationen für Studien, Exkursionen und Wanderungen. Fischer Verlag, Stuttgart, New York. 148 S.
- Reynolds, B. & Fenner, N. (2001): Brief communications: export from organic carbon from peat soils. *Nature*, 412, 758.
- Riebling, R. & Schaefer, C. (1984): Jahres- und Langzeitentwicklung der pH-Werte von Waldböden in hessischen Fichtenbeständen. *Der Forst- und Holzwirt*, 39, 177-182.
- Rosenberg, N.J., Blad, B.L. & Verma, S. (1983): *Microclimate: the biological environment*. John Wiley & Sons, New York. 495 S.
- Runge, M. (1973): Der biologische Kohlenstoffumsatz in Landökosystemen unter Einfluss des Menschen. In: *Ökosystemforschung*, (Ed.: Ellenberg, H.). Kap. V, Springer, Berlin. 123-141.
- Rustad, L.E., Campbell, J.L., Marion, G.M., Norby, R.J., Mitchell, M.J., Hartley, A.E., Cornelissen, J.H.C., Gurevitch, J. & GCTE-NEWS (2001): A meta-analysis of the response of soil respiration, net nitrogen mineralization, and aboveground plant growth to experimental ecosystem warming. *Oecologia*, 126, 543-562.
- Rychnovska, M. (1993): Temperate semi-natural grasslands of Eurasia. In: *Ecosystems of the world: Natural grasslands: Eastern hemisphere and résumé*, (Ed.: Coupland, R.T.). 8B, Elsevier, Amsterdam. 125-166.

- Sachs, L. (1993): Statistische Methoden: Planung und Auswertung. Springer-Verlag, Berlin. 311 S.
- Sala, O.E., Parton, W.J., Joyce, L.A. & Lauenroth, W.K. (1988): Primary production of the central grassland region of the United States. *Ecology*, 69, 40-45.
- Saleska, S.R., Harte, J. & Torn, M.S. (1999): The effect of experimental ecosystem warming on CO₂ fluxes in a montane meadow. *Glob. Change Biol.*, 5, 125-141.
- Sampson, R.N., Apps, M., Brown, S. et al. (1993): Workshop Summary Statement: Terrestrial biospheric carbon fluxes: quantification of sinks and sources of CO₂. In: *Terrestrial biospheric carbon fluxes: quantification of sinks and sources of CO₂*, (Ed.: Wisniewski, J. & Sampson, R.N.). *Water, Air and Soil Pollution*, 70, 3-15.
- Schachtschabel, P., Blume, H.-P., Brümmer, G., Hartge, K.-H. & Schwertmann, U. (1992): Scheffer/Schachtschabel: Lehrbuch der Bodenkunde. 13. Aufl. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart. 491 S.
- Schimmel, D.S., Braswell, B.H., Holland, E.A., McKeown, R., Ojima, D.S., Painter, T.H., Parton, W.J. & Townsend, A.R. (1994): Climatic, edaphic, and biotic controls over storage and turnover of carbon in soils. *Global Biogeochemical Cycles*, 8(3), 270-293.
- Schimmel, D.S. (1995): Terrestrial ecosystems and the carbon cycle. *Global Change Biology*, 1, 77-91.
- Schimel, D.S., House, J.I., Hibbard, K.A., Bousquet, P., Ciais, P., Peylin, P., Braswell, B.H., Apps, M.J., Baker, D., Bondeau, A., Canadell, J., Churkina, G., Cramer, W., Denning, A.S., Field, C.B., Friedlingstein, P., Goodale, C., Heinmann, M., Houghton, R.A., Melillo, J.M., Moore, B., Murdiyarso, D., Noble, I., Pacala, S.W., Prentice, I.C., Raupach, M.R., Rayner, P.J., Scholes, R.J., Steffen, W.L. & Wirth, C. (2001): Recent patterns and mechanisms of carbon exchange by terrestrial ecosystems. *Nature*, 414, 169 - 172.
- Schinner, F. (1989): Mikrobielle Aktivitäten im Stickstoffkreislauf alpiner, subalpiner und montaner Böden in den Hohen Tauern. In: *Struktur und Funktion von Graslandökosystemen im Nationalpark Hohe Tauern*, (Ed.: Cernusca, A.). Veröffentlichung des österreichischen MaB-Programms, 13, Universitätsverlag Wagner, Innsbruck. 249-256.
- Schinner, F., Hofmann, J. & Niederbacher, R. (1989): Mikrobielle Aktivitäten des Kohlenstoffmetabolismus in Böden der alpinen, subalpinen und montanen Stufe des Grossglocknergebietes (Hohe Tauern). In: *Struktur und Funktion von Graslandökosystemen im Nationalpark Hohe Tauern*, (Ed.: Cernusca, A.). Veröffentlichung des österreichischen MaB-Programms, 13, Universitätsverlag Wagner, Innsbruck. 257-262.
- Schlesinger, W.H. (1977): Carbon balance in terrestrial detritus. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 8, 51-81.
- Schlesinger, W.H. (1990): Evidence from chronosequence studies for a low carbon-storage potential of soils. *Nature*, 348, 232-234.
- Schlesinger, W.H. & Lichter, J. (2001): Limited carbon storage in soil and litter of experimental forest plots under increased atmospheric CO₂. *Nature*, 411, 466-469.
- Schmidt, N. (1999): Microbial properties and habitats of permafrost soils on Taimyr Peninsula, Central Siberia. *Berichte zur Polarforschung*, Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung, Bremerhaven, 340, 183.
- Schnitzer, M. & Khan, S.U. (1978): Soil organic matter. *Developments in Soil Science*, 8, Elsevier, Amsterdam. 319 S.

- Schumacher, O. (1999): Bodentypologie und organischer C-Gehalt von Böden eines Transektes im Vereinatal (GR). Diplomarbeit, Geographisches Institut der Universität Zürich, 71 S.
- Schuman, G.E., Lecain, D.R., Reeder, J.D. & Morgan, J.A. (2001): Carbon dynamics and sequestration of a mixed-grass prairie as influenced by grazing. In: Soil carbon sequestration and the greenhouse effect. Proceedings of a symposium sponsored by division S-3, S-5 and S-7 of the Soil Science Society of America and the 90th annual meeting in Baltimore, MD, 18. - 22 October, 1998, (Ed.: Lal, R.). 57, SSSA, Madison, WI, USA. 67-75.
- Schürmann, A., Mohn, J. & Bachofen, R. (2001): Is the global N₂O budget influenced by emissions from snow covered soils? Institute of Plant Biology/Microbiology, University of Zürich, Jahrestagung der Bodenkundlichen Gesellschaft der Schweiz (BGS), Boden und (Mikro-) Biologie, Monte Verità, Ascona, 23.-24.3.2001. Poster, 1 S.
- Schurter, R. (1999): Organische Substanz in alpinen Böden. Untersuchungen im Gebiet der Jöriseen (Graubünden, Schweiz). Diplomarbeit, Geographisches Institut der Universität Zürich, 112 S.
- Schuster, J.L. (1964): Root development of native plants under three grazing intensities. Ecology, 45, 63-70.
- Sedjo, R.A. (1992): Temperate forest ecosystems in the global carbon cycle. Ambio, 21, 274-277.
- Shariff, A.R., Biondini, M.E. & Crygiel, C.E. (1994): Grazing intensity effects on litter decomposition and soil nitrogen mineralisation. Journal of Range Management, 47, 444-449.
- Shaver, G.R. & Billings, W.D. (1975): Root Production and root turnover in a wet tundra ecosystem, Barrow, Alaska. Ecology, 56, 401-409.
- Shaver, G.R., Chapin, F.S., III & Gartner, B.L. (1986): Factors limiting seasonal growth and peak biomass accumulation in *Eriophorum vaginatum* in Alaskan tussock tundra. Journal of Ecology, 74, 257-278.
- Shaver, G.R., Laundre, J.A., Giblin, A.E. & Nadelhoffer, K.J. (1996): Changes in live plant biomass, primary production, and species composition along a riverside toposequence in arctic Alaska, U.S.A. Arctic and Alpine Research, 28(3), 363-379.
- Shaver, G.R., Johnson, L.C., Cades, D.H., Murray, G., Laundre, J.A., Rastetter, E.B., Nadelhoffer, K.J. & Giblin, A.E. (1998): Biomass accumulation and CO₂ flux in three Alaskan wet sedge tundras: responses to nutrients, temperature and light. Ecol. Monogr., 68, 75-99.
- Shaver, G.R., Canadell, J., Chapin III, F.S., Gurevitch, J., Harte, J., Henry, G., Ineson, I., Jonasson, S., Melillo, J., Pitelka, L. & Rustad, L. (2000): Global warming and terrestrial ecosystems: a conceptual framework for analysis. BioScience, 50, 871-882.
- Smaglik, P. (2001): United States back soil strategy in fight against global warming. Nature, 406, 549-550.
- Smith, T.M. & Shugart, H.H. (1993): The transient response of terrestrial carbon storage to a perturbed climate. Nature, 361, 523-526.
- Smoliak, S., Dormaar, J.F. & Johnston, A. (1972): Long-term grazing effects on *Stipa-Bouteloua* prairie soils. Journal of Range Management, 25, 246-250.

