

Ökologie und Umweltsicherung

25/2005

Rekultivierung von
Rückstandshalden der Kaliindustrie

– 6 –

Begrünungsmaßnahmen auf der
Rückstandshalde des Kaliwerkes
Sigmundshall in Bokeloh

Silvia Niessing

Ökologie und Umweltsicherung

25/2005

**Begrünungsmaßnahmen auf der Rückstandshalde
des Kaliwerkes Sigmundshall
in Bokeloh**

Silvia Niessing

Universität Kassel

Fachgebiet Landschaftsökologie und Naturschutz
Witzenhausen

ISSN 0943-7223

Ökologie und Umweltsicherung

Herausgeber: Universität Kassel
Fachbereich Ökologische Agrarwissenschaften
Fachgebiet Landschaftsökologie und Naturschutz
Nordbahnhofstr. 1a
D-37213 Witzenhausen

Schriftleitung und Versand: Prof. Dr. H. Schmeisky

Jedem Autor werden 10 Exemplare kostenlos zur Verfügung gestellt. Darüber hinaus können weitere zum Selbstkostenpreis erworben werden. Für den Inhalt ist der Verfasser verantwortlich.

Nachdruck bzw. Teilabdruck dieser Veröffentlichung nur mit der Erlaubnis des Herausgebers.

Die vorliegende Arbeit wurde als Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades Doktor-Ingenieur (Dr.-Ing.) am Fachgebiet Landschaftsökologie und Naturschutz, Fachbereich 11 – Ökologische Agrarwissenschaften – der Universität Kassel, angefertigt.

Vorwort

Mein ganz persönlicher Dank gilt an erster Stelle meinem Doktorvater Herrn Prof. Dr. Helge Schmeisky, für die Überlassung des Themas und die hervorragende Betreuung der Arbeit. Darüber hinaus möchte ich mich für die konstruktive Kritik und die stets offene Gesprächsbereitschaft sehr herzlich bedanken. Sie hat mir in vielen Situationen wichtige Hinweise und Anregungen gegeben, die sich in der Arbeit wider spiegeln.

Herrn Prof. Dr. Klaus Wiemer gilt mein Dank für die Übernahme des Korreferats, sowie Herrn Prof. Dr. Ulrich Braukmann und Herrn Prof. Dr. Christian Richter für die Begleitung der Arbeit als Kommissionsmitglieder.

Meinen Kollegen Herrn Dr. Hubertus Hofmann und Herrn Frank Braunisch sei besonderer Dank für die kritische Überprüfung der Arbeit ausgesprochen. Ebenso danke ich Frau Sandra Wild, die bei der Durchsicht des Manuskriptes half.

Außerdem danke ich der Kali und Salz GmbH, insbesondere Herrn Dr. Ralf Diekmann sowie Herrn Klaus Rickens und Herrn Dr. Puder für die erfolgreiche Zusammenarbeit.

Für die Spurenelementanalysen sei dem Kaliforschungs-Institut herzlich gedankt.

Auch meinen Kolleginnen und Kollegen Frau Irmela Rohde, Frau Elsa Zwicker, Herrn Peter Jatho und Herrn Manfred Kunick sei für die tolle Unterstützung gedankt.

Von den vielen, denen ich Dank schulde, möchte ich vor allem meine Familie und meine Eltern nennen, die mich auf jede erdenkliche Weise unterstützt haben.

Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung	4
2 Problem- und Fragestellung	6
3 Stand der Forschung	9
4 Untersuchungsgebiet (Standort Sigmundshall)	11
4.1 Klima	11
4.2 Geologische Entwicklung der Salzlagerstätten	12
4.3 Historische Entwicklung des Kaliwerkes Sigmundshall	16
4.4 Abbau und Aufhaldung	16
5 Lage der Versuchsfelder	18
6 Material und Methoden	19
6.1 Aufnahme der Vegetation	19
6.2 Probennahme	19
6.3 Bestimmung der chemisch-physikalischen Parameter	20
6.3.1 Makronährstoffe	21
6.3.2 Mikronährstoffe/Schwermetalle	21
6.4 Bodenmechanik	22
6.5 Begrünungstechnik	26
6.6 Klimamessungen	28
6.7 REKAL	29
6.8 SAV-Stabilisat	30
6.8.1 Flugaschen (Puzzolane)	31
6.8.1.1 Gläser innerhalb der Flugasche	33
6.8.1.2 Korngrößenverteilung der Flugasche	34
6.8.2 Abbindereaktionen im SAV-Stabilisat	35
6.9 Wirbelschichtaschen	36
6.10 Biokompost	38
6.11 Dünger	38
6.12 Saatgut	39
6.13 Statistik	42
7 Aufbau Versuchsfeld Süd	43
7.1 Ansaatmischungen	45
7.2 Düngermengen	47
8 Ergebnisse und Diskussion – Versuchsfeld Süd	49
8.1 Vegetationsaufnahmen	49
8.2 Substratuntersuchungen	60
8.2.1 Makronährstoffe	68
8.2.2 Mikronährelemente	80
8.3 Nährelemente in der oberirdischen Biomasse	86
8.3.1 Makronährstoffe in der oberirdischen Biomasse	86
8.3.2 Mikronährelemente/Schwermetalle	93
8.4 Bodenmechanik	106

Inhaltsverzeichnis

9 Aufbau Versuchsfeld Nord	112
10 Ergebnisse und Diskussion – Versuchsfeld Nord	114
10.1 Begrünungsmaßnahmen	114
10.1.1 Ausgangssituation im Frühjahr 2002	114
10.1.2 Begrünungsversuch	115
10.2 Substratuntersuchungen	121
10.2.1 Makronährstoffe	123
10.2.2 Mikronährstoffe	125
10.3 Vegetationsaufnahmen	127
10.3.1 Biomasseertrag	127
10.3.2 Artenkombination	127
10.3.3 Atriplex-Problematik	129
10.4 Nährstoffe in der oberirdischen Biomasse	133
10.4.1 Makronährstoffe	133
10.4.2 Mikronährstoffe/Schwermetalle	135
10.5 Bodenmechanik	140
11 Ergebnisse und Diskussion der klimatologischen Untersuchungen	144
11.1 Niederschlagserfassung – Versuchsfeld Süd	144
11.2 Niederschlagserfassung – Versuchsfeld Nord	146
11.2.1 Vergleich unterschiedlicher Auffangflächen in 1 m Höhe	147
11.2.2 Niederschlagssammler Typ Hann. Münden bodeneben	148
11.2.3 Niederschlagsmessung Typ Hellmann	149
11.3 Lufttemperatur	150
11.4 Luftfeuchtigkeit	151
11.5 Bodentemperatur	152
11.6 Verteilung der Windrichtung	153
12 Schlussbetrachtung	154
13 Zusammenfassung	158
14 Abstract	163
15 Literatur	164
16 Anhang	180

1 Einleitung

Die Geschichte des Kalibergbaus begann in der Mitte des 19. Jahrhunderts, als 1856 in Staßfurt bei Magdeburg erstmals Kali gefunden wurde (SLOTTA, 1980). Der Kaliabbau verlief bis 1920 ausschließlich in den Kalilagerstätten des Deutschen Reiches. Deutschland hatte lange Zeit das Monopol bei der Kaliproduktion. Heute wird Kali in weiteren zehn Ländern gewonnen. Die Kaliproduktionsstätten haben eine Kapazität von insgesamt etwa 7 Millionen Tonnen Kali- und Magnesiumdüngemittel. Der Export dieser Waren erfolgt in ca. 70 Länder der Erde und entspricht weit über der Hälfte der Produktionskapazität.

Nach dem Krieg wurden nach und nach alle Kaliwerke von der Kali und Salz AG übernommen.

Heute sind noch 6 Kaliproduktionsstätten in Deutschland in Betrieb (siehe Abb. 1).



Abb. 1: Kaliproduktionsstätten in Deutschland, Quelle: (www.kalisalz.de)

Im Zuge des Kalibergbaus und der damit verbundenen Kaliaufbereitung mittels Heißverlösung, Flotation oder elektrostatischen Verfahrens kommt es zu Produktionsrückständen, die hauptsächlich aus Steinsalz (NaCl) bestehen. Daneben fallen noch Sylvin (KCl), Kieserit ($\text{MgSO}_4 \times \text{H}_2\text{O}$) und Carnallit ($\text{KCl} \times \text{MgCl}_2 \times 6\text{H}_2\text{O}$) sowie Anhydrit, Gips und Ton an. Nach der Aufbereitung und Verarbeitung bleiben ungefähr 3/4 der geförderten Rohsalzmenge als Rückstand übrig und werden zum Teil aufgehobdet. Die Zusammensetzung variiert je nach Lagerstätte und ist somit von Werk zu Werk verschieden.

Die aufgehobdeten Rückstände innerhalb Deutschlands können, wie in Tabelle 1 dargestellt, quantifiziert werden.

Tab. 1: Kalirückstandshalden in Deutschland,
aus KRUPP (2004)

Niedersachsen	> 60 Mill. m ³
Thüringen	~ 180 Mill. m ³
Sachsen-Anhalt	> 50 Mill. m ³
Hessen	> 180 Mill. m ³
Baden-Württemberg	> 18 Mill. m ³

In ganz Deutschland lagern Mengen von mehr als 500 Millionen m³ bzw. 1 Mrd. Tonnen Rückstände aus der Kaliindustrie auf Halden. Die Großhalden besitzen meist ein Volumen von über 20 Millionen m³ und bedecken eine Basisfläche von mehr als 25 ha. Sie sind rd. 100 m hoch (KRUPP, 2004).

Die Rückstandshalde des Werkes Sigmundshall/Bokeloh umfasst in etwa ein Volumen von 16 Mio. m³ auf einer Fläche von 40 ha. Zur Zeit werden jährlich ca. 800.000 t aufgehaldet. Zukünftig soll die Aufhalldung auf 400.000 t/a reduziert werden. Problematisch sind Kalirückstandshalden durch die von Niederschlägen verursachten Lösungsercheinungen und der damit verbundenen Belastung des Grundwassers bzw. der Vorfluter durch Chloridkonzentrationen. Deshalb ist es erstrebenswert, die Haldenabwässer mittels einer begrünbaren Oberflächenabdeckung und einer evapotranspirierenden Vegetationsdecke stark zu reduzieren.

Dabei ergeben sich jedoch Probleme in der Art und Beschaffenheit einer solchen Rückstandshalde. An erster Stelle stehen die schwer zugänglichen Haldenflanken mit großen Längen und steilen Böschungswinkeln. Des Weiteren bereitet die durch Lösungs- und Rekristallisationsvorgänge sehr mobile Oberfläche große Probleme. So sind bis jetzt alle Versuche mit statischen Abdeckungen fehlgeschlagen (SCHMEISKY et al., 1993, SCHMEISKY & LENZ, 1998).

Eine Abdeckung mit Boden wäre theoretisch möglich, ist aber in der Praxis nur schwer umsetzbar. Aufgrund der sehr steilen Haldenflanken, müsste der Böschungswinkel auf 1:3 abgeflacht werden, um die Standfestigkeit der Haldenflanken zu gewährleisten. Dies würde in der Regel eine derart große Fläche im Haldenvorland in Anspruch nehmen, die meistens nicht zur Verfügung steht, da Fabrikgebäude, Straßen, Gewässer oder Wohngebiete in unmittelbarer Nähe der Halden stehen. Zusätzlich würden enorme Mengen an homogenen Bodenmaterialien benötigt, die nicht immer ausreichend vorhanden sind.

Aufgrund der vorgenannten Probleme wird ein Abdecksubstrat gesucht, welches in dünnen Schichten oberflächenparallel auf die Halde aufgebracht werden kann. Das verwendete Substrat muss den Anforderungen der Standsicherheit genügen sowie gute plastische Eigenschaften aufweisen, gleichzeitig auch begrünbar sein und langfristig eine stabile Vegetationsdecke tragen können.

2 Problem- und Fragestellung

Auf der Halde des Werkes Sigmundshall der K+S AG in Bokeloh ist es bereits seit 1997 zu Versuchen mit Abdecksubstraten gekommen. Verwendet wurde SAV-Stabilisat und REKAL. Bei REKAL handelt es sich um einen Rückstand aus dem Aluminium-Recycling mit bis zu 50% Salzgehalt, das aber der geforderten Standsicherheit nicht gerecht wird. Deshalb wird es mit SAV-Stabilisat, einer Mischung aus Flugasche und Rauchgasentschwefelungsprodukt, zu einem Substrat konditioniert. Das SAV-Stabilisat weist sehr gute puzzolanische Effekte auf und gibt dem Substrat ausreichende Standsicherheit. Das SAV-Stabilisat fällt allein in Niedersachsen in einer Größenordnung von 130.000 t/a an. Allein in Hannover entstehen jährlich 60.000 t im Jahr (DEMICH, 1990).

Im Rahmen eines wissenschaftlichen Begleitprogrammes wurden bereits folgende Fragestellungen untersucht:

- Ermittlung und Interpretation bodenkundlicher Kenndaten (WÖHLER, 1999). Universität Kassel, Fachgebiet Bodenkunde.
- Analyse des Wasserhaushaltes der Halde unter Berücksichtigung der angestrebten Wiedernutzbarmachung (FISCHER & HERMSMEYER, 1999). Universität Hannover, Institut für Bodenkunde.
- Bodenphysikalisch-hydrologische Bewertung von Rückständen der Aluminium-Kreislaufführung als Infiltrationsbarriere für eine Halde des Kalibergbaues (HERMSMEYER, 2001). Universität Hannover, Institut für Bodenkunde.
- Untersuchung bodenmechanischer Parameter zur Abschätzung der Standsicherheit der Abdeckmaterialien. Universität Hannover, Institut für Grundbau, Bodenmechanik und Energiewasserbau.
- Untersuchungen zur Nutzbarkeit aufbereiterter Salzschlacke der Sekundäraluminium-Industrie als Rekultivierungsmaterial einer Kali-Rückstandshalde (SCHEER, 2001). Universität Kassel, Fachgebiet Landschaftsökologie und Naturschutz.

Nach zahlreichen Gewächshaus- und Lysimeterversuchen konnte eine Begrünbarkeit des SAV-Stabilisats sowie eines REKAL/SAV-Stabilisat-Gemisches nach der Entsalzungsphase erreicht werden (siehe SCHEER, 2001) und das Sickerwasser durch die sehr hohe Speicherkapazität des REKAL/SAV-Gemisches und der damit verbundenen hohen Evapotranspiration bei spärlichem Bewuchs um 78% reduziert werden (SCHEER, 2001). Bei einem erstrebten dreischichtigen Vegetationsaufbau und der exponierten Lage der Halde mit hohen Windgeschwindigkeiten und extrem steilen Haldenflanken können die Ergebnisse noch deutlich verbessert und eine Sickerwasserreduzierung von 80 - 90% erzielt werden. Zusätzlich soll die Winderosion gestoppt werden.

HERMSMEYER (2001) beschreibt mit Hilfe eines kalibrierten numerischen Wasserhaushaltsmodells, mit Sickerwassermengen aus einem dreijährigen Lysimeterversuch, den zeitlichen Verlauf der Sicherung. Die Simulation des Wasserhaushaltes,

über 31 Jahre berechnet, ergab für ein dicht bewachsenes REKAL/SAV-Gemisch auf eine ebene Lage bezogen eine mittlere jährliche Verdunstung von 577 mm. Bei einem langjährigen mittleren Niederschlag von 764 mm entspricht es einer Reduzierung des Sickerwassers um über 75%. Dies würde die bisherige mittlere jährliche Abflussspende der Halde Sigmundshall um 61% vermindern. Um eine langfristige, stabile Vegetation zu gewährleisten und die längerfristige Standfestigkeit verschiedener Substratmischungen zu überprüfen, wurde ein größerer Freilandversuch durchgeführt und 1997 ein Versuchsfeld am südlichen Haldenfuß aufgeschüttet. Erste Versuche konnten von SCHEER (Universität Kassel, Fachgebiet Landschaftsökologie und Naturschutz) zur Ermittlung geeigneter Ansaatmischungen, der Vegetationsdeckung, der Artenzusammensetzung sowie der Pflanzenernährung durchgeführt werden.