- Sobotik, M. & Poppelbaum, M. (1995): Vegetationskundliche und wurzelökologische Untersuchungen auf Wald- und Reinweideflächen der Nordtiroler Kalkalpen. In: Ökosystemare Studien im Kalkalpin: Bewertung der Belastung von Gebirgswäldern - Schwerpunkt Rhizosphäre, (Ed.: Herman, F. & Smidt, S.). FBVA-Berichte, 87, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Forstliche Bundesversuchsanstalt, Wien. 177-192.
- Solomon, A.M., Trabalka, J.R., Reichle, D.E. & Voorhees, L.D. (1985): The global cycle of carbon. In: Atmospheric carbondioxide and the global carbon cycle, (Ed.: Trabalba, J.R.). U.S. Department of Energy, Washington. 1-13.
- Sommerkorn, M. (1998): Patterns and controls of CO₂ fluxes in wet tundra types of the Taimyr Peninsula, Siberia - the contribution of soils and mosses. Berichte zur Polarforschung, 298, Alfred-Wegener-Institut für Polar-und Meeresforschung, Bremerhaven, Deutschland. 219 S.
- Steiner, B. (2000): Ermittlung anthropogener Einträge in einen hochalpinen, oligotrophen See (Jöriseen/GR) mittels Sedimentanalysen. Diss., Departement für Chemie und Biochemie, Universität Bern, Bern. 136 S.
- Steingrobe, B., Schmid, H. & Claasen, N. (2000): The use of the ingrowth core method for measuring root production of arable crops - influence of soil conditions inside the ingrowth core on root growth. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 163(6), 617-622.
- Stevenson, F.J. (1965): Origin and distribution of nitrogen in the soil. In: Soil Nitrogen, (Ed.: Bertholomew, W.V. & Clark, F.E.). John Wiley and Sons, New York. 42-96.
- Stevenson, F.J. (1994): Humus chemistry. John Wiley & Sons, New York. 496 S.
- Stöckli, V. & Rixen, C. (2000): Characteristics of artificial snow and its effects on vegetation. Proceedings International Snow Science Workshop, Big Sky, Montana, USA, 1.-6.10.2000, 4 S.
- Stöcklin, J., Schweizer, K. & Körner, C. (1998): Effects of elevated CO₂ and phosphorus addition on productivity and community composition of intact monoliths from calcareous grassland. Oecologia, 116, 50-56.
- Streckeisen, A. (1928): Geologische Übersichtskarte der Flüelagruppe 1:50'000. Druckerei Gebr. Leemann, Zürich. 1 S.
- Sundquist, E.T. (1993): The global carbon dioxide budget. Science, 259, 934-941.
- Tans, P.P., Fung, I.Y. & Takahashi, T. (1990): Observational constraints on the global atmospheric CO₂ budget. Science, 247, 1431-1438.
- Tate, K.R. (1992): Assessment, based on a climosequence of soils in tussock grassland, of soil carbon storage and release in response to global warming. Journal of Soil Science, 43, 697-707.
- Tate, R.L. (1987): Soil organic matter: biological and ecological effects. John Wiley and Sons, New York. 291 S.
- Theurillat, J.-P., Felber, F., Geissler, P., Gobat, J.-M., Fierz, M., Fischlin, A., Küpfer, P., Schlüssel, A., Velluti, C., Zhao, G.-F. & Williams, J. (1998): Sensitivity of plant and soil ecosystems of the Alps to climate change. In: Views from the Alps: regional perspectives on climate change, (Ed.: Cebon, P., Dahinden, U., Davies, H.C., Imboden, D. & Jäger, C.). MIT Press, Cambridge, Massachusetts. 225-308.
- Thorn, C.E. & Darmody, R.G. (1985): Grain-size sampling and characterization of eolian lag surface within alpine tundra, Niwot Ridge, Front Range, Colorado, USA. Arctic and Alpine Research, 17, 443-450.

- Thornley, J.H.M. & Cannell, M.G.R. (2001): Soil carbon storage response to temperature: an hypothesis. *Annals of Botany*, 87(5), 591-598.
- Thron, C. (1996): Auswirkungen globaler Umweltveränderungen auf Photosynthese und Ultrastruktur von alpinen Hochgebirgspflanzen. Dissertation, Ludwig-Maximilians-Universität, München. 145 S.
- Tinker, P.B. & Ineson, P. (1995): Soil organic matter and biology in relation to climate change. In: Soils on a warmer earth : effects of expected climate change on soil processes, with emphasis on the tropics and sub-tropics. *Developments in Soil Science*, (Ed.: Scharpenseel, H.W., Schomaker, M. & Ayoub, A.). Elsevier, 71-87.
- Tosca, C. & Labroue, L. (1981): Le cycle de l'azot dans le milieux supra-forestiers des Pyrénées Centrales: contribution à l'évaluation des gains. *Oecologia Plantarum*, 2, 41-52.
- Townsend, A.R., Vitousek, P.M. & Holland, E.A. (1992b): Tropical soil could dominate the short-term carbon cycle feedbacks to increased global temperatures. *Climate Change*, 22, 293-303.
- Trofymow, J.A., Preston, C.M. & Prescott, C.E. (1995): Litter quality and its potential effect on decay rates of materials from Canadian forests. *Water Air Soil Pollution*, 82, 215-226.
- Trumbore, S.E. (1997): Potential responses of soil organic carbon to global environmental change. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 94, 1-8.
- Ugolini, F.C. & Edmonds, R.L. (1983): Soil biology. In: *Pedogenesis and soil taxonomy: I. concepts and interactions*, (Ed.: Wilding, L.P., Smeck, N.E. & Hall, G.F.). *Developments in Soil Science*, 11A, Elsevier Science Publisher, The Netherlands. 193-231.
- Valentini, R., Matteucci, G., Dolman, A.J., Schulze, E.-D., Rebmann, C., Moors, E.J., Granier, A., Gross, P., Jensen, N.O., Pilegaard, K., Lindroth, A., Grelle, A., Bernhofer, C., Grünwald, T., Aubinet, M., Ceulemans, R., Kowalski, A.S., Vesela, T., Rannink, Ü., Berbigier, P., Loustau, D., Gudmundsson, J., Thorgeirsson, H., Ibrom, A., Morgenstern, K., Clement, R., Moncrieff, J., Montagnini, L., Minerbi, S. & Jarvis, P.G. (2000): Respiration as the main determinant of carbon balance in European forests. *Nature*, 404, 861-865.
- Van Cleve, K., Oechel, W.C. & Hom, J.L. (1990): Response of spruce (*Picea mariana*) ecosystems to soil temperature modification in interior Alaska. *Canadian Journal of Forest Research*, 20, 1530-1535.
- van Minnen, J.G., Goldewijk, K.K. & Leemans, R. (1995): The importance of feedback processes and vegetation transition in the terrestrial carbon cycle. *Journal of Biogeography*, 22, 805-814.
- Van Veen, J.A., Merckx, R. & Van de Geijn, S.C. (1989): Plant- and soil-related controls of the flow of carbon from roots through the microbial biomass. In: *Ecology of arable land*, (Ed.: Clarholm, M. & Bergström, L.). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. 43-52.
- VBBö (1998): Verordnung über Belastung des Bodens. SR 814.12, 1. Oktober 1998, Bern. 12 S.
- Verburg, P. & van Breemen, N. (1995): Effects of climate change on decomposition of soil organic matter in boreal ecosystem. In: *Climate change research: evaluations and policy implications*, (Ed.: Zwerver, S., van Rompaey, R. S. A. R., Kok, M. T. J. & Berk, M. M.). Elsevier Science, 557-560.
- Vetterli, L. (1982): Alpine Rasengesellschaften auf Silikatgestein bei Davos. *Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der ETH, Stiftung Rübel, Zürich*, 76, 1-92.

- Vogt, K.A., Vogt, D.J. & Bloomfield, J. (1998): Analysis of some direct and indirect methods for estimating root biomass and production of forests at an ecosystem level. In: Root demographics and their efficiencies in sustainable agriculture, grasslands and forest ecosystems. Proceedings of the 5th symposium of the International Society of Root Research, (Ed.: Box Jr., J.E.). Developments in Plant and Soil Sciences, 82, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London. 687-720.
- Walker, M.D., Webber, P.J., Arnold, E.H. & Ebert-May, D. (1994): Effects of interannual climate variation on aboveground phytomass in alpine vegetation. *Ecology*, 75, 393-408.
- Walkley, A. & Black, I.A. (1934): An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Journal of Soil Science*, 37, 29-38.
- Warren-Wilson, J. (1957): Arctic plant growth. *Advances in Science*, 13, 383-388.
- Welker, J.M., Brown, K.B. & Fahnestock, J.T. (1999): CO₂ flux in arctic and alpine dry tundra: comparative field responses under ambient and experimentally warmed conditions. *Arct. Antarct. Alp. Research*, 31, 272-277.
- Wielgolaski, F.E. (1997): Polar and alpine tundra. *Ecosystems of the world: polar and alpine tundra*, 3, Elsevier, Amsterdam. 920 S.
- Witzig, J. (1999): Pedogenese und Verwitterungsraten ausgewählter Böden auf kristallinem Untergrund. Diplomarbeit, Geographisches Institut, Universität Zürich, 117 S.
- Wofsy, S.C., Goulden, M.L., Munger, J.W., Fan, S.M., Bakwin, P.S., Daube, B.C., Bassow, S.L. & Bazzaz, F.A. (1993): Net exchange of CO₂ in a mid-latitude forest. *Science*, 260, 1314-1317.
- Wood, M. (1994): *Environmental Soil Ecology*. 2. ed., Chapman and Hall, London. 150 S.
- Zauper, A. (1990): Auswirkungen der Beweidung auf die Bodenbeschaffenheit in der montanen und subalpinen Waldstufe der Nördlichen Kalkalpen, dargestellt an Beispielen aus dem Bereich nördlich des Achensees. Diss., Friedrich-Alexander Universität, Erlangen-Nürnberg. 305 S.
- Zech, W., Haumaier, L. & Kögel-Knabner, I. (1989): Changes in aromaticity and carbon distribution of soil organic matter due to pedogenesis. *The Science of the Total Environment*, 81/82, 179-186.
- Ziechmann, W. (1996): *Huminstoffe und ihre Wirkungen*. Spektrum Umwelt, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin, Oxford. 239 S.

8 Anhang

8.1 Glossar und Abkürzungen

Biomasse:	z. B. oberirdische Biomasse: Menge an lebendem pflanzlichem Material
Biomasse-Produktion:	Akkumulation von Biomasse über eine längere Periode, üblicherweise eine Vegetationsperiode
C _{org} :	organischer Kohlenstoff
Gt:	Gigatonne, 10 ¹² kg
n:	Anzahl der Proben
Nekromasse:	totes pflanzliches Material, das noch mit der Pflanze verbunden ist.
N _{org} :	organischer Stickstoff
NPP:	Netto-Primär-Produktion
r _s :	Korrelationskoeffizient nach Spearman
Produktivität:	Rate der Biomasse-Bildung, üblicherweise pro Tag
Phytomasse:	Summe aus Bio- und Nekromasse
SOM:	Soil Organic Matter, organische Bodensubstanz
SOC:	Soil Organic Carbon, organischer Bodenkohlenstoff
Stabw:	Standardabweichung
Standing dead:	bereits abgestorbenes oberirdischen Pflanzenmaterial, das noch mit der Pflanze verbunden ist
Streu:	abgestorbenes oberirdisches Pflanzenmaterial ohne Verbindung zur Pflanze
t:	Tonne
TOC:	Total Organic Carbon
SE:	Standardfehler des Mittelwertes : $SE = \text{Stabw}^2/n$.
Signifikanz:	Folgende Bezeichnung wird verwendet: * = 5 %-Niveau: ** = 1 %-Niveau

8.2 Verzeichnis der Abbildungen

Abb. 1.1:	Schematische Darstellung möglicher Auswirkungen und Rückkopplungen in einem Klima-Kohlenstoffkreislauf-System.....	3
Abb. 1.2:	Vereinfachte Darstellung des Elementkreislaufs in alpinen Böden und der wichtigsten Untersuchungsbereiche der vorliegenden Arbeit.	6
Abb. 2.1:	Höhenabhängigkeit des Kohlenstoffgehalts der Feinerde auf Grund von Literaturdaten mit Angabe der Dichte (Müller, 1983).....	26
Abb. 2.2:	Profilverteilung des prozentualen Kohlenstoffgehalts in alpinen Böden auf Grund von Literaturdaten ohne Angabe der Dichte.	27
Abb. 3.1:	Lage des Untersuchungsgebietes in Bezug auf Klosters (GR) (Auf der Karte oben links) sowie Standort Untersuchungsflächen im Vereina-Tal.	43
Abb. 4.1:	Profilverteilung von Wurzeln (% der Gesamtprobe) und C_{Org} (%) der nassen resp. trockenen Skelettabtrennung.....	47
Abb. 4.2:	Vergleich zweier Analysemethoden der C-Bestimmung mit linearer Regression.....	50
Abb. 4.3:	Bild der verwendeten Entnahmewerkzeuge (Bohrrohr mit Aufsatz, Plastikhüllen und Hammer) und Beispiel einer Säule nach der zweijährigen Verpflanzung an Ort (rechts).	56
Abb. 4.4:	Zeitraum der Messung der Bodentemperatur an verschiedenen Standorten im Untersuchungsgebiet.....	57
Abb. 4.5:	Schema der chemischen Fraktionierung von organischer Substanz in Böden.....	59
Abb. 4.6:	Gewichtszunahme von Wurzel- und Sprossmaterial durch Wasseraufnahme nach der Trocknung bei 105 °C.	65
Abb. 5.1:	Einfluss der Profiltiefe auf den Verlauf der Bodentemperaturen an den verschiedenen Untersuchungsstandorten.....	70
Abb. 5.2:	Einfluss der Schneedecke auf die Temperatur an der Bodenoberfläche und in 25 cm Bodentiefe an verschiedenen Standorten.....	71
Abb. 5.3:	Zusammenhang zwischen Phytomasse (g/m^2) auf den entnommenen Bodensäulen und der Höhe über Meer mit exponentieller Trendlinie.....	78
Abb. 5.4:	Auswirkung unterschiedlicher Beprobungsdichten auf die prozentuale Fehlertoleranz: Oberirdische Phytomasse auf der Oberfläche der entnommenen Bodensäulen am Standort 'Jöri'.	79
Abb. 5.5:	Höhenabhängigkeit der Qualität von oberirdischem Pflanzenmaterial.....	80
Abb. 5.6:	Einfluss des Zeitpunktes der Ausaperung auf die oberirdische Produktion.	82
Abb. 5.7:	Einfluss des Zeitpunktes der Ausaperung auf die oberirdische Phytomasse.....	83
Abb. 5.8:	Höhenabhängigkeit der oberirdischen Produktion auf Grund abgeernteter Testfelder.....	84
Abb. 5.9:	Höhenabhängigkeit der oberirdischen Phytomasse am Ende der Vegetationsperiode auf Grund abgeernteter Testfelder.....	85
Abb. 5.10:	Zusammenhang zwischen oberirdischer Phytomasse und Produktion auf Grund abgeernteter Testfelder.	86
Abb. 5.11:	Zusammenhang zwischen oberirdischer Phytomasse am Ende der Vegetationsperiode und der Nekromasse (Ernte nach der Schneeschmelze).....	87
Abb. 5.12:	Oberirdische Phytomasse (g/m^2) auf Grund abgeernteter Testfelder: Abhängigkeit von der durchschnittlichen Bodentemperatur der Vegetationsperiode (°C, links) und von der Länge der Vegetationsperiode (Tage, rechts).....	88