Auf dem Versuchsfeld Süd ergeben sich folgende Fragenkomplexe:

- Ist es möglich, eine stabile Vegetationsdecke zur Sickerwasserminimierung auch auf Extremflächen (Südseite, starke Hangneigung, usw.) zu etablieren?
- Wie lange dauert die Entsalzungsphase auf dem REKAL/SAV-Stabilisat-Gemisch?
- Welche Ansaatmischungen eignen sich am besten auf SAV-Stabilisat bzw. REKAL/SAV-Stabilisat?
- Bewährt sich eine Erstversorgung der Flächen mit Kompost?
- Welche Düngergaben sind hinsichtlich der Pflanzenernährung erforderlich?
- Wie verläuft die natürliche Sukzession auf den verschieden aufgebauten Versuchsparzellen?
- Kommt es zum kapillaren Salzwasseraufstieg?
- Wie verhalten sich die bodenphysikalischen Parameter hinsichtlich ihrer Standsicherheit und Oberflächenerosion?
- Welche klimatischen Verhältnisse herrschen auf der Versuchsfläche Süd?
- Welche Problematiken treten auf?

Im Norden der Halde (Versuchfeld Nord) wurde seit 1995 eine Haldenflanke zunächst mit reinem REKAL beschüttet. Das Material erwies sich jedoch als nicht standsicher, es kam immer wieder zu Rutschungen. 1998 wurde dann erstmals SAV-Stabilisat zugemischt. Anfang 2001 wurde diese Schüttung beendet. Auf dem Versuchsfeld Nord wurde nach einer Entsalzungsphase im Jahr 2002 erstmals ein Begrünungsversuch im großen Maßstab durchgeführt. Es stellten sich folgende Fragen:

- Ist es technisch möglich, eine komplette Haldenflanke zu begrünen?
- Kann die Nährstoffversorgung der Vegetationsdecke sichergestellt werden?
- Wie verhalten sich die bodenphysikalischen Parameter hinsichtlich der Standsicherheit und der Oberflächenerosion?
- Welche kleinklimatischen Verhältnisse treten an der Versuchsfläche Nord auf?
- Welche Problematiken treten auf?

Problem- und Fragestellung

Diese Fragestellungen werden im Rahmen des wissenschaftlichen Begleitprogramms (WBP) des Werkes Sigmundshall, der K + S AG, von der Universität Kassel, Fachgebiet Landschaftsökologie und Naturschutz und der vorliegenden Arbeit betrachtet.

3 Stand der Forschung

Untersuchungen zur Rekultivierung von Rückstandshalden der Kaliindustrie finden in den alten Bundesländern seit den 50er Jahren statt. LENZ (1983) berichtet, dass bereits 1966 erste Vorschläge zur Überdeckung von Kali-Rückstandshalden gemacht wurden. Für die Wiedernutzbarmachung von bergbaulichen Halden, insbesondere der Salzhalden, kamen Vorschläge von RÖLLEKE (1966), dem NLFB (1973) und SCHROTH (1977). Um einen kapillaren Salzwasseraufstieg zu verhindern, kam es zu unterschiedlichen Versuchen mit statischen Abdecksschichten. So wurden die Haldenoberflächen entweder mit Folien abgedeckt, mit Kunststoffmassen (Polyurethan) versiegelt, mit verschweißten Kunststoffmatten und darüber liegenden Krallmatten bedeckt oder mit Vliesschichten und Substraten bzw. einer festen Torkretschicht überdeckt. Alle Versuche schlugen fehl. Aufgrund der mobilen Haldenoberfläche konnten diese statischen Abdeckungen den mechanischen Beanspruchungen nicht standhalten. Nach diesen gescheiterten Versuchen verlagerte sich das Augenmerk auf Halden, bei denen sich nach der Auswaschungsphase der leicht löslichen Salze, Tone bzw. Sulfate anreichern. Als Beispiele seien hier die Rückstandshalde III des Werkstandortes Wintershall bei Heringen und die Halden des Südharzreviers genannt.

Ab 1982 wurden im Gewächshaus der Universität Kassel zahlreiche Gefäßversuche zu diesem Problem durchgeführt. Seit 1983 erfolgen Freilandversuche. Untersucht wurden verschiedene Dünger sowie der Einsatz mineralischer und organischer Reststoffe. Des Weiteren wird das Wuchsverhalten zahlreicher verschiedener Gräser, Kräuter und Gehölze beobachtet. Dabei kristallisiert sich heraus, dass verschiedene Dünengpflanzen und Grasansaaten für eine Begrünung am besten geeignet sind. HOFMANN (2004) befasst sich mit einem Forschungsprojekt im Bereich der Besiedlungsproblematik dieser als extrem und zugleich sensibel zu charakterisierenden Standorte. Forschungsschwerpunkte waren Untersuchungen zur Sukzession, Beziehung Pflanze-Substrat, Anzucht und Kultivierung von Pflanzenmaterial und die generative und vegetative Vermehrung von auf den Anhydrithalden stockenden Gehölzen. In weiteren umfangreichen Untersuchungsprogrammen auf Halden ohne Anreicherung von begrünungsfähigem Substrat (reine Salzhalden, z.B. Halde Werk Sigmundshall in Bokeloh, Pilotprojekt Bleicherode) wurden und werden ebenfalls aufwendige Versuche durchgeführt. Hier werden Aschen bzw. SAV-Stabilisat zur Stabilisierung beigemischt um eine ausreichende Standfestigkeit für eine geringmächtige Andeckung zu erzielen. Als Substrate kommen Böden oder auch Rückstände aus der Sekundäraluminiumgewinnung (REKAL) zum Einsatz.

Auf der Halde im Werk Sigmundshall in Bokeloh wurde bereits 1997 ein Versuchsfeld (Süd) aus SAV-Stabilisat und REKAL/SAV-Stabilisat errichtet. Begleitend wurde ein Lysimeterfeld aufgebaut; die Ergebnisse hat SCHEER (2001) aufgezeigt. In den Jahren 1997 – 1999 wurde auf einem großflächigen Versuchsfeld eine Haldenflanke mit einem REKAL/SAV-Gemisch bedeckt. Es ist von großem Interesse, diese Flanke bodenmechanisch und vegetationskundlich weiter zu untersuchen.

Mit dieser Problematik haben sich vor allem SCHMEISKY, SCHEER, LÜCKE, HOFMANN und ZUNDEL in ihren Arbeiten mit der Begrünung und dem Arteninventar von Rückstandshalden der Kali-Industrie auseinandergesetzt; vergl. hierzu SCHMEISKY et al. (1993, 1997, 1998, 2000a,b, 2002a,b), LÜCKE (1997), MÜFFELMANN (1986), ZUNDEL (1982, 1987), PODLACHA (1995, 1999), OSAN (1995), SCHEER (2001), HOFMANN (2000, 2004). Auf Vegetationsbestände in Randbereichen von Rückstandshalden sind im besonderen v. ELSSEN et al. (1990, 1997) und HOFMANN & SCHEER (1996) eingegan-

gen. Die Rekultivierung aus bodenmechanischer Sicht beleuchteten WÖHLER (1999) und NIESSING (2001).

In den neuen Bundesländern beschäftigten sich mit den Problemen der Haldenrekultivierung und Begrünung die TU Dresden, die VEB Geologische Forschung und Erkundung Freiberg sowie das VEB Kombinat Kali Sondershausen mit dem Kaliforschungsinstitut. Heute sind es überwiegend deren Nachfolgeorganisationen und die privatwirtschaftlichen Betreiber der Kali-Rückstandshalden. Untersucht wurde vor allem die Begrünung des Südharz-Haldentyps. Dieser zeichnet sich durch Anreicherung des abgelaugten Rückstandes an der Oberfläche aus. In Gefäßversuchen und Freilandversuchen wurde überprüft, ob Pionierbaumarten und Sträucher in diesem Substrat der nahezu chloridfreien Zone wachsen und ob Düngungen die Wachstumsbedingungen verbessern können. In weiteren Versuchen wurde die Wirkung verschiedener Haldensubstrate sowie der Eignung weiterer Baumarten nachgegangen. Des Weiteren wird von Gefäßversuchen mit Blaugras (*Sesleria varia*), Blauschwingel (*Festuca cinera*) und Gipskraut (*Gypsophila fastigiata*) berichtet. Den Gefäßversuchen folgten verschiedene Freilandversuche auf den Halden des Südkalireviers. Als Autoren sind hier LIEBMANN u. SCHRAMM (1982), HEINZE et al. (1984), HEINZE & FIEDLER (1979, 1981, 1984), HEINZE & LIEBMANN (1991, 1998) und MINNICH et al. (1996) zu nennen. HEIDEN et al. (2001) stellt anhand von zwei Modellvorhaben, an der Kali-Rückstandshalde Bleicherode und Staßfurt, spezielle Verfahren zur Rekultivierung von Kalialthalhalden vor.

Aus diesen Forschungstätigkeiten kann zusammengefasst festgestellt werden, dass eine Begrünung grundsätzlich möglich ist, zur Begrünung aber eine Mindestschichtstärke von 0,5 m des ausgelaugten Rückstandes sowie eine Kulturbodenzugabe notwendig sind.

4 Untersuchungsgebiet (Standort Sigmundshall)

Das Untersuchungsgebiet ist in Abb. 2 dargestellt und umfasst das westlich des Ortes Bokeloh gelegene Kaliwerk Sigmundshall und Umgebung. Naturräumlich liegt es im Grenzbereich zweier Regionen – Geest und Börde -.

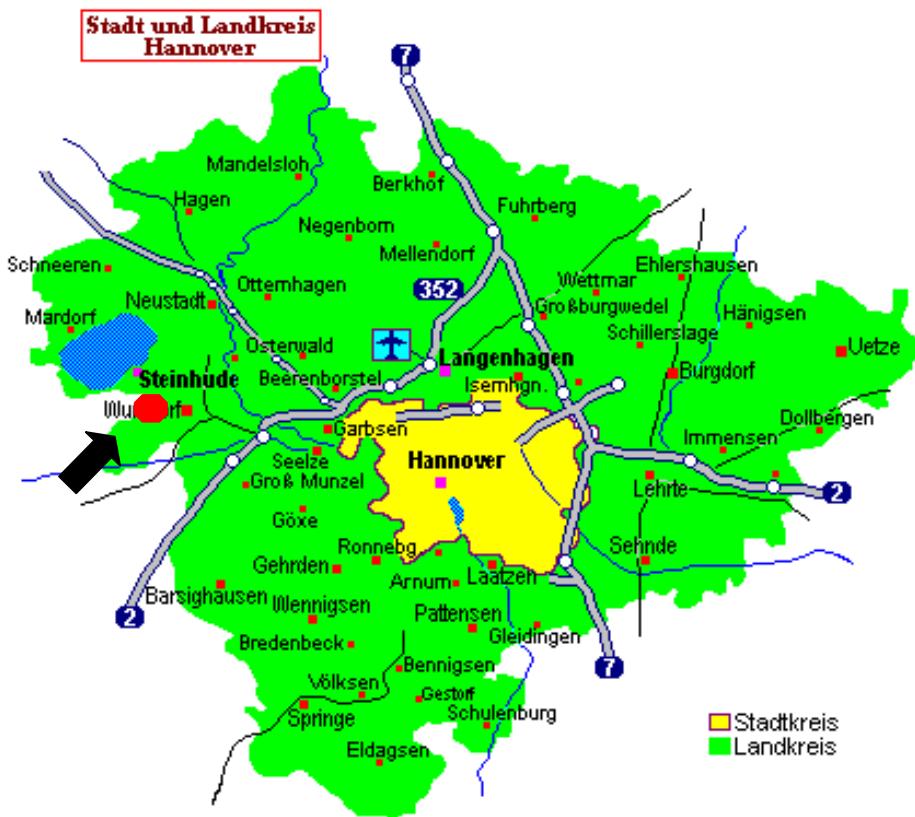


Abb. 2: Stadt und Landkreis Hannover mit Lage der Rückstandshalde der Kaliindustrie, Werk Sigmundshall (Bokeloh), aus www.telehotel.de

Das Untersuchungsgebiet ist durch ein flachwelliges Relief geprägt. Die Steinhuder Meer-Niederung mit dem See selbst und den angrenzenden Mooren stellen mit etwa 38 bis 40 m über NN die tiefste Zone dar. Die Talungen der Leine, West- und Südaue durchziehen als breite Rinnen das Untersuchungsgebiet mit Höhen zwischen 40 und 45 m über NN (LANDSCHAFTSPLAN WUNSTORF, 2002). Zwischen Steinhuder Meer und Westauenniederung erstreckt sich ein Höhenzug mit Höhen zwischen 50 und 70 m über NN. Hier liegt auch die höchste natürliche Erhebung, der 79,2 m hohe Tienberg. An dessen südlich bzw. südwestlich gelegenem Rand befindet sich das eigentliche Untersuchungsobjekt - die Rückstandshalde des Werkes Sigmundshall.

4.1 Klima

Das Untersuchungsgebiet liegt im Übergangsbereich zwischen maritimem und kontinentalem Klima, wobei – gemessen an den durchschnittlichen Klimaverhältnissen Deutschlands – die maritimen Einflüsse überwiegen. Dies wird beispielsweise an den relativ milden Temperaturen im Januar, den relativ niedrigen Frühjahrs- und Sommertemperaturen sowie den warmen Spätsommern deutlich. Nach dem Klimaatlas von Niedersachsen wird das Untersuchungsgebiet dem Klimabezirk Weser-Aller-Gebiet zugeordnet (DWD, 1964).

Die **mittlere Jahrestemperatur** beträgt im Zeitraum 1982-2004 etwa 9,9°C (www.wetteronline.de/wunstorf). Im Jahr 2000 konnte die höchste mittlere Jahres-temperatur von 11,4°C und im Jahr 1987 die tiefste Jahrestemperatur mit 7,9°C ge-messen werden. Die höchsten Werte treten im Juli mit im Mittel 17°C auf. Im Januar bewegen sich die durchschnittlichen Temperaturen um den Gefrierpunkt.

Die **mittlere jährliche Niederschlagsmenge** lag 1981-1990 bei knapp 650 mm, wo-bei das Jahr 1981 mit 797 mm die höchsten und 1989 mit 517 mm die geringsten Niederschläge mit sich brachten (DWD, 1980-90). Im Messzeitraum 1991 bis 2004 verringert sich die mittlere jährliche Niederschlagsmenge auf 628 mm, wobei die höchsten Niederschläge 2002 mit 844,6 mm und die geringsten 2003 mit 501,8 mm fielen (www.wetteronline.de). Nach HERMSMEYER (2001) liegt das langjährige Mittel seiner Referenzstation, korrigiert nach RICHTER (1995), bei 764 mm. Die meisten Niederschläge fallen in den Monaten Juli und August, die wenigsten im Februar/März sowie im November. Zur Einschätzung der Windverhältnisse im Untersuchungsgebiet stehen Messdaten der Stationen Hannover-Langenhagen und Nienburg zur Verfü-gung, wobei das Untersuchungsgebiet näher an der Station Langenhagen liegt. Es herrschen im Juli sowohl westliche als auch nordwestliche Winde vor. Im Dezember überwiegen Winde aus westlicher Richtung. Die mittlere jährliche Windstärke liegt über 2 Grad Beaufort. Von Nienburg nach Hannover-Langenhagen nehmen die mittleren jährlichen Windstillen erheblich ab. Ausgehend von einem gemittelten Wert beider Stationen kann mit Windstillen an ca. 7% aller Tage eines Jahres gerechnet werden. Die nur seltenen Winde aus östlicher Richtung treten vor allem im Juni in Erscheinung (LANDSCHAFTSPLAN WUNSTORF, 2002).