Abb. 5.13:	Oberirdische Produktion ($\text{g/m}^2 \cdot \text{Jahr}$) auf Grund abgeernteter Testfelder: Abhängigkeit von der durchschnittlichen Bodentemperatur der Vegetationsperiode ($^{\circ}\text{C}$, links) und von der Länge der Vegetationsperiode (Tage, rechts).....	89
Abb. 5.14:	Oberirdische Produktion pro Tag ($\text{g/m}^2 \cdot \text{Jahr}$) auf Grund abgeernteter Testfelder: Abhängigkeit von der durchschnittlichen Bodentemperatur der Vegetationsperiode ($^{\circ}\text{C}$, links) und von der Länge der Vegetationsperiode (Tage, rechts).....	90
Abb. 5.15:	Gemessene Phytomasse an verschiedenen Untersuchungsflächen: Vergleich von zwei Methoden (Phytomasse auf Bohrkernen und auf Testfeldern) mit 1 : 1-Geraden.....	91
Abb. 5.16:	Höhenabhängigkeit des Phytomasse/Produktion-Quotienten.....	93
Abb. 5.17:	Auswirkung unterschiedlicher Beprobungsdichten auf die prozentuale Fehlertoleranz: Wurzelgehalte 0 - 10 cm (links) und für das gesamte Profil am Standort 'Jöri'.	97
Abb. 5.18:	Durchschnittliche Wurzelgehalte an den einzelnen Standorten. Links: Tiefenverteilung in $\text{g/m}^2 \cdot \text{cm}$ Tiefe ; rechts: Summenkurve der Wurzelgehalte (Minimum, Durchschnitt, Maximum).	99
Abb. 5.19:	Höhenabhängigkeit der Wurzelgehalte für den Profilbereich 0 - 10 cm, 0 - 20 cm sowie für das gesamte Profil. Unten rechts: Anteil der obersten 20 cm am totalen Wurzelgehalt.	100
Abb. 5.20:	Einfluss der Beweidung auf die Wurzelgehalte.....	101
Abb. 5.21:	Höhenabhängigkeit des Verhältnisses oberirdischer zu unterirdischer Phytomasse.....	101
Abb. 5.22:	Saisonale Dynamik der Wurzelgehalte auf Grund von Mischproben. Links: Veränderung verschiedener Wurzelklassen (% des Trockengewichts der Probe); rechts: Prozentuale Änderung im Verhältnis zum maximalen Wurzelgehalt. Wurzel total: 0 - 20 cm.	104
Abb. 5.23:	Höhenabhängigkeit des ober- und unterirdischen sowie des totalen C- und N-Inputs.....	108
Abb. 5.24:	Höhenabhängigkeit des Verhältnisses von oberirdischem zu unterirdischem C- und N- Input. Wurzeldynamik: Input Total.....	108
Abb. 5.25:	Höhenabhängigkeit der Gewichtsverluste in den Dekompositionsbeutel. Durchschnittswerte mit Standardabweichung aus jeweils 5 Einzelproben.	112
Abb. 5.26:	Einfluss des Ausaperungszeitpunktes auf den Gewichtsverlust der Streubeutel mit Sprossmaterial an verschiedenen Probestellen.....	113
Abb. 5.27:	Einfluss des Bodenwasserhaushaltes auf den Gewichtsverlust von Streubeutel mit Sprossmaterial nach einem Jahr.	114
Abb. 5.28:	Höhenabhängigkeit der Qualitätsveränderung von Wurzel- und Sprossmaterial nach einjährigem Abbau in Dekompositionsbeuteln. Regressionsgerade des C/N- Verhältnisses.....	116
Abb. 5.29:	Einfluss des Ausaperungszeitpunktes auf die Qualitätsveränderung der Sprossmaterials nach einjährigem Abbau in Dekompositionsbeuteln.....	117
Abb. 5.30:	Einfluss des Bodenwasserhaushaltes auf die Qualitätsveränderung des Sprossmaterials nach einjährigem Abbau in Dekompositionsbeuteln.....	118
Abb. 5.31:	Variabilität von pedologischen Parametern auf der Testfläche 'Jöri'.	122
Abb. 5.32:	Auswirkung unterschiedlicher Beprobungsdichten auf die prozentuale Fehlertoleranz: Skelettgehalt 0 - 20 cm (links) und Lagerungsdichte 0 - 20 cm (rechts) am Standort 'Jöri'.	123
Abb. 5.33:	Auswirkung unterschiedlicher Beprobungsdichten auf die prozentuale Fehlertoleranz: Gespeicherte C-Mengen der Feinerde (kg/m^2), 0 - 10 cm, 0 - 20 cm und für das gesamte Profil (unten) am Standort 'Jöri'.	124
Abb. 5.34:	Auswirkung unterschiedlicher Beprobungsdichten auf die prozentuale Fehlertoleranz: Gespeicherte N-Mengen der Feinerde (kg/m^2), 0 - 10 cm, 0 - 20 cm und für das gesamte Profil (unten) am Standort 'Jöri'.	125
Abb. 5.35:	Durchschnittliche Tiefenverteilung der Skelett-, Wurzel- und Feinerdeanteile (%) sowie der Aufbereitungsverluste an den verschiedenen Untersuchungsstandorten.	130

Abb. 5.36:	Höhenabhängigkeit des Skelettgehalts in den Profilmereichen 0 - 5 cm, 5 - 10 cm und der untersuchten Profiltiefe (unten) mit linearer Regression.....	132
Abb. 5.37:	Höhenabhängigkeit der Lagerungsdichte in verschiedenen Profilmereichen mit linearer Regression.	133
Abb. 5.38:	Profilverlauf der Kohlenstoffgehalte der Feinerde (%) an den verschiedenen Untersuchungsstandorten.....	134
Abb. 5.39:	Profilverlauf der Stickstoffgehalte der Feinerde (%) an den verschiedenen Untersuchungsstandorten.....	135
Abb. 5.40:	Profilverlauf des C/N-Verhältnisses der Feinerde an den verschiedenen Untersuchungsstandorten.....	136
Abb. 5.41:	Profilverlauf des total gespeicherten Kohlenstoffs ($\text{kg/m}^2 \cdot \text{cm}$ Tiefe) in der Feinerde an den verschiedenen Untersuchungsstandorten.....	139
Abb. 5.42:	Höhenabhängigkeit des total gespeicherten Kohlenstoffs (kg/m^2) in der Feinerde auf Grund aller untersuchten Bodensäulen (links) und mit Einbezug der Daten aus den Arbeiten von Schumacher (1999) und Schurter (1999).	141
Abb. 5.43:	Abhängigkeit der gespeicherten C-Mengen im Bereich der Jöri-Seen (2'525 m ü. M.) von der Vegetationsbedeckung (%) und von der Hangneigung.....	142
Abb. 5.44:	Profilverlauf des total gespeicherten Stickstoffs ($\text{kg/m}^2 \cdot \text{cm}$ Tiefe) in der Feinerde an den verschiedenen Untersuchungsstandorten.....	144
Abb. 5.45:	Höhenabhängigkeit des total gespeicherten Stickstoffs (kg/m^2) in der Feinerde auf Grund aller untersuchten Bodensäulen.....	145
Abb. 5.46:	Durchschnittliche Tiefenverteilung der total gespeicherten C-Mengen ($\text{kg/m}^2 \cdot \text{cm}$ Tiefe) an den verschiedenen Untersuchungsstandorten.	151
Abb. 5.47:	Durchschnittliche Tiefenverteilung der total gespeicherten N-Mengen ($\text{kg/m}^2 \cdot \text{cm}$ Tiefe) an den verschiedenen Untersuchungsstandorten.	153
Abb. 5.48:	Beispiele zum Methodentest des Verpflanzungsexperiments: Bodendichten (oben) und Skelettanteile (unten) für die Tiefenbereiche 0 - 5 cm und 0 - 20 cm.....	156
Abb. 5.49:	Oberirdische Vegetation auf den entnommenen Säulen. Foto: Verpflanzung am Standort 'Jöri' mit Markierungsring und ungefähre Lage der Säule (links), Verpflanzung nach 'Vereina' (rechts).....	158
Abb. 5.50:	Resultate des Verpflanzungsexperiments: Auf den Säulen geerntete Phytomassen.	158
Abb. 5.51:	Resultate des Verpflanzungsexperiments: Wurzelmengen in verschiedenen Profiltiefen.	159
Abb. 5.52:	Resultate des Verpflanzungsexperiments: In der Feinerde gespeicherte C- (oben) und N-Mengen (unten) für zwei verschiedene Profilmereiche.	160
Abb. 5.53:	C und N (rechts) in den verschiedenen Fraktionen der chemischen Fraktionierung.....	166
Abb. 5.54:	Höhenabhängigkeit der absolut gespeicherten C- und N-Mengen in Fulvosäuren (FS) und Huminsäuren (HS) der Feinerde in den obersten 20 cm der Bodenprofile.....	169
Abb. 5.55:	C/N-Verhältnis in verschiedenen Fraktionen der organischen Substanz (links) und Fulvosäuren/Huminsäuren-Verhältnis für organischen C und N.....	170
Abb. 6.1:	Ober- und unterirdische C- und N-Produktion in Abhängigkeit von der Länge der Vegetationsperiode.....	179
Abb. 6.2:	Oben: Höhenabhängigkeit des Verhältnisses vom gesamten jährlichen Element-Input zur in der Feinerde gespeicherten Elementmenge; unten: Abhängigkeit der gespeicherten Elementmengen vom jährlichen Input.....	184
Abb. 8.1:	Bilder der einzelnen Untersuchungsflächen.	217
Abb. 8.2:	Skizzen zu den Entnahmestellen der einzelnen Bodensäulen auf den gewählten Untersuchungsflächen.....	218
Abb. 8.3:	Skizzen der Bodenprofile an den ausgewählten Untersuchungsstandorten.....	222
Abb. 8.4:	Fotografien der Bodenprofile.....	223

8.3 Verzeichnis der Tabellen

Tab. 2.1:	Der globale Kohlenstoffkreislauf: Gespeicherte Kohlenstoffmengen in verschiedenen 'Pools' nach verschiedenen Autoren.	8
Tab. 2.2:	Jährliche Flüsse im globalen Kohlenstoffkreislauf (Gt C / Jahr).....	10
Tab. 2.3:	Phytomasse nach Bodennutzung für alpine Kategorien in der Schweiz.....	18
Tab. 2.4:	Oberirdische Phytomasse- und Streuvorräte von verschiedenen Beständen im Grossglocknergebiet.....	18
Tab. 2.5:	Oberirdische Nettoproduktion.....	19
Tab. 2.6:	Produktivität alpiner Ökosysteme in Amerika.....	19
Tab. 2.7:	Oberirdische und unterirdische Phytomasse sibirischer Ökosysteme.....	21
Tab. 2.8:	Zusammenstellung der Phytomassevorräte alpiner Strauch- und Rasengesellschaften.....	21
Tab. 2.9:	Typische Werte ober- und unterirdischer Produktion in Wiesen (Deutschland, Tschechoslowakei, Polen, UdSSR).	22
Tab. 2.10:	Durchschnittliche Dekompositionsraten an verschiedensten Standorten.	30
Tab. 2.11:	Anteile der chemischen Fraktionierung für verschiedenes Ausgangssubstrat.....	34
Tab. 2.12:	Prozentuale Anteile von C und N in Humin- und Fulvosäuren von Böden verschiedener Klimazonen.....	34
Tab. 3.1:	Bezeichnung und Lage der einzelnen Untersuchungsflächen.....	44
Tab. 4.1:	Erläuterung der einzelnen Fraktionen bei der Aufbereitung der Bodenproben.....	48
Tab. 4.2:	Zusammenstellung der verwendeten Säulen für die Mischproben zur Fraktionierung der organischen Substanz.....	59
Tab. 5.1:	Daten der Schneebedeckung an den verschiedenen Standorten auf Grund der Temperaturlogger-Daten und daraus abgeleitete Dauer der Vegetationsperioden.	73
Tab. 5.2:	Höhenabhängigkeit der Dauer der Vegetationsperiode im Vereina-Tal.....	73
Tab. 5.3:	Monatsdurchschnitte der Bodentemperaturen (°C).....	74
Tab. 5.4:	Zusammenstellung ökologisch relevanter Daten auf Grund der Temperaturmessungen an den verschiedenen Standorten.....	76
Tab. 5.5:	Oberirdische Phytomasse auf einzelnen Bodensäulen für die verschiedenen Untersuchungsflächen (g/m ²).	78
Tab. 5.6:	Zusammenfassung der oberirdischen Produktion und der oberirdischen Phytomasse auf den Untersuchungsflächen sowie des Phytomasse/Produktion-Verhältnisses.....	92
Tab. 5.7:	Zusammenfassung der durchschnittlichen jährlichen oberirdischen C- und N-Produktion auf den einzelnen Untersuchungsflächen (g/m ²).	94
Tab. 5.8:	C- und N-Gehalte von groben (GW) und feinen Wurzeln (FW) in verschiedenen Tiefenbereichen am Standort 'Jöri' (FW: n = 6; GW: n = 8).....	96
Tab. 5.9:	Zusammenfassung der durchschnittlichen Wurzelgehalte, unterirdischer Umsatzraten und der unterirdischen C- und N-Produktion auf den einzelnen Flächen.....	105
Tab. 5.10:	Methodentest Dekompositionsexperiment: Materialverlust der Dekompositionsbeutel durch Ein- und Auswaage.....	110
Tab. 5.11:	Dekompositionsraten 'k' auf Grund der Gewichtsverluste des Dekompositionsexperiments und eines einfachen exponentiellen Abbaumodells gemäss Kap. 4.6.....	115
Tab. 5.12:	Typische Eigenschaften der untersuchten Böden. Horizontbezeichnung, pH-Werte und durchschnittliche C- und N-Gehalte der Feinerde.....	128
Tab. 5.13:	Durchschnittlich gespeicherte C-Mengen in der Feinerde (kg/m ²) an den verschiedenen Untersuchungsstandorten.	138

Tab. 5.14:	Durchschnittlich gespeicherte N-Mengen in der Feinerde (kg/m^2) an den verschiedenen Untersuchungsstandorten.....	143
Tab. 5.15:	Standort 'Jöri': Ausgewählte Korrelationskoeffizienten nach Spearman (r_s) zwischen verschiedenen Parametern der entnommenen Bodensäulen und den profilumfassend in der Feinerde gespeicherten C- und N-Mengen (kg/m^2).....	146
Tab. 5.16:	Standort 'Jöri': Multiples Regressionsmodell für C- resp. N-Mengen in der Feinerde des gesamten Profils ohne den Einbezug von chemischen Analyseresultaten.....	147
Tab. 5.17:	Standort 'Jöri': Multiples Regressionsmodell für C- resp. N-Mengen in der Feinerde des totalen Profils unter Verwendung von Analyseresultaten.....	148
Tab. 5.18:	Gesamtes Untersuchungsgebiet: Ausgewählte Korrelationskoeffizienten nach Spearman (r_s) zwischen verschiedenen Parametern der entnommenen Bodensäulen und den profilumfassend in der Feinerde gespeicherten C- und N-Mengen (kg/m^2).....	148
Tab. 5.19:	Gesamtes Untersuchungsgebiet: Multiples Regressionsmodell für C- resp. N-Mengen in der Feinerde des gesamten Profils ohne die Verwendung von Analyseresultaten.....	149
Tab. 5.20:	Gesamtes Untersuchungsgebiet: Multiples Regressionsmodell für C- resp. N-Mengen in der Feinerde des totalen Profils unter Verwendung von Analyseresultaten.....	150
Tab. 5.21:	Methodentest zum Verpflanzungsexperiment: Statistischer Vergleich der Bodensäulen: Zusammenstellung der p-Werte des Mann-Whitney U-Tests.....	157
Tab. 5.22:	Resultate des Verpflanzungsexperiments: Statistischer Vergleich der Bodensäulen: Zusammenstellung der p-Werte des Mann-Whitney U-Tests.	161
Tab. 5.23:	Absolut gespeicherte C-Mengen in chemischen Fraktionen der organischen Substanz an verschiedenen Untersuchungsstandorten (kg/m^2).....	168
Tab. 5.24:	Absolut gespeicherte N-Mengen in chemischen Fraktionen der organischen Substanz an verschiedenen Untersuchungsstandorten (kg/m^2).....	168
Tab. 6.1:	Zusammenfassung von Kennzahlen für die verschiedenen Untersuchungsflächen: Ober- und unterirdischer Element-Input.....	179
Tab. 6.2:	Zusammenstellung der gespeicherten C- und N-Mengen in ober- und unterirdischer Phytomasse sowie der Feinerde (g/m^2).....	183
Tab. 8.1:	Standort 'Jöri': Prozentuale Anteile der einzelnen Fraktionen für verschiedene Tiefenintervalle.	219
Tab. 8.2:	Standort 'Frömdvereina': Prozentuale Anteile der einzelnen Fraktionen für verschiedene Tiefenintervalle.....	219
Tab. 8.3:	Standort 'Vereina': Prozentuale Anteile der einzelnen Fraktionen für verschiedene Tiefenintervalle.	219
Tab. 8.4:	Standort 'Stutzalp': Prozentuale Anteile der einzelnen Fraktionen für verschiedene Tiefenintervalle.	220
Tab. 8.5:	Standort 'Stutzegg': Prozentuale Anteile der einzelnen Fraktionen für verschiedene Tiefenintervalle.	220
Tab. 8.6:	Lagerungsdichten an den Untersuchungsstandorten (g/cm^3).....	220
Tab. 8.7:	Prozentuale Anteile der Verluste bei der Aufbereitung am Gesamtgewicht der Proben für die verschiedenen Untersuchungsstandorte.	220
Tab. 8.8:	Resultate des Dekompositionsexperimentes: Prozentuale Materialverlust der Dekompositionsbeutel während eines Jahres. Resultate von jeweils 5 Einzelproben.....	221
Tab. 8.9:	Resultate des Dekompositionsexperimentes: C- und N-Ausgangsgehalte und Veränderung der C- resp. N-Gehalte nach einjährigem Abbau.	221

8.4 Zusammenstellung der Resultate

Ein vollständiger Datensatz mit allen verwendeten Resultaten kann bezogen werden bei:

Abteilung Physische Geographie
Geographisches Institut der Universität Zürich
Winterthurerstr. 190
8057 Zürich

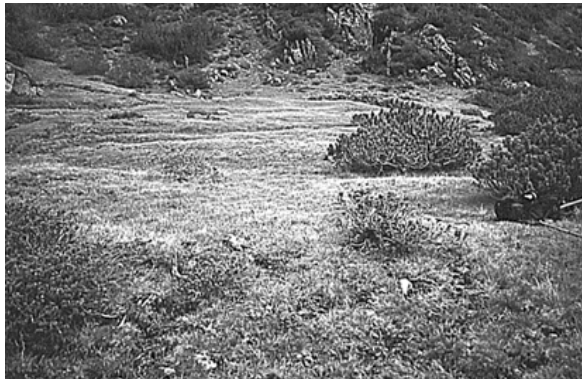
'Jöri'



'Frömdvereina'



'Vereina'



'Stutzalp'



'Stutzegg'



Abb. 8.1: Bilder der einzelnen Untersuchungsflächen.