4.2 Geologische Entwicklung der Salzlagerstätten

Das Untersuchungsgebiet gehört zu der geologischen Struktur des Nieder-sächsischen Tektogens. Dieses Gebiet stellte vor allem im Jura und der Kreide als Niedersächsisches Becken einen eigenständigen Sedimentationsraum dar. Nur der nördliche Teil des Tektogens ist dem heutigen Nordwestdeutschen Flachland zuzu-rechnen. Der Nordrand ist hier von Quartär- und Tertiärsedimenten bedeckt (WALTER, 1992). Im Allgemeinen fällt das Untersuchungsgebiet durch geringe Reliefunter-schiede auf. Dafür verantwortlich ist eine Decke aus quartären Lockersedimenten, die stellenweise bis 500 m, an anderen Stellen nur wenige Meter mächtig ist. Mit An-näherung an die Mittelgebirge nimmt die Dicke der quartären Schichten meist ab. Alle oberflächlich anstehenden Formationen sind deshalb quartären Ursprungs. Wäh-rend der Saale Kaltzeit überzogen Inlandgletscher das Gebiet und hinterließen Ge-schiebelehme und –mergel, sandig-kiesige Schmelzwasserablagerungen und Flug-sande. In der folgenden eisfreien Weichsel-Kaltzeit wurde der Bördebereich mehr oder weniger stark von einer Schicht aus Löss oder Lösslehm überdeckt. Nach dem Ende der Eiszeit - im Holozän - bildeten sich in den Niederungen der Leine, West- und Südaue sowie Osterriehe mehr oder weniger mächtige Auenablagerungen aus Schluff, Sand oder Lehm. In der Steinhuder Meer-Niederung setzte die Moorbildung ein. In der Folgezeit entwickelten sich ausgedehnte Niedermoore. Später entwickel-ten sich Hochmoore auf dem Niedermoorkörper (LANDSCHAFTSPLAN WUNSTORF, 2002).

Der Untergrund des Norddeutschen Tieflandes bildete sich ab der Wende Kar-bon/Perm recht einheitlich aus. Das untere Rotliegende (Autun) ist durch vulkanische Gesteine mit nur wenigen Sedimentgesteinen vertreten. Sie bilden Vulkanitkomplexe

bis 2.000 m Mächtigkeit und mehr, wobei gebietsweise saure bis intermediäre oder basische Vulkanite vorherrschen. Nach den vulkanischen Aktivitäten bildete sich ein großes, relativ einheitliches und über einen langen Zeitraum bis in die Tertiär-Zeit beständiges Sedimentationsbecken aus. In dieser Norddeutschen Senke wurde zuerst das obere Rotliegende (Saxon) abgelagert. Es umfasst eine bis mehr als 2.000 m mächtige Serie von feinklastischen Rotsedimenten in der z. T. dicke Salz-Pakete eingelagert sind. Der darauf folgende Zechstein dürfte in seiner ursprünglichen Ausbildung im Zentrum annähernd gleiche Mächtigkeiten erreicht haben. Das war bedingt durch eine beträchtliche Zunahme des Anteils an Salzen gegenüber den südlich gelegenen Gebieten (HENNINGSEN & KATZUNG, 2002). Die Salze entstanden durch Evaporation von Meerwasser in einem durch eine Barre weitgehend abgetrennten Binnenmeer bzw. Nebenmeeresbecken, das nur sporadisch von frischem Meerwasser überflutet wurde (siehe Abb 3).

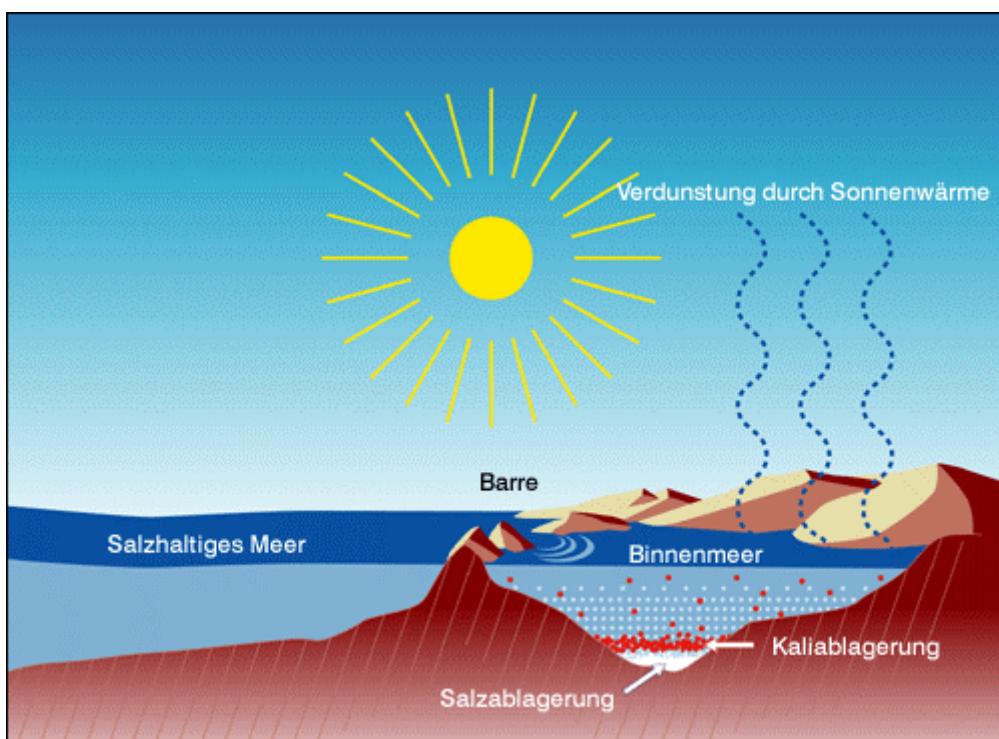


Abb. 3: Sedimentation von Evaporiten aus
<http://www.k-plus-s.com/gruppe/historie.cfm>

Durch Verdunstung wird mehr Wasser in die Atmosphäre abgegeben als durch den Wasserzufluss ersetzt werden kann. Wenn das eintrocknende Becken deutlich höhere Salinität aufweist als das Wasser des offenen Ozeans, wird zuerst Gips ausgefällt. Bei weiterer Zunahme der Salzkonzentration kommt es zur Ausfällung von Steinsalz (Halit) und anderen Salzen (siehe Abb. 4).

Untersuchungsgebiet

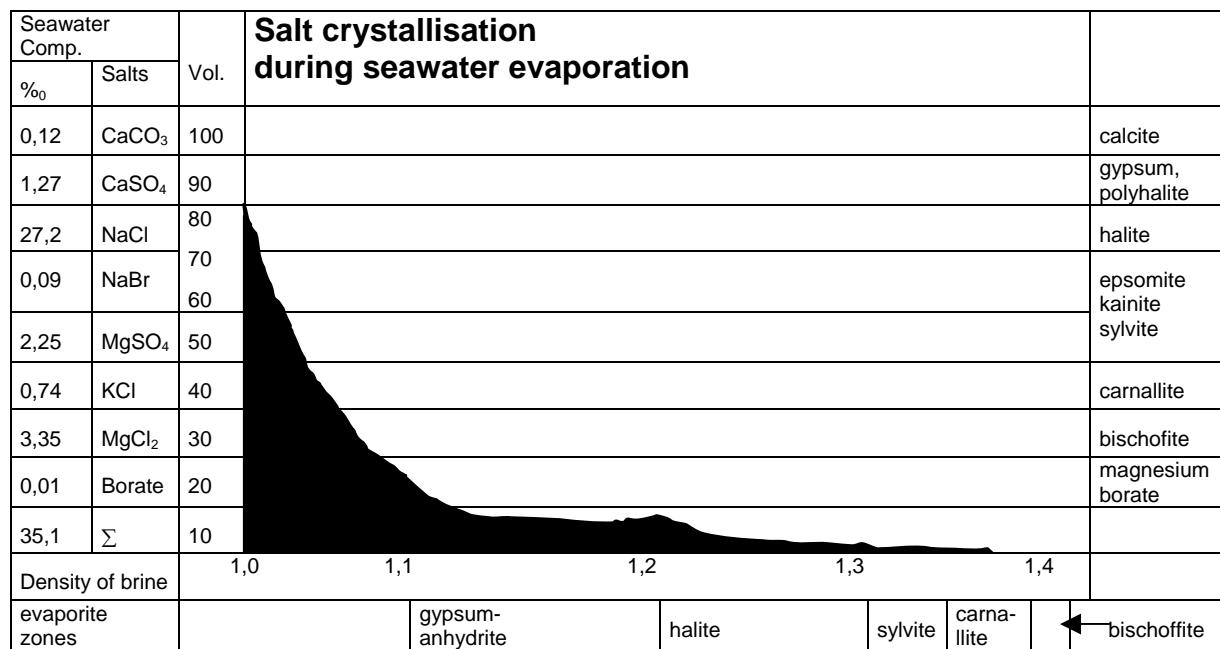


Abb. 4: Effekte der Meerwasserevaporation in Abhängigkeit der Salzkonzentration, der Dichte und der damit verbundenen Fällungsprodukte, aus: LEEDER (1992).

Vom Wind eingewehte Ton und Siltsteine in den salinaren Abfolgen weisen auf Unterbrechungen der marinen Sedimentation durch zeitweiliges Trockenfallen des Abscheidungsraumes hin. Dies wurde durch eine Unterbrechung der Einsenkung des Ablagerungsraumes bzw. durch die Oszillationen des Meeresspiegels aufgrund von Klimaänderungen hervorgerufen (LANGER & SCHÜTTE, 2002). Auch in der Trias bildeten sich noch Gipse und Salze und zwar während der Sedimentation von oberem Buntsandstein, mittlerem Muschelkalk und mittlerem Keuper.

Die ehemals flach gelagerten Evaporitgesteine gerieten unter mächtige Überdeckung. Unter dem Überlagerungsdruck kam es zu plastischen Verformungen und Fließbewegungen, wodurch die Evaporite in die jüngeren Gesteinsschichten eindrangen. Sie sammelten sich in Salzstöcken mit unterschiedlicher Struktur. Durch die aufsteigenden Salze wurden die Flanken mit nach oben geschleppt, so dass heute Sedimente der Trias bis an die Oberfläche reichen (SESSLER & HOLLÄNDER, 2002).

Die Salze des Saxons und Zechsteins, z. T. auch des Mesozoikums, lieferten das Material für die später aufgestiegenen mehr als 200 Salzstrukturen (siehe Abb. 5).

Untersuchungsgebiet

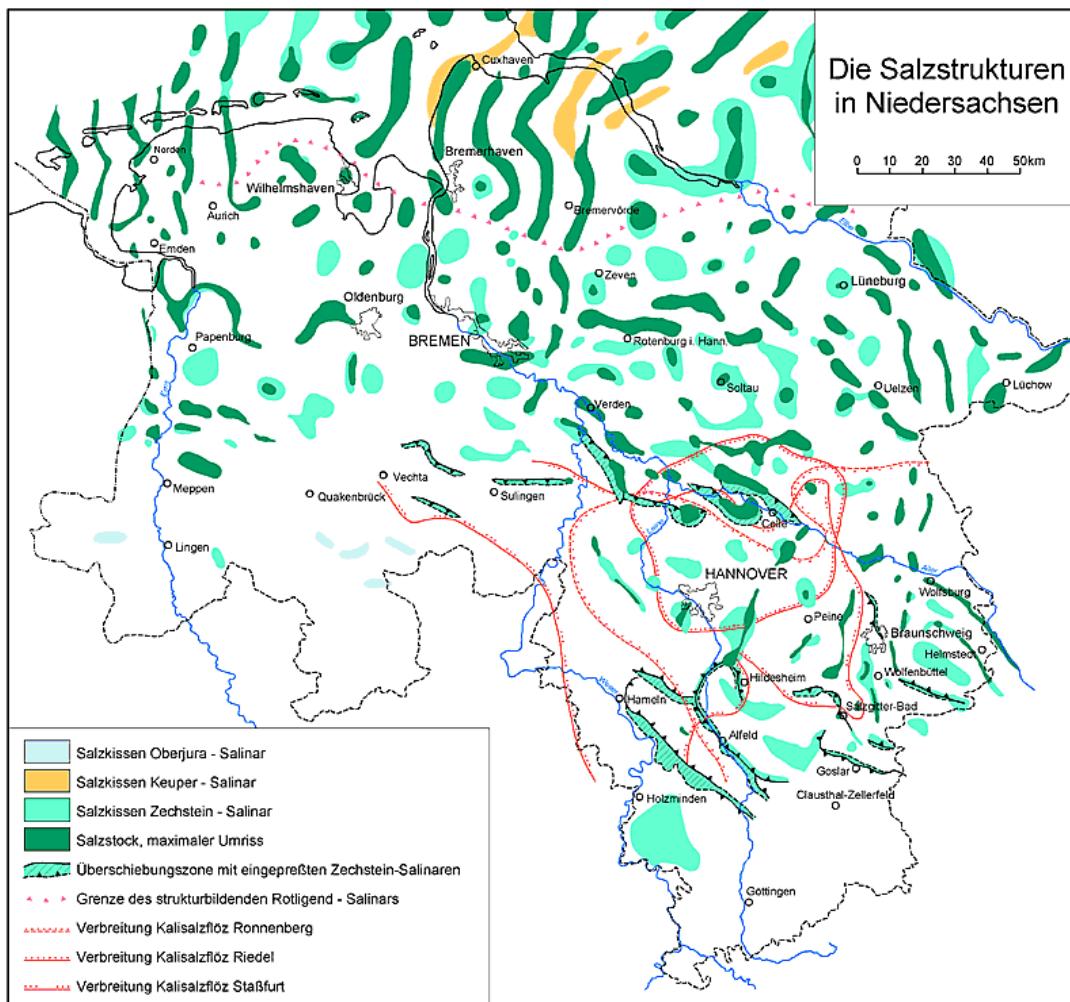


Abb. 5: Die Salzstrukturen Niedersachsens aus www.nlfb.de

Während des Juras waren die Wanderungs- und Auftriebsbewegungen der Salze bereits derart stark geworden, dass der Norddeutsche Ablagerungsraum in mehrere, etwa südwest-nordöstlich verlaufende Teiltröge untergliedert wurde. Innerhalb der Tröge haben sich Jura-Sedimente mit bis zu 1.000 m Mächtigkeit abgelagert. Die mehr tonigen-sandigen Schichten der Unterkreide sind zusammen mit den vorwiegend kalkigen Sedimenten der Oberkreide rund 2.000 m mächtig. Darüber folgen Tone und Sande des Tertiärs, die bis zu 3.000 m Mächtigkeit erreichten.

Die Bewegungen der Salzdome und –mauern waren auch während der Kreide- und Tertiärzeit recht intensiv, einige steigen auch rezent weiter auf. Mit Erreichen der Grundwasserzone werden die eigentlichen Salze an der Oberseite der Strukturen abgelaugt. Es bleibt ein Rückstand von schwer löslichen Gesteinen und Mineralen (Anhydrit und Gips) zurück. Dieser sogenannte Gipshut kann bis über die Oberfläche herausgedrückt werden (HENNINGSEN & KATZUNG, 2002).

Die in diesem Raum abgelagerten Zechsteinschichten enthalten hauptsächlich Steinsalze der Staßfurt-, Leine- und Allerfolge sowie Salzton, Karbonate und Anhydrite. Daneben kommen die Kaliflöze Staßfurt und Ronnenberg vor. Sie werden im Werk „Sigmundshall“ für die Kaliproduktion abgebaut.

4.3 Historische Entwicklung des Kaliwerkes Sigmundshall

Die Geschichte des Kaliwerkes Sigmundshall beginnt vor rund hundert Jahren. Am Ende des 19. Jahrhunderts, in einer Zeit des Aufbruches und Fortschrittes, wuchs die Bedeutung von Bodenschätzen enorm. Am 14. März 1896 gründete der Bergverwalter Franz aus Goslar im Harz die Kalibohrgesellschaft Wunstorf. Er plante eine Erkundung der Salzvorkommen westlich des Städtchens Wunstorf. Bereits im April 1898 wurde der erste Betriebsplan genehmigt und am 2. Mai des gleichen Jahres wurde mit dem Abteufen auf der Grenze der Gemarkungen Bokeloh und Mesmerode am Osthang des Tienberges begonnen. Im Jahr 1900 wurde die erste Sohle auf einer Tiefe von 400 m angesetzt, die ein hochprozentiges Sylvinitlager erschloss. Permanente Wasserzutritte erschwerten das zügige Abteufen erheblich.

1904 konnte bei einer vorläufigen Endsohle von 517 m bis zum Jahresende 2.286 t Salz gefördert werden. Düngesalze wurden an die Landwirte der näheren Umgebung abgegeben. 1905 kam es zur Errichtung umfangreicher Tagesanlagen sowie zu einer Errichtung eines neuen stählernen Fördergerüsts. Ein Jahr später erreichte man die Jahresförderung von 71.440 t. Bis zum Jahre 1911 konnten 7 Kalilager gefunden werden. Drei Jahre später wurde eine Endteufe von 725 m erreicht. Im selben Jahr kam es durch die Mobilmachung zur vorrübergehenden völligen Betriebseinstellung. In den Kriegsjahren ging die Förderung um 50% zurück.

1922 erhielt das Werk ein zeitlich unbegrenztes Recht Abwasser in einen Nebenarm der Aue einzuleiten.

1933 wird der Betrieb komplett eingestellt. Erst 1949 kommt es wieder zur Rohsalzförderung von der Hauptfördersohle bei 500 m, mit einer Jahresförderung von 62.454 t. Drei Jahre später betrug das Fördervolumen über das Vierfache, 268.880 t.

1958 konnte die Förderung um 50%, durch die Umstellung von Gestell- auf Gefäßförderung, gesteigert werden. Durch die kontinuierliche Weiterentwicklung in den folgenden Jahren wurde die Förderung weiter heraufgesetzt und erreichte 1978 eine Jahresfördermenge von 1.837.703 t. 1981 reichte die Sohle bis auf 1.150 m. 1992 begann der Bau der REKAL-Anlage, die 1994 in Betrieb genommen wurde. Ein Jahr später wurde eine Abwasserpipeline zur Leine gebaut. 1997 erreichte die Sohle das Niveau von 1.400 m (K + S, 1998).

4.4 Abbau und Aufhaltung

Aktuell wird im Werk Sigmundshall der Weitungsbau mit Versatz betrieben. Er stellt die letzte Stufe in der Kette der Verbesserungen und Modernisierungen dar. Sobald ein ca. 200 Meter hoher und 100 Meter langer Abbau leergefördert ist, wird er mit Steinsalz oder Fabrikrückständen wieder aufgefüllt. Bis zum Jahr 2001 wurde auf dem Werk Sigmundshall nur der Sylvinit aus dem Kaliflöz Ronnenberg gefördert und verarbeitet. Er besteht hauptsächlich aus Sylvin (KCl) und Steinsalz (NaCl) mit minimalen Beimengungen von Kieserit ($MgSO_4 \times H_2O$) und Anhydrit ($CaSO_4$) und enthält im Durchschnitt etwa 17% K_2O .

Seit dem Jahr 2001 konnte das bis dahin wegen des geringeren K_2O -Gehaltes von durchschnittlich 11% und der schwierigen Verarbeitbarkeit nicht genutzte Hartsalz

Untersuchungsgebiet

(Mischsalz aus Sylvin, Kieserit und Steinsalz) des Kaliflözes Staßfurt zu sulfatischen Produkten verarbeitet werden (SESSLER & HOLLÄNDER, 2002).

Bei der Verarbeitung bleiben ca. 66% des Rohsalzes übrig. Davon werden 2/3 wieder unter Tage verbracht und 1/3 aufgehaldet. Zum jetzigen Zeitpunkt entspricht dies jährlich 800.000 t. In Zukunft sollen nur noch jährlich 400.000 t aufgehaldet werden. Am südlichen und südwestlichen Fuß des Tienberges liegt die ca. 100 m hohe, 16 Mio. m³ umfassende Halde und bedeckt ca. 40 ha Grundfläche. Sie besteht aus Rückständen der Kaliverarbeitung, im Wesentlichen aus Steinsalz. Vor der Aufhaltung werden die zu beschüttenden Bereiche mit einer Tondichtung versehen, um ein Einsickern von Wässern mit hoher Salzfracht zu verhindern. Das entstehende salzige Wasser wird in einem Ringgraben gesammelt und über eine Pipeline dosiert in die Leine abgegeben (K + S, 1998).

5 Lage der Versuchsfelder

Die Lage der Versuchsfelder wurde bewusst auf zwei unterschiedliche Standorte platziert (siehe Abb. 6). Das Versuchsfeld im Süden stellt für die Vegetation einen Extremstandort dar. Durch die starke Sonneneinstrahlung auf die geneigte Fläche kommt es im Sommer zu extrem trockenen Verhältnissen. Es muss sich zeigen, ob die hier etablierten Pflanzen auch mit diesen Bedingungen fertig werden. Das Versuchsfeld Nord liegt dagegen auf der sonnenabgewandten Seite. Hier ist nicht mit Trockenschäden der Pflanzen zu rechnen, vielmehr stellen sich hier die Fragen der Standsicherheit und der oberflächlichen Erosion. Mit der Wahl der Versuchsfelder werden die extremsten Standortmöglichkeiten berücksichtigt.

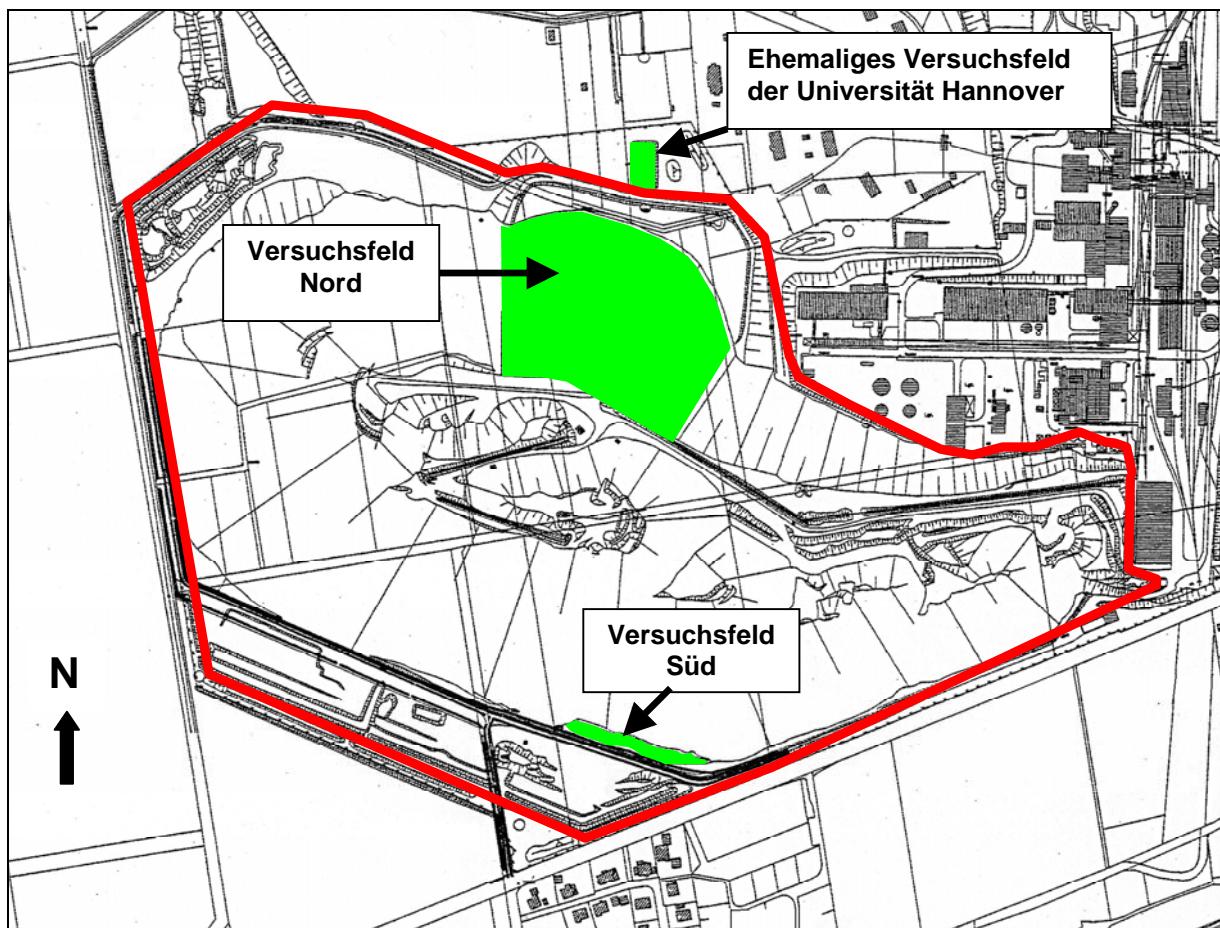


Abb. 6: Lage der Versuchsfelder, — Rückstandshalde der Kaliindustrie,
Werk Sigmundshall, Bokeloh

6 Material und Methoden

6.1 Aufnahme der Vegetation

Für das Feststellen der Struktur eines Pflanzenbestandes werden Vegetationsaufnahmen durchgeführt (SCHUBERT, 1991).

Aufnahme der Vegetationsdeckung

Die Aufnahme der Vegetationsdeckung erfolgte nach einem Verfahren in Anlehnung an BRAUN-BLANQUET (1964). Die Mengenangabe wird in einer sog. Gesamtschätzung angegeben. Sie verbindet die Individuenzahl (Abundanz) mit dem Deckungsgrad. Abundanz und Deckungsgrad werden dabei als Artmächtigkeit (Menge) bezeichnet und gemeinsam geschätzt. Diese Artmächtigkeitsskala wird heute allgemein benutzt (FREY, 1998). Dabei wird der Deckungsgrad der Arten mit einer Genauigkeit von 5% bestimmt. Arten mit einer Deckung kleiner 5% und größer 1% bekommen ein (+), Arten mit einer Deckung kleiner 1% ein (r) und Einzelexemplare ein (#).

Aufnahme der Artenkombination

Unter der Aufnahme versteht man die vollständige listenmäßige Erfassung sämtlicher in der Aufnahmefläche auftretender Arten und Unterarten eines Einzelbestandes. Die Ansprache der Pflanzen erfolgte auf Artniveau, eine Unterscheidung der Sorten unterblieb, um den Untersuchungsaufwand einzuschränken. Die Arten wurden mit ROTHMALER (1995), SCHMEIL·FITSCHEN (1996) sowie ggf. weiterer Spezialliteratur bestimmt.

Bestimmung der aufgewachsenen Biomasse

Für die genaue Bestimmung der Biomasseanteile wurde die Erntemethode verwendet. Dazu wurden charakteristische Flächenanteile eines Bestandes abgeschnitten und getrocknet. Pro Versuchsparzelle wurden 3 Biomasseproben im Juni/Juli eines jeden Jahres auf einer 60 cm x 60 cm großen Fläche genommen. Die Probenahme erfolgte mit Hilfe von Teflon beschichteten Scheren. Aus dem Gewicht der getrockneten Biomasse lässt sich die Aufwuchsmenge pro ha bestimmen. Aus der Gesamtdeckung der Versuchsparzellen und der geschnittenen Biomasse wird die Gesamtaufwuchsmenge abgeleitet. Die aufgewachsene Biomasse errechnet sich aus der Trockenmasse pro ha multipliziert mit dem Deckungsgrad.

6.2 Probennahme

Entnahme der Bodenproben

Die Bodenproben wurden mit Hilfe eines Stechzylinders (100 cm^3) in verschiedenen Tiefen entnommen. Es wurde sich auf die Horizonte 0–4 cm, 10–14 cm und 20–24 cm beschränkt. Pro Parzelle wurden mindestens drei Proben je Tiefe, in einigen Jahren auch 6 Bodenproben entnommen. Die Beprobung erfolgte im Juni jeden Jahres. Durch vorübergehenden Stillstand des Projektes wurde im Jahr 2000 keine Beprobung durchgeführt und im Jahr 2001 nur auf den Parzellen 9–11. Erst im Jahr 2002 wurde wieder kontinuierlich beprobt.

Entnahme der Biomasseproben

Die Biomasseproben wurden im jährlichen Rhythmus jeweils im Juni geerntet. Pro Parzelle wurden 3 Proben entnommen. Dazu wurde ein quadratischer Rahmen mit

einer Kantenlänge von 0,6 m und einer Fläche von 0,36 m² auf relativ homogene Bereiche der Parzellen gelegt und die Biomasse geerntet.

6.3 Bestimmung der chemisch-physikalischen Parameter

Die Methodenbeschreibung beschränkt sich bei Regeluntersuchungen auf die Beschreibung des Messprinzipes, des Aufschlusses und der verwandten Messeinrichtung. Methoden nach DIN können in den entsprechenden Regelwerken nachgeschlagen werden.

Aufbereitung der Proben

Die Proben wurden in der Planetenmühle „Pulverisette 5“ der Firma Fritsch homogenisiert. Die Mahlprobe wird vorwiegend durch hochenergetischen Schlag von Mahlkugeln und zum Teil durch Reibung zwischen Kugeln und Mahlbecherwand zerkleinert.

Aschegehalt

Der Aschegehalt wurde durch Veraschung bei 550°C im Muffelofen thermicon T der Firma Heraeus ermittelt.

Trockensubstanz

Die Substrate wurden bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet.

Wassergehalt

Der Wassergehalt w ergibt sich als Quotient aus der Masse des im Substrat befindlichen Wassers, das bei 105°C verdampft und der Trockenmasse. Die Bestimmung erfolgte in Anlehnung an DIN 18121, T1 durch Ofentrocknung. Die Tatsache, dass bei tonigen Böden bei 105°C nicht nur das Porenwasser im engeren Sinne, sondern auch die Wasserhülle und wahrscheinlich sogar Hydrationswasser entweichen können, bleibt allgemein unberücksichtigt.

pH-Wert

Zunächst wird die Substratprobe in 0,1 molarer Kaliumchloridlösung (KCl) im Verhältnis 1:2,5 über einen Zeitraum von einer halben Stunde geschüttelt. Ebenso wird eine Substratprobe im selben Verhältnis in deionisiertem Wasser 30 Minuten geschüttelt. Danach wird der pH-Wert mit dem pH-Meter PH 196, der Firma WTW, und der Einstabelektrode 105 Ingold bestimmt.

Elektrische Leitfähigkeit (ELF)

Die Substratprobe wird im Verhältnis 1:10 mit deionisiertem Wasser versetzt und mit Hilfe des Konduktometers LF 196, mit der Messzelle TetraCon 96 der Firma WTW die ELF ermittelt.

Kohlenstoff-Gesamtgehalt

Die Bestimmung erfolgte durch Oxidation bei 1.000°C getrockneter Proben am Gasanalysegerät Carmhomat 8 ADG der Firma Wösthoff.

6.3.1 Makronährstoffe

Die Bestimmung des Gesamtstickstoffs (N_{ges}) in den Proben wurde nach einem abgewandelten Verfahren der trockenen Oxidation nach DUMAS am Stickstoffanalyser macro-N der Firma Foss Heraeus durchgeführt.

Die Nährelemente **Magnesium**, **Calcium** und **Kalium** wurden am AAS Unicam 939 der Firma ATI Unicam gemessen. Diese Messung erfolgte nach einem salzauren Aufschluss der Probe mit Zugabe von Ionisationspuffer.

Die **Phosphorbestimmung** erfolgte photometrisch im Fließanalyseverfahren am AutoAnalyser II der Firma Technicon.

6.3.2 Mikronährstoffe/Schwermetalle

Die Bestimmung erfolgte nach einem Mikrowellenaufschluss. Unter Zugabe von HNO_3/H_2O_2 -Gemisch bei 200° C ermittelt das Gerät Mars 5, Fa. CEM, Kamp-Lintfort die Nährstoffgehalte. Die Elementbestimmung wurde mit einem ICP-EOP (axiales Plasma der Firma Spectro Analytics) in Anlehnung an DIN 38406-E22 vorgenommen. Zudem kam der Ultraschallzerstäuber USN der Firma Spectro Analytics zum Einsatz. Die Bestimmungsgrenzen lagen wie folgt:

Tab. 2: Bestimmungsgrenzen

Elemente	Bestimmungsgrenzen [ppm]
Bor	0,2
Cadmium	0,1
Chrom	0,2
Kupfer	0,3
Nickel	0,2
Blei	1,0
Zink	1,0
Eisen	1,0
Mangan	1,0

Die Analysen wurden vom akkreditierten Labor des K + S-Forschungsinstitutes mit Sitz in Heringen durchgeführt.