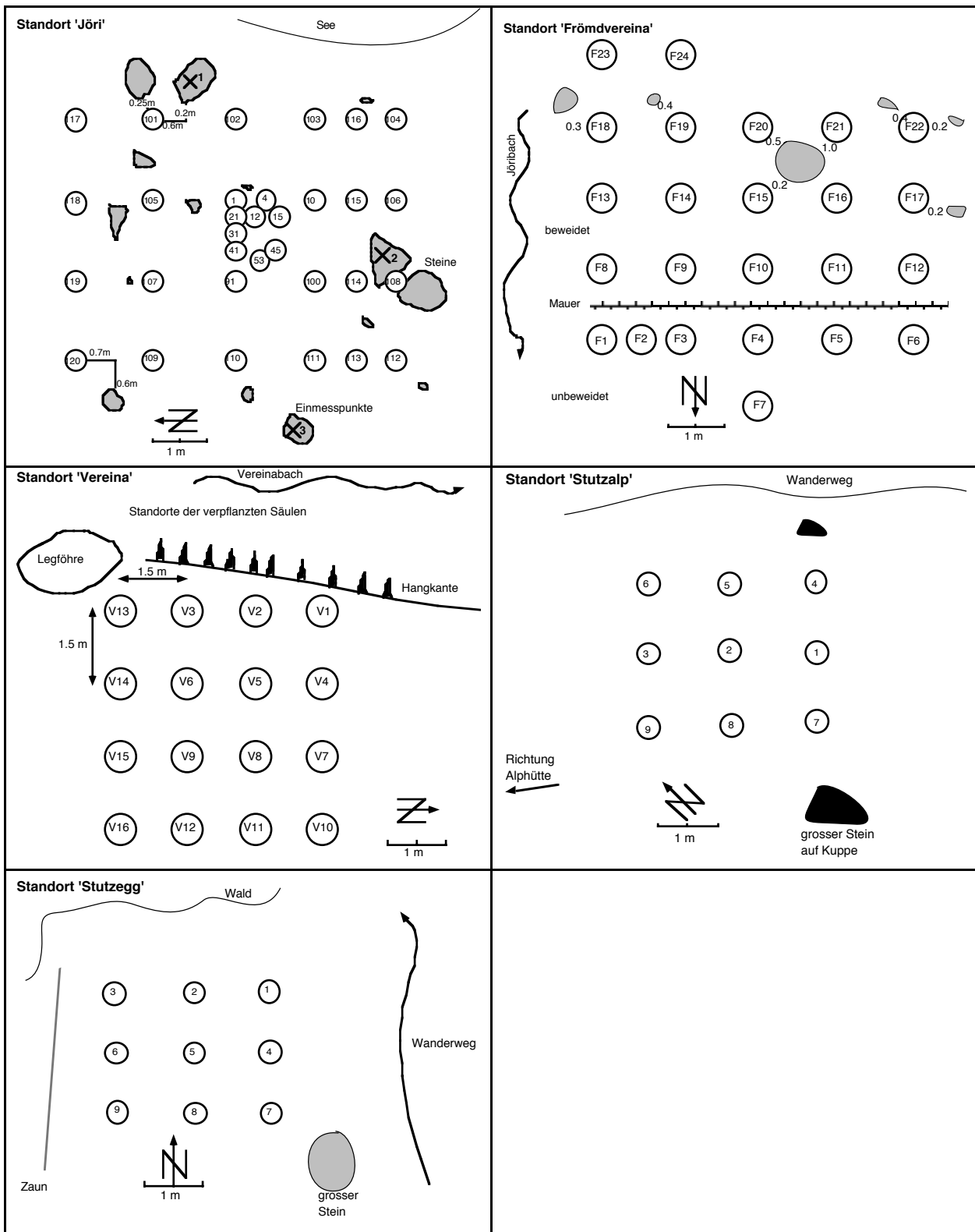


Abb. 8.2: Skizzen zu den Entnahmestellen der einzelnen Bodensäulen auf den gewählten Untersuchungsflächen.
 'Jöri' (oben links), 'Frömdvereina' (oben rechts), 'Vereina' (mitte links), 'Stutzalp' (mitte rechts), 'Stutzegg' (unten).

Tab. 8.1: Standort 'Jöri': Prozentuale Anteile der einzelnen Fraktionen für verschiedene Tiefenintervalle.

(0-5 cm: n = 32; 5 - 10 cm: n = 31; 10 - 20 cm: n = 31; 20 - 30 cm: n = 20; 30 - 33 cm: n = 1).

Tiefe	Skelett (%)			Grobwurzeln (%)			Feinwurzeln (%)			Feinerde (%)		
	Min	Ø	Max	Min	Ø	Max	Min	Ø	Max	Min	Ø	Max
0-5 cm	0.4	5.0	24.0	1.5	3.9	10.1	0.2	1.8	6.3	72.5	89.0	95.7
5-10 cm	7.2	24.7	79.4	0.1	0.4	0.8	0.1	0.3	0.8	20.0	74.1	91.2
10-20 cm	29.0	42.8	60.5	0.1	0.3	0.5	0.0	0.3	1.3	39.0	56.5	69.7
20-30 cm	33.8	46.5	63.9	0.0	0.1	0.5	0.0	0.1	0.4	35.2	53.0	66.0
30-33 cm	-	57.8	-	-	0.1	-	-	0.1	-	-	42.0	-

Die prozentualen Anteile von Skelett, Feinerde sowie Grob- und Feinwurzeln ergänzen sich zusammen mit den Verlusten der Aufbereitung (Tab. 8.7) auf 100 %.

Tab. 8.2: Standort 'Frömdvereina': Prozentuale Anteile der einzelnen Fraktionen für verschiedene Tiefenintervalle.

(0 - 5 cm: n = 24; 5 - 10 cm: n = 24; 10 - 15 cm: n = 22; 15 - 20 cm: n = 20; 20 - 25 cm: n = 18; 25 - 30 cm: n = 11; 30 - 35 cm: n = 6; 35 - 45 cm: n = 3; 40 - 45 cm: n = 2; 30 - 35 cm: n = 1).

Tiefe	Skelett (%)			Grobwurzeln (%)			Feinwurzeln (%)			Feinerde (%)		
	Min	Ø	Max	Min	Ø	Max	Min	Ø	Max	Min	Ø	Max
0-5 cm	0.0	7.4	41.8	3.5	8.5	18.9	0.0	0.9	5.3	52.8	82.3	93.6
5-10 cm	0.2	14.6	61.8	0.4	1.6	3.8	0.0	0.2	1.3	37.8	83.0	98.4
10-15 cm	0.2	18.7	53.8	0.2	0.8	1.7	0.0	0.2	1.1	45.1	80.0	99.3
15-20 cm	0.0	36.8	86.7	0.0	0.3	1.3	0.0	0.1	0.3	13.2	62.5	99.5
20-25 cm	0.2	54.5	81.3	0.0	0.2	0.7	0.0	0.1	0.2	18.6	45.1	98.6
25-30 cm	0.3	44.2	85.2	0.0	0.1	0.4	0.0	0.0	0.1	14.6	55.4	99.2
30-35 cm	0.0	35.3	85.1	0.0	0.2	0.5	0.0	0.0	0.1	14.8	64.1	98.6
35-40 cm	13.3	34.8	54.6	0.0	0.1	0.2	0.0	0.0	0.0	45.4	64.5	84.5
40-45 cm	20.3	42.8	65.3	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	34.5	57.1	79.7
45-50 cm	80.6	80.6	80.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	19.2	19.2	19.2

Tab. 8.3: Standort 'Vereina': Prozentuale Anteile der einzelnen Fraktionen für verschiedene Tiefenintervalle.

(0 - 5 cm: n = 16; 5 - 10 cm: n = 16; 10 - 20 cm: n = 14; 20 - 30 cm: n = 9; 30 - 40 cm: n = 2; 40 - 50 cm: n = 1)

Tiefe	Skelett (%)			Grobwurzeln (%)			Feinwurzeln (%)			Feinerde (%)		
	Min	Ø	Max	Min	Ø	Max	Min	Ø	Max	Min	Ø	Max
0-5 cm	0.0	2.7	6.1	4.6	14.1	31.3	0.1	0.6	2.3	62.2	81.7	92.0
5-10 cm	0.0	9.9	44.3	0.2	1.7	5.7	0.0	0.5	4.8	54.9	87.2	98.3
10-20 cm	10.4	45.7	71.7	0.1	0.3	1.0	0.0	0.2	1.0	28.1	53.6	89.0
20-30 cm	61.7	66.6	70.9	0.0	0.1	0.2	0.0	0.0	0.2	29.0	33.1	37.6
30-40 cm	70.4	76.3	82.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	17.7	23.6	29.6
40-50 cm	-	76.5	-	-	0.0	-	-	0.0	-	-	23.4	-

Die prozentualen Anteile von Skelett, Feinerde sowie Grob- und Feinwurzeln ergänzen sich zusammen mit den Verlusten der Aufbereitung (Tab. 8.7) auf 100 %.