Der **Chloridgehalt** wurde durch die potentiometrische Titration nach wässriger Elution bestimmt.

6.4 Bodenmechanik

Bestimmung der Trockendichte

Die Dichte des trockenen Bodens gibt an, wie viel Festsubstanz in einer Volumeneinheit enthalten ist. Sie wird definiert als trockene Masse des Bodens bezogen auf das Volumen einschließlich der Poren. Die Bestimmung erfolgt in Anlehnung an DIN 1825, T1.

Die Dichte des Bodens ist stets niedriger als die desjenigen Materials bzw. Minerals, das den größten Anteil der festen Phase ausmacht.

Die Ermittlung der Masse (trocken) erfolgte durch Trocknung der Probe bei 105° C und anschließendem Wiegen. Das Volumen wurde anhand ungestörter Erdstoffproben ermittelt.

$$\rho = m_t/V \text{ [g/cm}^3\text{]}$$

m_t = Masse der bei 105° C getrockneten Probe

V = Volumen

Wassergehaltsbestimmung

Die Beprobung erfolgte in 6maliger Wiederholung im April 2001 mit Stechzylindern in den obersten 10 cm des Substrats der Versuchsparzellen 9 - 11 und spiegelt den Wassergehalt in der Lockerschicht zu diesem Zeitpunkt wieder.

Der Wassergehalt ergibt sich als Quotient aus der Masse des im Boden befindlichen Wassers und der Masse des trockenen Bodens.

$$w = m_w/m_t * 100 \text{ [%]}$$

m_w = Masse der erdfeuchten Probe

m_t = Masse der bei 105° C getrockneten Probe

Die Bestimmung erfolgte in Anlehnung an die DIN 18121, durch Ofentrocknung bei 105°C.

Der Wassergehalt ist ein wichtiges Kennzeichen hinsichtlich der Konsistenz eines Bodens und spielt eine wichtige Rolle bei der Auswertung anderer bodenphysikalischer Versuche (PRINZ, 1991). Der Wassergehalt gibt nur eine Momentaufnahme wieder.

Durchlässigkeit

Die Durchlässigkeit bzw. die hydraulische Leitfähigkeit wird durch den Durchlässigkeitsbeiwert (k) ausgedrückt. Der Durchlässigkeitsbeiwert gibt die Durchflussmenge pro Flächeneinheit des durchströmten Querschnitts bei einem hydraulischen Gefälle von $i = 1$ an.

Die Durchlässigkeit hängt ab von der Korngröße, Kornform, Kornverteilung, Porenanteil, Porengröße, den Verbindungen zwischen den Poren und dem Wasseraufnahmevermögen. Grundlage für die Berechnung der Wasserströmung ist das Filterge-

setz von Darcy (1856). Der Durchlässigkeitsbeiwert (k) wurde im direkten Durchströmungsversuch in Anlehnung an DIN 18130, T1 bestimmt. Bei direkten Durchströmungsversuchen wird der Durchlässigkeitsbeiwert aus der Wassermenge ermittelt, die in einer Zeiteinheit mit einem bestimmten hydraulischen Gefälle durch eine Erdstoffprobe fließt.

Der Versuch wurde mit fallender Druckhöhe durchgeführt. Es wurde ein Durchströmungszyylinder der Firma Eijkelkamp mit einem Durchmesser von 10 cm und einer Höhe von 13 cm verwandt. Das Standrohr hatte einen Durchmesser von 1 cm. Bestimmt wurde die Durchlässigkeit an der REKAL/SAV-Stabilisat-Mischung (70/30) in dreimaliger Wiederholung. Die Mischung wurde im bodenfeuchten Zustand locker in das Versuchsgefäß eingebracht, danach mit entgastem Wasser über 24 Stunden aufgesättigt und nach einer Woche Ruhezeit durchströmt. Im Allgemeinen sind die im Laborversuch ermittelten k -Werte mit erheblichen Fehlern behaftet. Sie geben daher nur eine Größenordnung der Durchlässigkeit an. Es sollte daher nicht auf einen absoluten Wert geschlossen werden.

Der k -Wert errechnet sich nach der folgenden Formel:

$$k = a * I / A * \Delta t * \ln h_1/h_2 \text{ [m/s]}$$

a = Querschnittsfläche des Standrohrs

A = Querschnittsfläche der Probe

I = Höhe der Probe

Δt = verstrichene Zeit

h_1 = Höhe der Wassersäule zu Versuchsbeginn

h_2 = Höhe der Wassersäule nach Δt

Wasserinfiltration

Infiltration ist ein natürlicher Vorgang nach Niederschlägen und wirkt entscheidend auf die Abflussbildung und den Bodenwasserhaushalt. Die Aufteilung des Niederschlages in Oberflächenabfluss und Sickerung in den Boden ist abhängig von der aktuellen Infiltrationskapazität des Bodens. Die Intensität der Infiltration wird durch die Infiltrationsrate mit der Einheit mm pro Zeiteinheit gekennzeichnet. Überschreitet die Regenintensität die Infiltrationsrate, kommt es zum Oberflächenabfluss und auf den sehr steilen Böschungen des Versuchsfeldes zu Erosionen. Deshalb ist eine hohe Infiltrationskapazität des REKAL/SAV-Substrates erwünscht, um die Erosionen zu vermindern und der Vegetation genügend Wasser zur Verfügung zu stellen.

Die Infiltrationsrate ist abhängig von der Beschaffenheit der Bodenoberfläche, der Vegetation und der Eigenschaft des Bodens, wie Bodenart, Porosität, Wasserleitfähigkeit und Wassergehalt. Eine Verkrustung oder Verschlämzung an der Bodenoberfläche verhindert die Infiltrationsrate.

Doppelringinfiltrometer

Mit den Doppelringinfiltrometern werden Infiltrationsraten ermittelt. Sie sind gemäß DIN 19682 genormt. Das Doppelringinfiltrometer besteht aus zwei mittig zueinander liegenden 15 cm hohen Stahlzylindern mit unterschiedlichen Radien, innerer Ring 18 cm, äußerer Ring 30 cm. Es wird in horizontaler Lage leicht in den Boden eingeschlagen. In beide Zylinder wird Wasser gefüllt, wobei der Wasserstand nicht zu hoch sein sollte, damit durch den großen Druck die Ergebnisse nicht verfälscht werden. Das Wasser im Außenzyylinder soll eine zu starke laterale Ausbreitung des im Innenzylinder versickernden Wassers verhindern. Durch die Zugabe von Wasser wird der Wasserstand im inneren Ring während des Versuches ausgeglichen. Ein Versuch wird jeweils so lange durchgeführt, bis die Infiltrationsrate annähernd konstant wird. Nach einer vorgegebenen Zeit kann der Wasserverbrauch bestimmt werden und die hydraulische Leitfähigkeit (Infiltrationsrate) nach dem Darcy-Gesetz berechnet werden. Dieses Gesetz gilt nur für laminare Strömungen.

Darcy Gesetz:
$$K_f = \frac{Q}{t * A}$$

K_f - gesättigte hydraulische Leitfähigkeit (K_f -Wert) [m/s]

Q - Infiltrationsmenge [m^3]

t - Zeitdauer des Infiltrationsversuches [s]

A - Flächeninhalt des inneren Infiltrometerringes [m^2]

Da mit dieser Feldmethode die Infiltration direkt an der Oberfläche bestimmt wird, kommt sie den natürlichen Verhältnissen eines Regenereignisses sehr nahe (LONDON, 1999). Für jeden Standort sollten mehrere Messungen durchgeführt werden, um einen repräsentativen Mittelwert zu erhalten. Der Nachteil dieser Methode ist die relativ kleine Versickerungsfläche und der Wasserüberstau von meist mehreren Zentimetern, welche somit die natürlichen Verhältnisse, wie z.B. die eines Starkregens, nicht wiederspiegelt (WOHLRAB et al., 1992).

Wasserkapazität/Feldkapazität

Zur Bestimmung der Wasserkapazität wurde gestörtes, naturfeuchtes REKAL/SAV-Gemisch verwendet. Die Proben wurden auf keinen bestimmten Wert verdichtet, sondern nur durch leichtes Einrütteln in die Probezylinder gefüllt. Die Wasserkapazität wurde in Anlehnung an das Methodenbuch zur Analyse von Kompost der Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V., November 1994, bestimmt. Die Probezylinder wurden mit einer REKAL/SAV-Mischung im Trockenschrank bis zu einem konstanten Gewicht getrocknet. Danach wurden sie von unten, um Lufteinschlüsse zu vermeiden, mit Wasser aufgesättigt und nach 2 h, 2,5 h, 24 h, 48 h und 72 h der Entwässerung auf einem Kiesbett zurückgewogen. Wenn keine signifikanten Unterschiede mehr gemessen werden können, stellt sich ein ausgeglichenes hydraulisches Potenzial ein.

Die Wasserkapazität wird nach folgender Formel berechnet:

$$W_{\max} = [(E_n - E_{tr})/E_{tr}] * 100 [\%]$$

W_{\max} = Maximale Wasserkapazität

E_{tr} = Masse der trockenen Probe

E_n = Masse der nassen Probe

Scherwiderstandsmessung

Mit Hilfe einer Flügelschersonde der Firma Geonor wurde die Scherwiderstandsmessung in den einzelnen Parzellen, in Anlehnung an DIN 4096, vorgenommen.

Die Handflügelsonde besteht aus einem verlängerbaren Gestänge, an dessen unterem Ende sich ein Flügel befindet. Am oberen Ende des Gestänges ist ein Handgriff mit einem Messkopf angebracht. Das zur Verdrehung des Flügels erforderliche Drehmoment wird durch eine Spiralfeder im Messkopf auf einer Skala angezeigt. Die Handflügelsonde kann mit drei verschiedenen Flügeln ausgestattet werden (Tab. 3). Zur Berücksichtigung der unterschiedlichen Scherflächen muss die Skalenablesung mit einem Umrechnungswert, je nach verwendetem Flügel, multipliziert werden, um den jeweiligen Messwert der Flügelscherfestigkeit τ_{FL} zu erhalten. Die Umrechnungswerte sind wie in Tab. 3 dargestellt.

Tab. 3: Umrechnungswerte der Flügelabmessungen

Flügelabmessung H/D [mm]	Umrechnungswert (τ_{FL} = Skalenablesung • Umrechnungswert)
32/16	2
40/20	1
50,8/25,4	0,5

Die Flügelschersonde misst das bei einem Bruch auftretende Drehmoment. Der daraus resultierende Scherwiderstand entspricht der Gesamtscherfestigkeit unter undrainierten Bedingungen und entspricht somit der Gesamtscherfestigkeit c_u des undrainierten Bodens im Bruchzustand.

Die Scherfestigkeit errechnet sich aus dem gemessenen Drehmoment M:

$$c_u = \tau_{FL} = \frac{6 \times M}{7 \times \pi \times d^3} \quad \left(\frac{MN}{m^2} \right)$$

M = Drehmoment [MN]

d = Durchmesser der Flügelsonde [m]

Die Flügelsondierung eignet sich nur für weiche bis steife Böden mit einer Obergrenze der undrainierten Scherfestigkeit von etwa $0,1\text{MN/m}^2$. Mit der Flügelsonde lassen sich ganze Profile aufnehmen, an denen man Schwächezonen geringerer Scherfestigkeit erkennen kann. Im Allgemeinen nimmt die undrainierte Scherfestigkeit mit der Tiefe zu. Gegenüber Zylinderdruckversuchen streuen die Ergebnisse der Flügelsondierung recht stark. Auf eine Abminderung von c_u um einen Korrekturbeiwert (μ) in Abhängigkeit von der Plastizitätszahl (I_p) wurde verzichtet, da hier die zeitabhängige Veränderung der Scherparameter beobachtet werden sollte und nicht die absoluten Scherparameter.

6.5 Begrünungstechnik

Neben den bereits beschriebenen Analysemethoden kommen hier zwei vollkommen neue Verfahren, entwickelt am Fachgebiet Landschaftsökologie und Naturschutz, zum Einsatz.

Kompressionstechnik

Mit Hilfe eines Kompressors und dem Anschluss einer Sprühpistole ist es möglich, gleichzeitig Saatgut und Dünger mit hohem Druck auf die zu begrünenden Flächen zu verblasen. So können auch schwer zugängliche Abschnitte der Halde erreicht und zeitsparend bearbeitet werden. Ein Raupenfahrzeug macht den Kompressor auf unwegsamen Gelände mobil (siehe Abb. 7). Das Verfahren wurde im Fachgebiet Landschaftsökologie und Naturschutz eigens für die Düngung und Einsaat auf schwer zugänglichen Halden entwickelt.



Abb. 7: Kompressionstechnik – Kompressor, Sprühpistole und Raupenfahrzeug

Haldenigel

Ist das zu begrünende Substrat mit einem abbindenden Zusatzstoff (Gewährleistung der Standsicherheit) versehen, kristallisiert die Oberfläche aus und das Saatgut kann auf dieser Schicht nicht auflaufen. Für diesen Fall wurde der Haldenigel am Fachgebiet Landschaftsökologie und Naturschutz entwickelt. Er ermöglicht ein Aufreißen des Substrates, verbunden mit einer gleichzeitigen Ansaat und Düngung an schwer zugänglichen Haldenflanken. Der in Abb. 8 dargestellte Haldenigel besteht aus einem walzenförmigen Körper mit aufgeschweißten Füßen und zusätzlich angebrachten Bohrungen aus denen der Dünger und das Saatgut in die Laufspur fallen. Über eine Klappe im Walzenkörper ist dieser befüllbar.



Abb. 8: Am Fachgebiet Landschaftsökologie und Naturschutz speziell entwickelter Haldenigel

Der Haldenigel ist über ein Seil mit einem auf dem Plateau befindlichen Allrad-schlepper verbunden. Die Steuerung läuft über eine modifizierte Forstseilwinde mit integrierter Bergstütze und einer max. Zugleistung von 4t. Ausgestattet ist die Seilwinde mit einer hydraulischen Bremse. Das Seil wird über einen Seilumlenkwagen mit mechanischer Handbremse geführt (siehe Abb. 9).



Abb. 9: Allradschlepper, Forstseilwinde, Umlenkswagen und Haldenigel

Zum Bearbeiten einer kompletten Haldenflanke ist es nötig, den Allradschlepper mit Umlenkswagen auf dem Haldenplateau umzusetzen.

6.6 Klimamessungen

Niederschlagssammler Typ Hann. Münden

Die Niederschlagserfassung erfolgte mit Niederschlagssammelnern, in Anlehnung an Typ Hann. Münden, gemäß der Vorgabe in DVWK (1982) mit einer Auffangfläche von 100 cm² und 200 cm² in 1 m Höhe und bodeneben. Die Fangflaschen sind durch Keramikplättchen gegen Rückverdunstung geschützt. Auf der Versuchsfläche Süd waren 20 Niederschlagssammler dieses Typs verteilt. In der Umgebung des Versuchsfeldes Nord wurden 10 ebenerdige Niederschlagssammler auf dem ehemaligen Versuchsfeld der Universität Hannover eingebaut. Fünf Niederschlagsammler haben eine Auffangfläche von 100 cm² und fünf eine Auffangfläche von 200 cm². In unmittelbarer Umgebung wurden sieben Niederschlagssammler mit einer Auffangfläche von 100 cm² und sieben mit einer Auffangfläche von 200 cm² in 1 m Höhe aufgestellt. Die Auswertung erfolgte während der Vegetationsperiode alle 2 Wochen. Im Winter wurden die Messungen eingestellt.

Regensammler nach HELLMANN

Eine weitere Möglichkeit den Niederschlag zu erfassen ist mit den Regensammelnern nach HELLMANN, der Firma Thies, Göttingen gegeben. Sie bestehen aus einem Schutzgehäuse, auf das das Auffanggefäß aufgesetzt wird. Dieses besitzt an seinem oberen Ende einen nach innen abgeschrägten Rand, der die kreisförmige Auffangfläche von 200 cm² freilässt. Im Auffanggefäß befindet sich ein mit der Wand verlöster Trichter, dessen Ausflussrohr unmittelbar in den Hals der darunter stehenden Sammelkanne reicht (HÄCKEL, 1990). Der Regensammler nach Hellmann steht in 1,5 m Höhe im Umfeld der Versuchsfläche Nord, in der Nähe der Niederschlagssammler Typ Hann. Münden. Die Auswertung erfolgte wöchentlich während der Vegetationsperiode.

Wetterhütte nach Wild und Hygro-Thermograph

Eine Wetterhütte nach WILD wurde in 2 m Höhe aufgebaut, in der mittels eines Hygro-Thermographen der Firma Thies (Göttingen) die Lufttemperatur und -feuchtigkeit aufgezeichnet wurden. Beide Messeinrichtungen wurden wöchentlich abgelesen. Der Messbereich für die Temperatur lag zwischen –35 bis +45°C, mit einer Messgenauigkeit von 1%, für die relative Luftfeuchtigkeit bei 2%, mit dem Messbereich 0–100%.

Fernthermograph

Die Bodentemperaturen wurden mit dem Fernthermograph der Firma Thies, Göttingen in 10 cm, 20 cm und 30 cm Tiefe ermittelt. Der Messbereich umfasste –15°C bis +30°C. Gemessen wurde mit drei Thermographen verteilt auf der Versuchsfläche Nord am Hangfuß.

6.7 REKAL

Der Löserückstand aus der Aufbereitung von Salzschlacke aus dem Aluminium-recycling wird als REKAL bezeichnet. REKAL besteht aus den Hauptbestandteilen Steinsalz (NaCl), Kieselsäure (SiO_2) und Aluminiumoxid (Al_2O_3). Als Nebenbestandteile kommen CaO , Fe_2O_3 , MgO , TiO_2 , KCl und CaF_2 vor (siehe Tab. 4). Mit den Komponenten SiO_2 , Al_2O_3 und CaO sind demnach auch die Elemente enthalten, die typisch für puzzolanische Reaktionen sind. Betrachtet man den REKAL-Rückstand nach der Entsalzungsphase, besteht REKAL zu über 90% aus SiO_2 , Al_2O_3 und CaO . Gemäß LAGA (Länderarbeitsgemeinschaft Abfall) ist das Eluat des Feststoffes der Kategorie Z1.2 zuzuordnen. Die Parameter Chlorid, Sulfat, pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit finden nach LAB (Länderausschuss Bergbau) (1998) auf

Salzhalden keine Anwendung, soweit dies zweckmäßig und erforderlich ist. Die Körnung von REKAL ist von Aggregaten mit einem Pseudokorn geprägt, wobei die Kornverteilung einen mittleren Durchmesser von 2 mm bis 10 mm ergibt. Diese Aggregate werden wiederum von einer „real“ Körnung mit einem mittleren Durchmesser von 0,005 mm bis 0,01 mm aufgebaut. Bei einem UU-Versuch konnte die undrainierte Scherfestigkeit mit einem inneren Reibungswinkel von $\varphi_u = 37^\circ$ und einer Kohäsion $c_u = 10\text{--}15 \text{ kN/m}^2$ festgestellt werden. Ab Wassergehalten > 23% nimmt der innere Reibungswinkel rapide ab, und die Kohäsion geht gegen Null. Bei salzfreiem Material ergibt sich eine ähnliche Tendenz, die jedoch zu höheren Wassergehalten verschoben ist. Die Wasserabsorbierbarkeit wurde im Enzlin-Versuch im Ausgangsmaterial mit 166% und im entsalzenen Material zu 120% bestimmt. Der anfallende REKAL-Rückstand weist im frischen Zustand aus der Anlage eine tonige, teilweise breiige, krümmelige Konsistenz auf. Aufgrund dieser Ergebnisse können Rutschungen und

Tab. 4: Analyse des REKAL-Rückstandes aus DIEKMANN, 2003.

Mineralogische Zusammensetzung (salzfreier Rückstand)	
ca. 44%	Korund ähnlich
ca. 32%	Mg-Al-Spinell ähnlich
ca. 6%	Al-Silikat
ca. 10%	Quarz
ca. 5%	Flussspat
ca. 1%	Natriumsilikat
ca. 0,6%	Ba, Sr-Carbonat
ca. 0,5%	Schwermetalle
Salzanteil ca. 50%	

Erosionen nicht ausgeschlossen werden (DIEKMANN, 2003). Deshalb ist es unbedingt erforderlich, das REKAL-Material mit einem verfestigenden Zusatz, dem SAV-Stabilisat, zu versetzen.

6.8 SAV-Stabilisat

In den Kohlekraftwerken fallen heute nahezu 17,76 Mio. t Aschen pro Jahr an. Davon stammen 10,34 Mio. t Asche aus der Braunkohle und 7,42 Mio. t aus der Steinkohle. Die Asche fällt bei der Verbrennung zum größten Teil, rund 12,14 Mio. t, als Flugasche an (VGB, 1998). Je nach Art der Filter durchläuft sie zwei oder drei Stufen (GEBHARD, 1989). In Mitteleuropa ist die Mehrzahl der Kohlekraftwerke mit einer Rauchgasentschwefelung nach dem Kalkwaschverfahren ausgerüstet, wobei als Reststoff Gips entsteht. An zweiter Stelle stehen Anlagen mit einer Rauchgasentschwefelung nach dem Sprüh-Absorptionsverfahren, bei dem als Reststoff ein Mischprodukt anfällt, das üblicherweise als SAV-Stabilisat bezeichnet wird. In 8% aller deutschen Verbrennungskraftwerke wird das Sprüh-Absorptionsverfahren verwendet. Das besondere Merkmal des Sprüh-Absorptionsverfahrens ist, dass die Temperatur der Rauchgase während des gesamten Prozesses nur wenig sinkt und eine Wiederaufheizung der gereinigten Rauchgase nicht notwendig ist.

Die SAV-Technik geht davon aus, dass Schwefeldioxid an feuchten Kalkpartikeln besser absorbiert als an trockenen. Sie wird auch als Quasi-Trockenverfahren oder Halbtrockenverfahren bezeichnet.

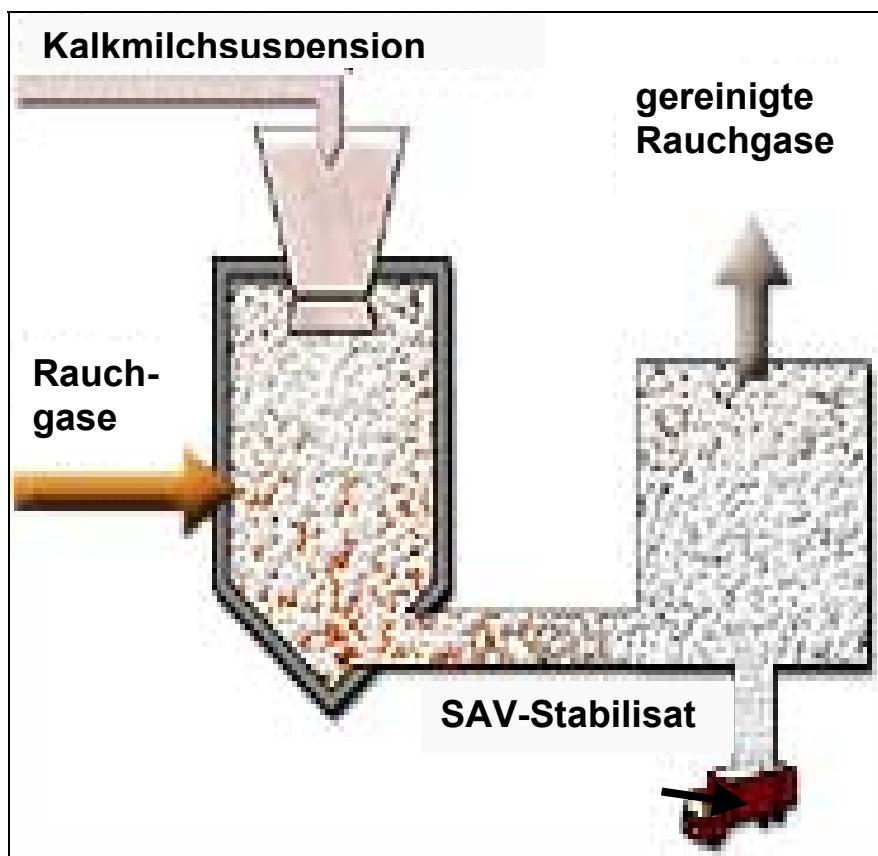


Abb. 10: Entstehung des SAV-Stabilisates aus:
www.energiewelten.de

In einem Sprühabsorber wird Kalkmilchsuspension fein zerstäubt und mit dem etwa 130° bis 150°C heißen Rauchgas in Berührung gebracht. Der Wasseranteil der Suspension verdampft und die Rauchgasinhaltsstoffe reagieren mit dem eingesprühten Kalk. Es entsteht ein trockenes, feinkörniges Endprodukt, SAV-Stabilisat (siehe Abb. 10).

SAV-Produkte bestehen im Wesentlichen aus in Tab. 5 genannten chemischen Hauptkomponenten.

Tab. 5: Chemische Hauptkomponenten der SAV-Produkte

Parameter	Dimension	Medianwerte
Al ₂ O ₃	MA.-%	12,5
CaO gesamt	MA.-%	17,7
Fe ₂ O ₃	MA.-%	4,0
K ₂ O	MA.-%	1,3
MgO	MA.-%	1,0
Na ₂ O	MA.-%	1,0
P ₂ O ₅	MA.-%	0,4
SiO ₂	MA.-%	23,6
S ges. als SO ₃	MA.-%	15,1
TiO ₂	MA.-%	0,6
Glühverlust 550°C	MA.-%	21,0

Die mineralogischen Phasen setzen sich wie folgt zusammen:

- Calziumsulfit-Halbhydrat
- Gips
- Calziumcarbonat
- Calziumhydroxid
- Calziumchlorid
- **Flugaschen.**

6.8.1 Flugaschen (Puzzolane)

Die Flugaschen im SAV-Stabilisat weisen einen erheblichen Anteil an glasigen Bestandteilen auf, die unter Zugabe von CaO und Wasser zu puzzolanischen Reaktionen führen. Sie härten aus und bilden stabile Mineralphasen (REIMANN & DEMMICH, 1991). Deshalb sind sie neben dem CaO-Gehalt die interessantesten Bestandteile im SAV-Stabilisat. Der Begriff Puzzolan leitet sich von einem Trassvorkommen in der

Nähe von Pozzuoli bei Neapel ab. Schon zur Zeit der Römer war bekannt, dass sich aus vulkanischen Aschen dieser Gegend in Verbindung mit gebranntem Kalk ein hervorragend aushärtendes, widerstandsfähiges Produkt herstellen lässt. Bauwerke aus dieser Zeit haben sich bis heute erhalten.

Es sind feinteilige, kieselsäurehaltige natürliche oder künstliche Stoffe, die keine selbstständigen Abbindereaktionen hervorrufen (LUTZE, 2004). Zu den Puzzolanen werden allgemein z. B. die natürlichen Stoffe Kieselgur, Trass, Tuff und Molerde gerechnet. Künstliche Puzzolane sind z. B. **Flugaschen**, Ölschieferrückstände und Ziegelmehl. Die puzzolanische Reaktivität ist stark von dem Anteil der kristallinen Phasen und der Glasphasen abhängig. Ein hoher Gehalt an Glasphase besitzt aufgrund seiner höheren freien Energien eine gute puzzolanische Eigenschaft. Kristalline Bestandteile verringern dagegen die puzzolanische Reaktivität. Sie besitzen nur ein niedriges Energieniveau. Ebenso verringert eine Oberflächenbelegung von kristallinen Sulfaten auf Flugaschepartikel die puzzolanische Aktivität (KAUTZ, 1986). Durch hochalkalische Porenlösung werden die glasigen Partikel angelöst, Silicium- und Aluminiumoxide aus dem Glas herausgelöst und bilden mit Calciumsilikathydrat-(CSH) und Calciumaluminathydrat-Phasen (CAH) die gleichen Hydratationsprodukte, die bei der Zementhydratation entstehen (BVK, 2002, HELMUTH, 1987). Anders als bei hydraulischen Bindemitteln, die auf ein schnelles und starkes Abbindeverhalten ausgelegt sind, setzt bei Puzzolanen die Verfestigungsreaktion erst im Verlauf von Stunden oder Tagen ein, wobei die Standfestigkeit aufgrund der technologischen Stoffeigenschaften (z.B. Scherfestigkeit) schon kurzfristig gegeben ist. Die Verfestigungsreaktionen setzen sich über mehrere Tage bis Wochen fort. Die teilweise mit herkömmlichen hydraulischen Bindemitteln vergleichbaren Endfestigkeiten des Abbindeprozesses werden oftmals erst im Verlaufe von Monaten bis zu zwei Jahren erreicht (KAUTZ, 1986).

Chemische und mineralogische Zusammensetzung der Flugasche

Hauptsächlich bestehen die Flugaschen aus Oxiden des Siliziums, Aluminiums, Calciumferrits und Magnesiums, sowie in geringen Mengen aus Oxiden des Natriums, Kaliums und Titans. Die chemische Zusammensetzung kann je nach Lagerstätte stark variieren.

Die in Glas- und kristalliner Phase herauskristallisierenden Minerale:

- Quarz (SiO_2)
Tritt in allen Korngrößenfraktionen in unregelmäßig begrenzten, oft rundlichen Körnern auf. Bei polarisationsoptischen Untersuchungen stellen sich Deformationen der Indikatrix (Gitterstörungen) als Ergebnis der starken thermischen Beanspruchung heraus.
- Mullit ($3 \text{ Al}_2\text{O}_3 \times 2 \text{ SiO}_2$)
Tritt in Form von Mullitnadeln auf.
- Dicalciumferrit ($2 \text{ CaO} \times \text{Fe}_2\text{O}_3$)
- Korund (Al_2O_3)
- Hämatit (Fe_2O_3)
Die anisotropen Schmelzkügelchen des Hämatits treten nur selten auf.

- Magnetit (Fe_3O_4)
Der Magnetit tritt als opake, magnetische Kugeln und Hohlkugeln in Erscheinung. Eine Röntgenbeugeanalyse liefert Gitterkonstanten von $a_0 = 8,4 \text{ \AA}$. Daraus wird weitgehend auf reinen Magnetit geschlossen.
- Anatas (TiO_2)
- Mekadlinit ($2 \text{ SiO}_2 \times \text{Al}_2\text{O}_3$)
- freies Calciumoxid (CaO)
Freies CaO entsteht infolge der thermischen Dissoziation von Karbonaten und durch Oxidation des humatgebundenen Ca bei der Kohleverbrennung. Kalzit bildet sich offenbar erst sekundär bei Kontakt der abgekühlten Asche mit dem CO_2 des umgebenden Gasmediums aus dem Kalk.
- freies Magnesiumoxid (MgO) - Periklas
- Calciumsulfat (CaSO_4)
Das Calciumsulfat wird als ein Reaktionsprodukt der SO_3 -haltigen Rauchgase mit dem in fester Form im Flugstaub vorliegenden CaO gedeutet. Auf diesen Bildungsmechanismus deutet die Zunahme des Kalziumsulfatgehaltes mit wachsender Entfernung der Probenahmestelle von der Hauptfeuerzone hin. Bei sehr hohen Temperaturen liegt das Gleichgewicht der Reaktion $\text{CaO} + \text{SO}_3 = (\text{CaSO}_4)$ stark auf der linken Seite.
- Magnesiumsulfat (MgSO_4)
- organische Bestandteile (Koks), unverbrannte Teile der Kohle
Relativ große, meist eckige unregelmäßig geformte Partikel mit relativ geringer Dichte. Die xyllitischen Teilchen enthalten z. T. noch Holzstrukturen. Sie erscheinen mattschwarz und sind sehr weich.
- **Gläser**
Röntgenografisch konnten Spinelle, Ca-Ferrite, Ca-Aluminat-Ferrite und Ca-Silikate nachgewiesen werden. In einem Teil der Schmelzkugeln treten nicht näher bestimmmbare Entglasungerscheinungen auf (SCHREITER, 1968).