Tab. 8.4: Standort 'Stutzalp': Prozentuale Anteile der einzelnen Fraktionen für verschiedene Tiefenintervalle.
(0-5 cm: n = 9; 5-10 cm: n = 9; 10-20 cm: n = 9; 20-30 cm: n = 9; 30 - 40 cm: n = 8; 40 - 50 cm: n = 2).

Tiefe	Skelett (%)			Grobwurzeln (%)			Feinwurzeln (%)			Feinerde (%)		
	Min	Ø	Max	Min	Ø	Max	Min	Ø	Max	Min	Ø	Max
0-5 cm	0.2	1.6	4.2	9.3	12.9	19.5	0.3	1.2	2.9	78.4	84.0	87.4
5-10 cm	0.5	2.3	7.7	0.3	1.6	2.9	0.2	0.5	1.6	90.5	95.2	98.3
10-20 cm	0.7	8.9	27.8	0.0	0.4	0.9	0.0	0.2	0.4	72.1	90.3	98.8
20-30 cm	0.6	22.5	69.6	0.1	0.4	1.6	0.0	0.1	0.4	30.3	76.9	98.7
30-40 cm	0.7	33.9	70.7	0.0	0.2	0.3	0.0	0.1	0.4	29.2	65.7	98.5
40-50 cm	1.3	28.9	56.4	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	43.3	70.6	98.0

Tab. 8.5: Standort 'Stutzegg': Prozentuale Anteile der einzelnen Fraktionen für verschiedene Tiefenintervalle.
(0-5 cm: n = 9; 5-10 cm: n = 9; 10-20 cm: n = 9; 20-30 cm: n = 8; 30 - 40 cm: n = 8; 40 - 50 cm: n = 6).

Tiefe	Skelett (%)			Grobwurzeln (%)			Feinwurzeln (%)			Feinerde (%)		
	Min	Ø	Max	Min	Ø	Max	Min	Ø	Max	Min	Ø	Max
0-5 cm	1.3	5.0	9.1	1.9	3.8	7.1	0.3	0.6	1.6	84.0	89.0	91.3
5-10 cm	3.4	12.2	19.9	0.2	0.5	1.0	0.1	0.1	0.3	78.3	86.7	95.3
10-20 cm	10.1	21.5	31.4	0.0	0.1	0.2	0.0	0.1	0.2	68.3	78.1	89.2
20-30 cm	12.5	27.0	38.1	0.0	0.04	0.1	0.0	0.1	0.1	61.5	72.6	86.9
30-40 cm	6.6	19.3	33.6	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	65.8	80.3	93.3
40-50 cm	13.8	30.0	49.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	50.0	69.8	85.8

Tab. 8.6: Lagerungsdichten an den Untersuchungsstandorten (g/cm³).

Tiefe	Jöri		Frömdvereina		Vereina		Stutzalp		Stutzegg	
	Ø	Stabw	Ø	Stabw	Ø	Stabw	Ø	Stabw	Ø	Stabw
0-5 cm	0.495	0.111	0.303	0.134	0.223	0.067	0.485	0.269	0.353	0.097
5-10 cm	0.947	0.219	0.536	0.264	0.521	0.308	0.296	0.082	0.856	0.123
10-20 cm	1.223	0.135	0.773	0.335	0.955	0.263	0.459	0.253	0.869	0.123
20-30 cm	1.557	0.204	1.189	0.557	1.374	0.253	0.538	0.430	0.896	0.160
30-40 cm	1.977	-	1.215	0.900	1.679	-	0.680	0.404	0.850	0.107
40-50 cm	-	-	1.525	-	1.614	-	1.081	1.066	1.028	0.226

Tab. 8.7: Prozentuale Anteile der Verluste bei der Aufbereitung am Gesamtgewicht der Proben für die verschiedenen Untersuchungsstandorte.

Tiefe (cm)	Jöri (%)				Frömdvereina (%)				Vereina (%)				Stutzalp (%)				Stutzegg (%)			
	Min	Ø	Max	n	Min	Ø	Max	n	Min	Ø	Max	n	Min	Ø	Max	n	Min	Ø	Max	n
0-5	0.1	1.0	2.1	32	0.0	0.8	2.8	24	0.1	0.9	2.3	16	0.2	0.5	0.8	9	0.1	1.7	4.1	9
5-10	0.0	0.4	0.9	31	0.0	0.5	1.0	24	0.1	0.7	1.6	16	0.0	0.3	0.7	9	0.1	0.6	0.9	9
10-15	-	-	-	-	0.0	0.4	1.7	22	0.0	0.3	0.9	3	-	-	-	-	-	-	-	-
15-20	-	-	-	-	0.0	0.4	3.0	20	0.1	0.3	0.7	3	-	-	-	-	-	-	-	-
10-20	0.0	0.2	0.6	31	-	-	-	-	0.0	0.3	0.9	10	0.0	0.1	0.5	9	0.0	0.2	0.5	9
20-25	-	-	-	-	0.0	0.2	1.0	18	-	1.0	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
25-30	-	-	-	-	0.0	0.3	0.9	11	-	0.1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
20-30	0.0	0.2	0.7	26	-	-	-	-	0.1	0.9	1.6	9	0.0	0.1	0.4	9	0.2	0.3	0.5	8
30-40	-	-	-	-	0.0	0.4	1.6	3	0.0	0.0	0.0	3	0.0	0.1	0.5	8	0.1	0.3	0.7	8

Tab. 8.8: Resultate des Dekompositionsexperimentes: Prozentuale Materialverlust der Dekompositionsbeutel während eines Jahres. Resultate von jeweils 5 Einzelproben.

Min: Minimum; Max: Maximum; Ø: Durchschnitt; Stabw: Standardabweichung.

Standort	Höhe	Material	Code	Verlust Min	Ø	Max	Stabw
Methodentest Spross		Spross	D 17	-0.39	0.05	0.60	0.44
Methodentest Wurzel		Wurzel	D 18	-0.74	0.83	4.16	1.94
Jöri, frühe Ausaperung	2'525	Spross	D 1	47.68	52.10	54.10	2.72
Jöri, sehr frühe Ausaperung	2'525	Spross	D 2	35.66	41.36	46.63	4.07
Jöri, mittlere Ausaperung	2'525	Spross	D 3	51.85	53.60	55.92	1.77
Jöri, späte Ausaperung	2'525	Spross	D 4	48.85	52.00	53.94	1.96
Frömd, frühe Ausaperung	2'240	Spross	D 5	49.65	51.77	54.87	2.16
Frömd, mittler Ausaperung, trocken	2'240	Spross	D 7	56.45	58.54	60.56	1.77
Frömd, späte Ausaperung, feuchter	2'240	Spross	D 8	44.34	50.34	55.16	4.12
Vereina, nass	1'895	Spross	D 9	49.78	52.26	53.10	1.56
Vereina, sehr nass	1'895	Spross	D 10	47.63	49.30	51.47	1.50
Vereina, trocken	1'895	Spross	D 11	48.71	50.82	52.24	1.32
Vereina, sehr trocken trocken	1'895	Spross	D 12	51.51	53.25	55.90	1.85
Stutzalp, feucht	1'835	Spross	D 13	48.32	51.78	54.66	2.46
Stutzalp, trocken	1'835	Spross	D 16	73.52	78.69	84.12	3.97
Jöri, Kuppe, mittlere Ausaperung	2'525	Wurzel	D 19	-2.92	2.22	9.06	4.80
Frömdvereina	2'240	Wurzel	D 20	7.69	14.85	20.31	4.64
Vereina, feucht	1'895	Wurzel	D 21	-1.36	5.77	13.34	5.46
Vereina, trocken	1'895	Wurzel	D 22	0.12	2.38	7.82	3.15

Tab. 8.9: Resultate des Dekompositionsexperimentes: C- und N-Ausgangsgehalte und Veränderung der C- resp. N-Gehalte nach einjährigem Abbau.

Veränderung: C- resp. N-Gehalt: relativ; C/N-Verhältnis: absolut.