6.8.1.1 Gläser innerhalb der Flugaschen

Der Hauptteil der Aschepartikel verhält sich optisch isotrop und wird deshalb als Glas bezeichnet. Man unterscheidet Kugeln und unregelmäßig ausgebildete Körner, die jeweils homogen oder inhomogen aufgebaut sind (KEYN, 1985). Chemisch lassen sich die Aschegläser in HCl-lösliche (Aktivglas) und HCl-unlösliche (Inertglas) differenzieren. Lichtbrechungsmessungen ergaben, dass die Aktivgläser höhere Brechungssindizes als die Inertgläser aufweisen (SCHREITER, 1968). Das Inertglas besitzt eine Dichte $< 2,5 \text{ g/cm}^3$ und eine Lichtbrechung zwischen 1,46 und 1,55 und besteht im Wesentlichen aus Kieselglas und aufgeschmolzenen Tonmineralen (Al-Silikatglas mit Spinell und Periglaskristalliten). Das Aktivglas besitzt eine Dichte $> 2,87 \text{ g/cm}^3$. Die Zusammensetzung liegt im Primärausscheidungsgebiet von Melilith im Stoffsystsem $\text{SiO}_2-\text{Al}_2\text{O}_3-\text{CaO}$ auf der Reaktionslinie zwischen Metakaolinit und Kalk. Eine niedrige Liquidustemperatur und Viskosität von Ca-Al-Silikatschmelzen bewirken,

dass sich überwiegend Glasvoll- und Glashohlkugeln aus Aktivglas bilden. Dadurch können auch die höherschmelzenden, unregelmäßig geformten Inertglaspartikel sowie kristalline Bestandteile agglomeriert und eingehüllt werden (MATTHES, 1990). Rund 90% der isotropen Aschepartikel bestehen aus HCl-löslichem Aktivglas mit Lichtbrechung > 1,55 oder werden von diesem eingehüllt. Der Löserückstand besteht zu 88% aus Inertglaspartikel mit Lichtbrechung < 1,55. Darüber hinaus enthalten viele Glaspartikel kristalline Einschlüsse.

Aufgrund mikroskopischer Untersuchungen und Röntgenanalysen, lassen sich grundsätzlich 5 verschiedene Glasphasen unterscheiden:

➤ **Glasphase I**

Kugelige und scharfkantige Körnchen

(hypothetisch werden sie als Melilit-, Gelenit-, Akermanit- bzw. Anorthitgläser bezeichnet); Lichtbrechungsindex 1,620 bis 1,635

➤ **Glasphase II**

Kugelige Körnchen, dünne Plättchen, Hüllen auf den Körnern mit braungelben und hellbraunen Farben. Sie werden dem System CaO – FeO oder CaO – SiO₂ – FeO zugeordnet; Lichtbrechungsindex 1,635 bis 1,710 Basismasse.

➤ **Glasphase III**

Fasrige Aggregate des Wollastonit (CaO x SiO₂)

➤ **Glasphase IV**

Quarzglas mit überwiegend Cristobalit; Lichtbrechungsindex 1,520 bis 1,550

➤ **Glasphase V**

Schwarz mit metallischem Glanz, enthält hauptsächlich Magnetit; Lichtbrechungsindex 1,860 bis 2,000 (OSTROWSKI, 1976).

Die Glaskörper werden differenziert nach ihrem Aufbau in homogene und inhomogene Glaskörper, wobei die unregelmäßig geformten Glaskörper überwiegend inhomogen aufgebaut sind. Das Aktivglas ist wie das Kalziumsulfat in den kleinsten Korngrößenfraktionen anzutreffen (KEYN, 1985). Die physikalischen Eigenschaften und die chemische Zusammensetzung der Glasphase der Filterasche haben eine große Bedeutung in der praktischen Verwertung als Bindemittelzuschlag (SCHREITER, 1968).

6.8.1.2 Korngrößenverteilung

Körnungslinien von Aschen zeigen, dass rund 50% der Ascheteilchen einen Durchmesser < 0,06 mm aufweisen, und somit im Schlämmkornbereich liegen. Von diesen 50% liegen wiederum 70% im Feinkornbereich zwischen 0,06–0,02 mm. Die Asche ist mit einem Schluff-Sand-Gemisch vergleichbar (UEBERSCHAAR, 1988). Die Korngrößenverteilung lässt erkennen, dass sich mit steigender Korngröße eine relative Zunahme von Restkohle, Quarz und Eisenoxiden verzeichnen lässt. In den feinsten Fraktionen ist eine Anreicherung der Glasphase zu beobachten. Reine Aktivglaspartikel findet man in der kleinsten Korngrößenklasse. Im Feinstkornbereich liegen die Anreicherungsmaxima bei 0,004 mm und 0,014 mm, die durch einen schwach besetzten Bereich zwischen 0,008 mm und 0,012 mm getrennt werden (KEYN, 1985).

Anhand der chemischen Zusammensetzung einzelner Kornfraktionen lassen sich folgende Beziehungen ableiten (OSTROWSKI, 1976):

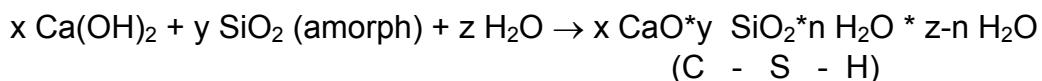
- Die Konzentration von Al_2O_3 , CaO und SO_3^{2-} wächst analog mit einem erhöhten Anteil kleinerer Fraktionen.
- Die SiO_2 -Konzentration verringert sich bei einem hohen Anteil feinster Fraktionen.
- Der Gehalt an Fe_2O_3 ist in den mittleren Fraktionen (30 bis 63 μm) am höchsten, in den feinsten Fraktionen (5 – 15 μm) am niedrigsten.

6.8.2 Abbindereaktionen im SAV-Stabilisat

Neben der puzzolanischen Reaktivität durch die Flugaschen mit hohen Gehalten an amorphen Kieselsäure (SiO_2) und entsprechenden Mengen an Kalk kommt es im SAV-Stabilisat zu weiteren Abbindereaktionen (DEMMICH, 1989).

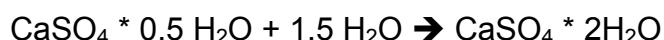
Chemische Reaktionen bei Puzzolanen (Puzzolanität)

Puzzolane sind nicht hydraulische Stoffe, die alleine keine hydraulischen Eigenschaften haben, jedoch in der Lage sind, zusammen mit freiem Kalkhydrat, $\text{Ca}(\text{OH})_2$ und Wasser hydraulisch zu reagieren (HENNING, 1989; KNOBLAUCH, 1987; KRENKLER, 1980).



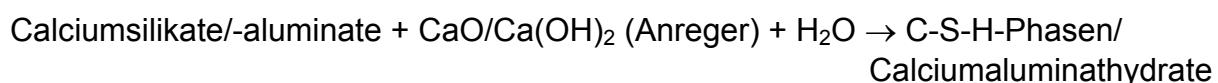
Hydratationsprozesse

Für den Hydratationsprozess (nur unter Einbindung von Wasser erhärtend) im SAV-Stabilisat sind die reaktiven Gläser, der Anhydrit und der Freikalk von besonderer Bedeutung. Sie bilden die Ausgangsstoffe für die Phasenneubildungen.



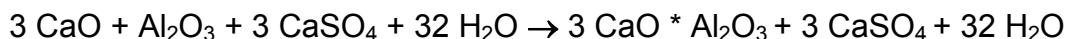
Latent hydraulische Abbindung

Die latent hydraulischen Abbindungen sind „schlummernde“ hydraulische Eigenschaften, die erst durch einen Anreger (z.B. Calciumhydroxid oder Calciumsulfat) aktiviert werden. Sie ähneln daher den puzzolanischen Abbindereaktionen. Lediglich in der Zusammensetzung und der Menge unterscheiden sie sich von ihr.



Ettringitbildung

Bei Anwesenheit von Aluminaten und Sulfaten kommt es zusätzlich zur Ettringitbildung:



Sie ist eine typische Mineralphasenneubildung und zeichnet sich durch ein beträchtliches Schadstoffeinbindungspotenzial aus (DEMMICH, 1993; BAMBAUER, 1988a u. b).

Reaktionen zwischen Tonmineralen und Calciumverbindungen

Eine schnell verlaufende Reaktion mit Calciumoxid oder -hydroxid ist der Kationenaustausch. Die Dicke der Doppelschicht ist bei mehrwertigen Kationen dünner als bei einwertigen. Je nach Einbau der verschiedenen Kationen variiert so die Dicke der Doppelschicht. Diese sinkt mit steigender Konzentration der Gleichgewichtslösung oder wenn zur vollen Hydratation der Kationen nicht genügend Wasser zur Verfügung steht. Eine Verringerung der Dicke der Doppelschicht hat zur Folge, dass die Bildung von Flocken oder größeren Aggregaten begünstigt wird. Bei der Aggregatbildung von Tonmineralen können verschiedene Berührungsarten vorkommen. Durch Parallelanlagerung, „Fläche an Fläche“, entstehen dickere Blättchen. Bei den Berührungsarten „Fläche an Kante“ und „Kante an Kante“ werden hohlräumreiche Kartenhausstrukturen gebildet. Phasenneubildungen aus Tonmineralen und Calciumhydroxid setzen sich hauptsächlich aus den Komponenten des Vierstoffsystems $\text{CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot \text{SiO}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$ zusammen. Die Neubildungen erfolgen durch folgenden Mechanismus: Der pH-Wert wird durch die Kalkzugabe angehoben. Die Löslichkeit von Kieseläsäure und Aluminiumhydroxid steigt bei den erhöhten pH-Werten. Zusammen mit den Calciumionen fallen sie dann als Calciumsilicat- oder Calciumaluminathydrate aus (RYGOL, 1987).

6.9 Wirbelschichttasche

Zum Einsatz kamen Wirbelschichttaschen aus der Anlage Nord der VW-Kraftwerksgesellschaft mbH (Wolfsburg). Bei der Wirbelschichtfeuerung (siehe Abb. 11) wird Feinkohle mit Kalkstein vermischt und in einen Kessel eingeblasen. Die von unten eingeblasene Luft verwirbelt das Gemisch und ermöglicht eine Verbrennung mit deutlich niedrigeren Temperaturen als bei herkömmlichen Kraftwerken, was eine Verringerung der Stickoxide zur Folge hat.

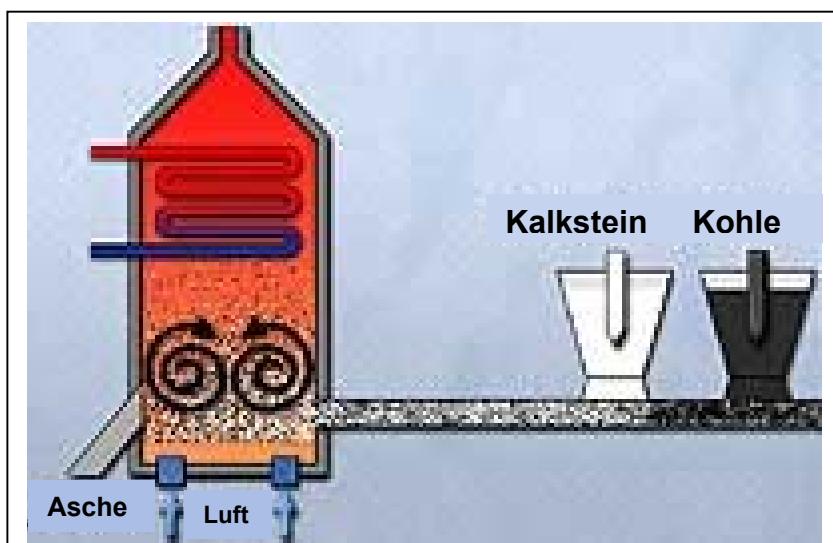


Abb. 11: Wirbelschichtfeuerung aus www.energiewelten.de

Der beigemischte Kalkstein verbindet sich mit dem Schwefel und bleibt in der Asche zurück. Im Kessel vorhandene Siederohre nehmen die Wärme direkt auf und erhöhen den Wirkungsgrad deutlich. Der Vorteil dieser Feuerung liegt neben den niedrigeren Emissionen an Stickoxiden in der einfachen Reduzierung von Schwefel. Daneben können auch energieärmere, ballastreichere Importkohlen aufgrund der niedrigeren Temperaturen und der besseren Verbrennungseigenschaften verwandt werden (MARTIN, 1990; SIMON, 1990; GRATHWOHL, 1993). Wirbelschichttaschen sind ein Gemenge von Verbrennungsrückständen aus den verfeuerten Kohlen mit dem Entschwefelungsprodukt CaSO_4 sowie dem nicht sulfatisierten Restkalk (CaO). Aufgrund der niedrigen Verbrennungstemperatur sowie des Entschwefelungsvorganges entsteht ein in mineralogischer Hinsicht neues Material. Die fehlenden Sinter- und Aufschmelzungsvorgänge erzeugen ein zum großen Teil feinkörniges Material mit hoher Oberfläche.

Chemische Analysen von Wirbelschichttaschen, die je nach Art der Kohle variieren können sind in Tab. 6 dargestellt (KAUTZ, 1991).

Tab. 6: Chemische Zusammensetzung einer WSA (KAUTZ, 1991)

Parameter	Dimension	Medianwerte
Al_2O_3	MA.-%	15,1
CaO gesamt	MA.-%	17,0
Fe_2O_3	MA.-%	5,1
K_2O	MA.-%	1,83
MgO	MA.-%	0,96
Na_2O	MA.-%	0,52
P_2O_5	MA.-%	0,51
SiO_2	MA.-%	26,7
S ges. als SO_3	MA.-%	7,05
TiO_2	MA.-%	0,6
TOC	MA.-%	28,4

Die mineralogische Analyse einer Wirbelschichttasche ergab folgende Ergebnisse (Tab. 7):

Tab. 7: Mineralogische Zusammensetzung einer WSA (KAUTZ, 1991)

Mineralogische Zusammensetzung
Illit
Branntkalk
Kalk
Hämatit
Quarz
Anhydrit
amorpher Ton

Die Wirbelschichttasche hat ähnliche, nicht ganz so starke, puzzolanische Eigenschaften wie das SAV-Stabilisat.

6.10 Biokompost

Zum Einsatz kam ein loser Biokompost der Raiffeisen-Landbund eG in Niedernwöhren, mit einer maximalen Korngröße von 20 mm, der einem Rottegrad V entsprach. Es wurden ca. 22 m³ auf die Parzellen 5–8 aufgebracht.

6.11 Dünger

Organische Dünger

Als organische Langzeitdünger kamen **Frisol A** (aktiv), ein NP Flüssigdünger mit Langzeitwirkung und **Frisol F** (forte), ein organischer NPK Dünger, auf den Versuchsparzellen zum Einsatz. Dabei handelt es sich bei Frisol A um ein Zuckerphosphoramid, das als flüssiges Konzentrat vorliegt und in Wasser verdünnt zur Langzeitdüngung und Bodenverbesserung in das Substrat eingespült wird. Dadurch wird eine hochmolekulare Nährstoffquelle in die tieferen Bodenschichten verfrachtet. Die aufgrund ihrer organischen Struktur nicht auswaschbaren Phosphorträger besitzen eine negative Überschussladung und sind damit in der Lage, Nährstoffe anzulagern. Somit erfüllt Frisol aktiv mehrere Funktionen. Die Aufwandsmengen liegen laut Hersteller zwischen 500 bis 1.500 kg/ha und Jahr (www.gebruederfriedrich.de).