Standort	Höhe	Mat.	Code	Gehalt (%)			Veränderung		
				C	N	C/N	C (%)	N (%)	C/N
Ausgangsmaterial Spross		Spross		49.7	3.0	16.8	-	-	-
Ausgangsmaterial Wurzel		Wurzel		52.1	1.5	35.3	-	-	-
Jöri, frühe Ausaperung	2'525	Spross	D 1	51.1	2.3	22.6	102.7	76.4	+5.8
Jöri, sehr frühe Ausaperung	2'525	Spross	D 2	51.1	2.8	18.2	102.8	95.1	+1.4
Jöri, mittlere Ausaperung	2'525	Spross	D 3	50.6	2.2	22.8	101.9	75.4	+5.9
Jöri, späte Ausaperung	2'525	Spross	D 4	51.9	2.5	20.7	104.4	84.9	+3.9
Frömd, frühe Ausaperung	2'240	Spross	D 5	50.4	1.8	27.3	101.4	62.7	+10.4
Frömdvereina, mittler Ausaperung	2'240	Spross	D 7	49.7	2.9	17.3	100.0	97.3	+0.5
Frömdvereina, späte Ausaperung	2'240	Spross	D 8	50.7	2.4	21.2	102.1	81.2	+4.3
Vereina, nass	1'895	Spross	D 9	50.5	2.8	18.3	101.6	93.8	+1.4
Vereina, sehr nass	1'895	Spross	D 10	51.0	2.7	19.1	102.6	90.5	+2.2
Vereina, trocken	1'895	Spross	D 11	51.1	2.7	19.3	102.9	90.0	+2.4
Vereina, sehr trocken trocken	1'895	Spross	D 12	51.1	2.7	18.6	102.8	93.0	+1.8
Stutzalp, feucht	1'835	Spross	D 13	50.1	3.1	16.2	100.7	104.5	-0.6
Stutzalp, trocken	1'835	Spross	D 16	43.6	2.4	18.0	87.8	82.0	+1.2
Jöri, Kuppe, mittlere Ausaperung	2'525	Wurzel	D 19	51.6	1.6	33.2	99.2	105.5	-2.1
Frömdvereina	2'240	Wurzel	D 20	51.3	1.5	34.8	98.6	100.0	-0.5
Vereina, feucht	1'895	Wurzel	D 21	51.5	1.6	32.0	98.8	109.1	-3.3
Vereina, trocken	1'895	Wurzel	D 22	51.4	1.9	26.7	98.8	130.3	-8.5

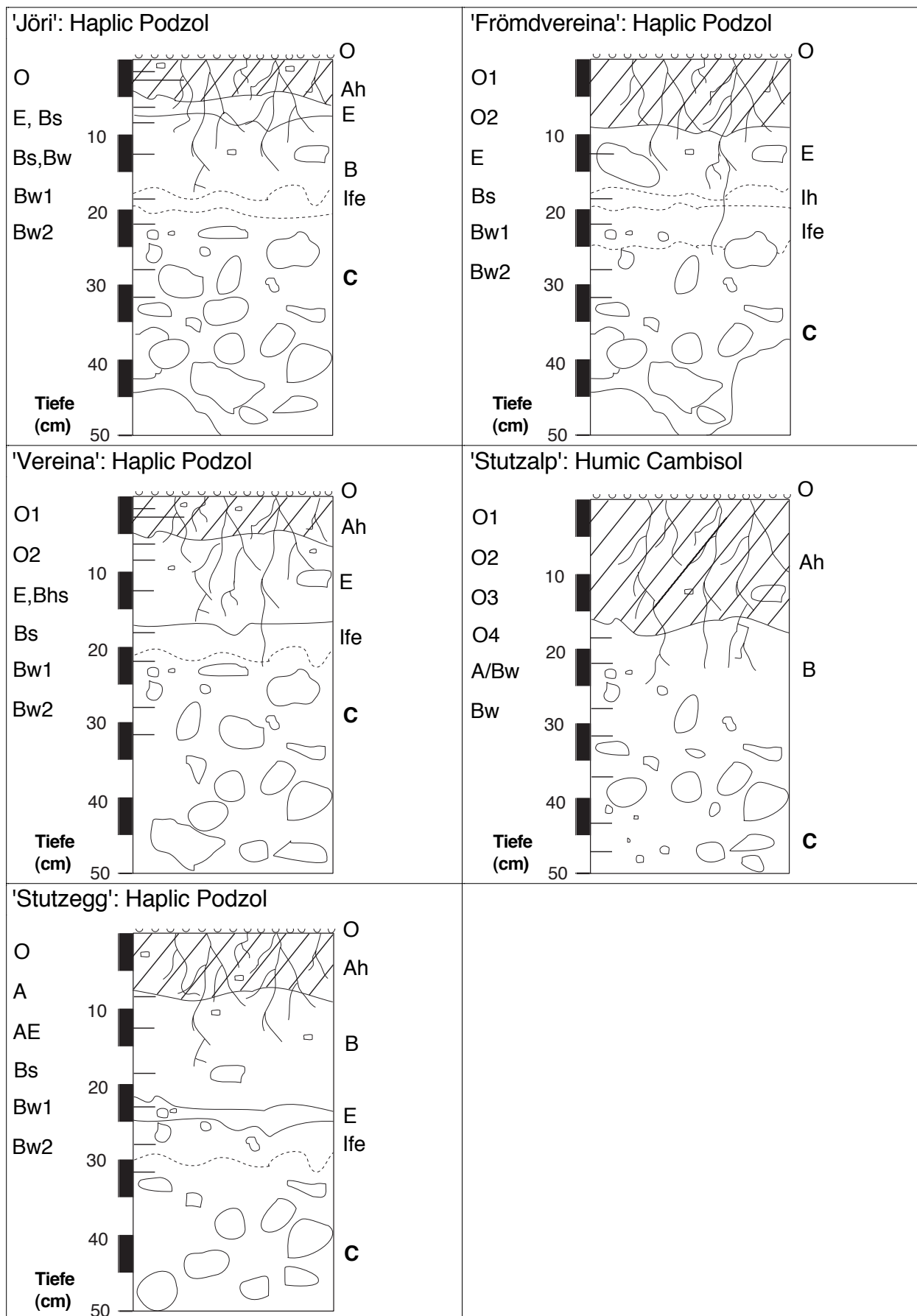


Abb. 8.3: Skizzen der Bodenprofile an den ausgewählten Untersuchungsstandorten.
 Links: Horizontbezeichnung der Tiefenintervalle (z. B. 0 - 5 cm, 5 - 10 cm, etc.)
 gemäss FAO-Unesco (1997) auf Grund der Analyseresultate (vgl. Tab. 5.12);
 rechts: Bezeichnung der Bodenhorizonte bei der Profilaufnahme im Feld.

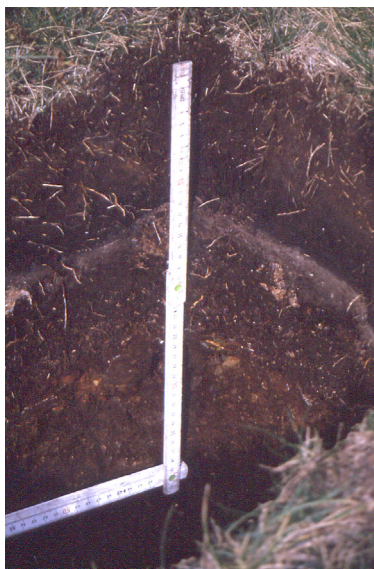
'Jöri'



'Frömdvereina'



'Vereina'



'Stutzalp'



'Stutzegg'



Abb. 8.4: Fotografien der Bodenprofile.

Lebenslauf

Christian Hitz

Lunastr. 4

8032 Zürich

geboren am 6. Mai 1969 in Baden

Bürger von Obersiggenthal, AG

Verheiratet mit Iris Schröder

Ausbildung:

1976 - 1981 Primarschule in Kirchdorf AG

1981 - 1985 Bezirksschule in Obersiggenthal

1985 - 1988 Mittelschule in Baden – Matura Typus C

1989 - 1994 Universität Zürich – Diplom in Geographie

Abschluss in den Fächern Geographie, Umweltlehre, Biologie, Mathematik und Geologie.

Diplomarbeit mit dem Titel: "Schwermetallbelastung an Eisenbahnlinien und Strassen im zürcherischen Furttal".

An der Universität und an der ETH Zürich besuchte ich Vorlesungen und Übungen bei:

Arter, H., Bernoulli, D., Brassel, K., Brunner, U., Burga, C., Capaul, U., Casey, M., Chanson, R., Cook, C. D., Davis, J., Dorigo, G., Dürst, A., Elsasser, H., Endress, P., Fitze, P., Flütsch, E., Furrer, G., Gehrig, R., Graf, K., Greuter, M., Gutermann, Th., Häberli, V., Haefner, H., Henz, H.-R., Holzhauser, H.P., Hsu, K. J., Itten, K., Keller, F., Keller, H., Keller, W. A., Kirchhofer, W., Kisimoto, H., Landolt, E., Leemann, A., Maisch, M., Meyer, H., Milnes, A., Mosler, H.-J., Nöthiger, R., Oswald, H. R., Paul, H., Philipsborn, W., Reichert, D., Robinson, J., Ruh, H., Rutishauser, R., Schelbert-Syfrig, H., Schindler, C., Seitz, G., Storrer, H. H., Stucki, S., Trommsdorff, V., Volkart, H. R., Wachter, D., Walther, P., Weibel, R., Werlen, B.

Während und nach dem Studium arbeitete ich bei der Fachstelle Bodenschutz des Kantons Zürich (FABO).

Seit August 1996 bin ich am Geographischen Institut der Universität Zürich als Assistent angestellt und verfasste unter der Leitung von Prof. Dr. P. Fitze die vorliegende Dissertation.

Seit Herbst 2000 unterrichte ich Geographie an der Kantonsschule Limmattal in Urdorf.