Frisol F hat neben den Zuckerionen noch eine bodenverbessernde Wirkung. Es besteht aus getrockneter und granulierter Biomasse von im Boden lebenden Mikroorganismen (z. B. der Bodenpilz *Penicillium chrysogenum*). Durch mehrstündige Trocknung bei 150 °C wird beim Dünger eine absolute Keimfreiheit erreicht. Er funktioniert als eine langsam fließende Nährstoffquelle. Durch eine ausgewogene Nährstoffzusammensetzung ist Frisol F optimal an mikrobielle Abbauprozesse angepasst. Daneben beinhaltet der Dünger noch einen hohen Anteil an wichtigen Spurenelementen und Vitaminen. Der Tonmineralanteil im Dünger erhöht zudem die Nährstoffspeicherfähigkeit des Bodens. Die Aufwandsmengen liegen laut Hersteller zwischen 1.000 bis 3.000 kg/ha und Jahr (www.gebruederfriedrich.de).

Weiterhin wurden 300 kg/ha **Frisol S** (Bodenfestigerkonzentrat) und 500 kg/ha Erosionsschutzfasern eingesetzt. Die einzelnen Komponenten wurden von der Firma BbB (Beratungsgesellschaft für biologische Bodensicherung, Gebrüder Friedrich GmbH, Salzgitter) im Anspritzverfahren aufgebracht.

Mineraldünger

Um eine ausreichende Phosphorversorgung der Pflanzen zu gewährleisten, wurde Superphosphat mit einem P₂O₅-Anteil von 17% eingesetzt. Folgende Mineraldünger fanden zudem zur Verbesserung der Versorgung der Pflanzen auf den Versuchsparzellen der Südflanke Verwendung: Mehrnährstoffdünger NPK-Düngerlösung (8/8/6), NPKMg (12/12/17/2), NP (12/50), NP (20/20), Einzelstoffdünger Tripelphosphat (46% P) und KAS (27% N). Nachdem eine ausreichende Versorgung der Pflanzen mit Kalium sichergestellt war, konnte auf diese Düngekomponente verzichtet werden. Es wurde auf die Zweistoffkomponente NP(20/20) zurückgegriffen. Um die Salzbelastung in dem Substrat nicht noch weiter zu erhöhen, wurde anfangs nur mit einer NPK-Düngerlösung (Blattdünger) gearbeitet, da granulierter Mineraldünger den Salzgehalt weiter angehoben hätte.

6.12 Saatgut

Folgende Ansaatmischungen konnten auf der Versuchsfläche Süd eingesetzt werden.

Tab. 8: Ansaatmischung 1

Ansaatmischung 1 FG LÖN I	
40%	<i>Lolium perenne</i> JUWEL
20%	<i>Festuca rubra rubra</i> LIROSY
20%	<i>Dactylis glomerata</i> LIDACTA
10%	<i>Festuca ovina</i> LIVINA
10%	<i>Poa pratensis</i> ALSA BERBI (ursprünglich LIMOUSINE)

Tab. 9: Ansaatmischung 2

Ansaatmischung 2 FG LÖN II	
20 %	<i>Lolium perenne</i> JUWEL
20 %	<i>Festuca rubra rubra</i> LIROSY
20 %	<i>Festuca rubra trichophylla</i> LIBANO
20 %	<i>Dactylis glomerata</i> LIDACTA
10 %	<i>Festuca ovina</i> LIVINA
10 %	<i>Poa pratensis</i> ALSA BERBI (ursprünglich LIMOUSINE)

Tab 10: Ansaatmischung 3

Ansaatmischung 3 Mischung BbB	
40 %	<i>Lolium perenne</i> LIVONNE (ursprünglich BELIDA)
20 %	<i>Festuca ovina duriuscula</i> BORNITO
20 %	<i>Festuca rubra rubra</i> BOREAL
14 %	<i>Phleum pratense</i> LIGRASSO (ursprünglich PHLEWIOLA)
1 %	<i>Lotus corniculatus</i> LEO (ursprünglich ROCCO)
2 %	<i>Medicago lupulina</i> VIRGO
0,5 %	<i>Trifolium dubium</i>
2 %	<i>Trifolium pratense</i> MARINO

Tab 11: Ansaatmischung 4

Ansaatmischung 4 Stickstoff	
30 %	<i>Lolium perenne</i> LISUNA
10 %	<i>Festuca rubra rubra</i> NFG-THEODOR-ROEMER
10 %	<i>Festuca ovina</i> CHRYSTAL
10 %	<i>Poa pratensis</i> ALSA BERBI
10 %	<i>Poa compressa</i>
10 %	<i>Trifolium pratense</i> RENOVA
10 %	<i>Trifolium repens</i> LIREPA
5 %	<i>Lotus corniculatus</i> LEO
3 %	<i>Medicago lupulina</i> VIRGO
2 %	<i>Anthyllis vulneraria</i>

Tab 12: Ansaatmischung 5

Ansaatmischung 5 Trockenrasen	
40 %	<i>Lolium perenne</i> LIVONE
15 %	<i>Festuca ovina duriuscula</i> BORNITO
5%	<i>Bromus erectus</i>
5%	<i>Poa compressa</i>
10 %	<i>Agropyron repens</i>
3 %	<i>Bromus inermis</i>
10 %	<i>Festuca rubra rubra</i> NFG-THEODOR-ROEMER
7 %	<i>Festuca rubra trichophylla</i> LIPROSA
2 %	<i>Achillea millefolium</i>
2 %	<i>Tanacetum vulgare</i>
1 %	<i>Taraxacum spec.</i>

Material und Methoden

Tab 13: Ansaatmischung 6

Ansaatmischung 6 salzverträglich	
30 %	<i>Lolium perenne</i> LISUNA
20 %	<i>Festuca rubra commutata</i> LIROUGE
20 %	<i>Festuca rubra rubra</i> NFG-THEODOR-ROEMER
10 %	<i>Festuca ovina</i>
10 %	<i>Poa pratensis</i> OTTOS WIESENRIESE
10 %	<i>Agrostis tenuis</i> LIGRETTE

Auf den erst später eingesäten Parzellen 9-11 kam folgende Ansaatmischung zum Einsatz:

Tab 14: Ansaatmischung 7 (Parzelle 9-11)

Ansaatmischung 7 Parzelle 9, 10 u. 11	
60 %	<i>Lolium perenne</i> JUWEL
15 %	<i>Festuca rubra</i> LIPROSA
15 %	<i>Dactylis glomerata</i> LIDACTA
4 %	<i>Brassica napus</i> LIRATOP
3 %	<i>Trifolium pratense</i> RENOVA
3 %	<i>Lotus corniculatus</i> LEO

Versuchsfeld Nord wurde im Jahr 2002 erstmalig mit folgender Ansaatmischung begrünt.

Tab. 15: Ansaatmischung 8 Nordhang

Ansaatmischung 8 Nordhang	
<i>Lolium perenne</i> JUWEL	50%
<i>Poa pratensis</i> Lipoa	20%
<i>Festuca rubra commutata</i>	20%
<i>Festuca rubra trichophylla</i>	10%
<i>Brassica napus</i>	< 1%

6.13 Statistik

Die Standardabweichung ist eine Maßzahl der Streuung. Wird in der Statistik eine Auswertung über eine Menge von Werten benötigt, gibt die Standardabweichung ein sinnvolles Maß für die Streuung um den Mittelwert an. Sie heißt auch mittlerer Fehler r.m.s.error (root mean square Fehler). Als mathematische Zeichen sind σ , s , m.F. oder rms üblich. Oft nennt man den mittleren Fehler auch Plus/minus (\pm) und schreibt ihn direkt hinter den Mittel- bzw. Durchschnittswert. Die Standardabweichung (m.F.) ist die Quadratwurzel einer anderen Streuungsmaßzahl, der Varianz. Sie hat gegenüber dieser den Vorteil, dass sie die gleiche Einheit hat wie die ursprünglichen Messwerte.

Mathematische Definition der Standardabweichung

aus: KÖHLER, SCHACHTEL, VOLESKE, (2002)

$$\sigma := \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (x_i - \mu)^2}$$

Dabei ist

- σ die Standardabweichung
- μ der Erwartungswert
- N der Umfang der Grundgesamtheit
- x_i die Merkmalsausprägungen am i -ten Element der Grundgesamtheit

$$\mu := \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N x_i$$

7 Aufbau Versuchsfeld Süd

Der Versuchsfeldaufbau im Süden der Kalirückstandshalde begann am 12. Juni 1997 und endete am 08 Juli 1997. Die besondere Schwierigkeit dieses Versuchsfeldes liegt in der Exposition (Südhanglage) und steiler Böschungsneigung, so dass dieser Standort als sehr trocken einzustufen ist und hinsichtlich der Begrünung als „worst case-Fall“ auf der Halde angesehen werden kann.

Zum Einsatz kamen die in Kap. 6 beschriebenen Materialien (SAV-Stabilisat, REKAL, WSA, Biokompost). Das Versuchsfeld hat eine Gesamtfläche von ca. 1.300 m² und wurde in 11 Versuchsparzellen unterteilt. Aufgebracht wurde das Material mit Hilfe eines Baggers (siehe Abb. 12). Bei **hangparallelem Aufbau** ist die gewünschte Schichtstärke von 1,5 m von unten nach oben, beginnend an der Haldensohle, aufgetragen worden. Der **steile Aufbau** bedeutet, dass die jeweiligen Komponenten in ca. 8 m Höhe auf die Salzböschung geschüttet wurden und sich der natürliche Böschungswinkel einstellte, der etwas steiler ist als der Böschungswinkel des Salzkörpers.



Abb. 12: Aufbau des Versuchsfeldes Süd

Die einzelnen Versuchsparzellen setzten sich aus folgenden Substraten zusammen:

Die **Versuchsparzellen 1-4** bestehen mit einer jeweiligen Größe von ca. 140 m² zu 100 % aus SAV-Stabilisat. Der Aufbau erfolgte steil.

In den **Parzellen 5-8** wurde in die obersten 40 cm des SAV-Stabilisats Kompost mit eingearbeitet; dies entspricht ca. 400 t(TS)/ha. Der Aufbau erfolgte hangparallel. Die Parzellengrößen entsprechen ca. 130 m², mit Ausnahme der Parzelle 8, die nur eine Größe von 56 m² aufweist.

Die **Versuchsparzelle 9** setzt sich aus einem Gemisch von 30% SAV-Stabilisat und 70% REKAL-Material zusammen. Sie hat in etwa eine Grundfläche von 90 m².

Die **Versuchsparzelle 10** unterscheidet sich von Versuchsparzelle 9 nur in dem Mischungsverhältnis 20% SAV-Stabilisat und 80% REKAL und hat die gleiche Grundfläche.

Aufbau Versuchsfeld Süd

Die letztgenannte **Parzelle 11** setzt sich aus drei unterschiedlichen Komponenten zusammen. Eine Mischung aus 80% SAV-Stabilisat und 20% Wirbelschichttasche wird im Verhältnis 30% zu 70% REKAL beigemischt. Die Parzellen 9 -11 wurden steil aufgebaut.

Anschließend wurden die Versuchsparzellen ausgepflockt.

Der Aufbau dieser Versuche ist schematisch in Abb. 13 und 14 dargestellt.

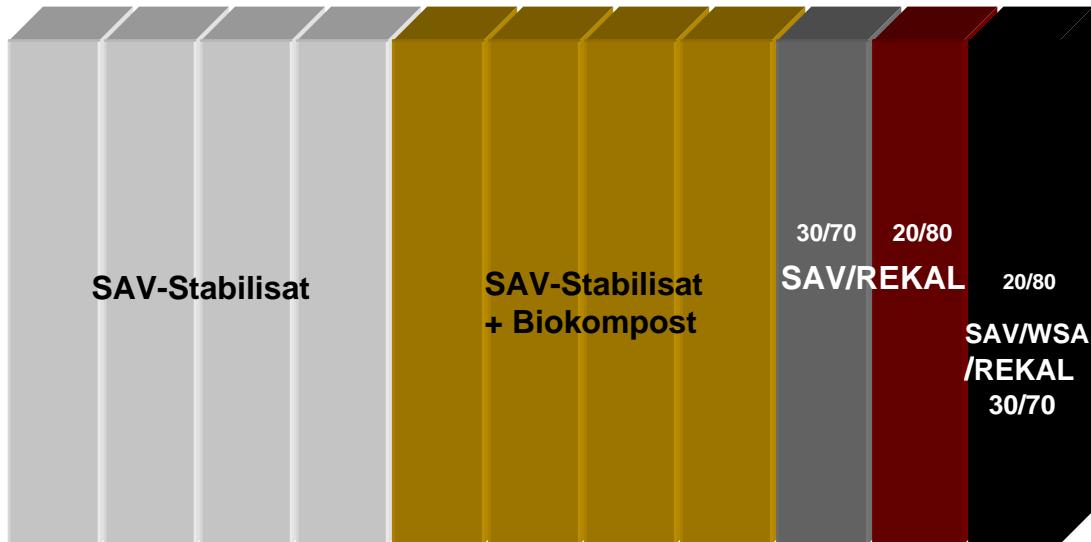


Abb. 13: Schematischer Aufbau des Versuchsfeldes Süd

Die verschiedenen Mischungen der Versuchsparzellen 9 - 11 nahm ein Radlader durch mehrmaliges Umlagern und durchmischen vor. Alle Angaben zu den Mischungsverhältnissen beziehen sich auf die Trockengewichte der verwandten Stoffe. Das SAV-Stabilisat wurde mit einem Feuchtigkeitsgehalt von 20 - 25% verarbeitet.

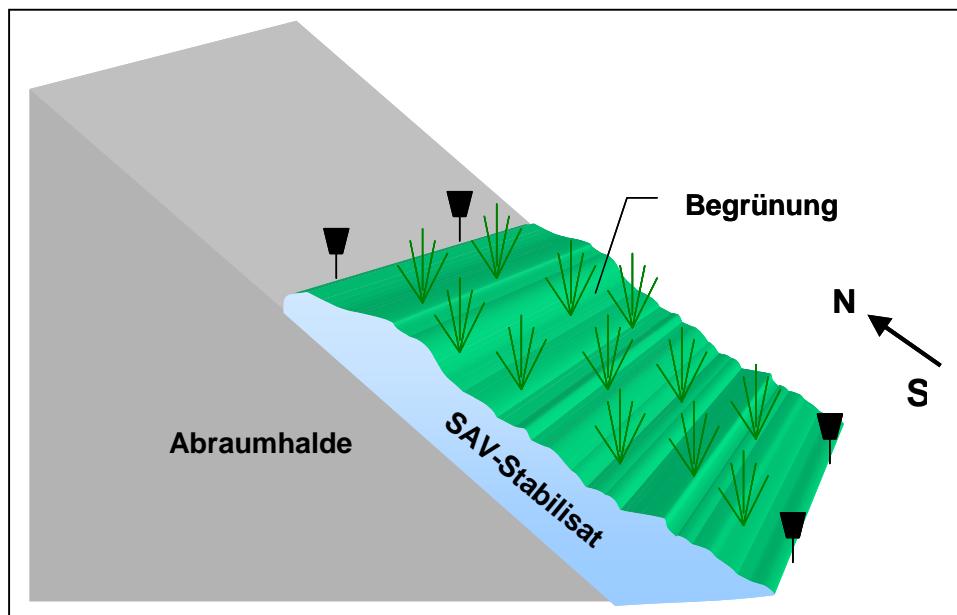


Abb. 14: Schematische Darstellung des Versuchsfeldes Süd

7.1 Ansaatmischungen

Am 30.09.1997 wurden die Versuchsparzellen 1 - 8 erstmals mit verschiedenen Ansaatmischungen angespritzt. Auf den Parzellen 9 - 11 war aufgrund der sehr hohen Salzbelastung des REKAL-Materials eine natürliche Entsalzungsphase von zwei Jahren vor der Ansaat von Nöten. Zur Anwendung sollten Ansaatmischungen aus Gräsern für den extensiven Landschaftsbau kommen. Zum großen Teil sind dies Spezialmischungen, die von der DSV Lippstadt zusammengestellt und geliefert wurden.

Die Zusammenstellung der **Ansaatmischung 1** (siehe Kap. 6) erfolgte auf der Basis von „Vorversuchen zur Direktbegrünung“ (Lücke, 1997). Mit dieser Mischung konnten schon gute Erfolge vom Fachgebiet Landschaftsökologie und Naturschutz (FG LÖN) im „Pilotprojekt Bleicherode“ erzielt werden (PODLACHA, 1999). Hier wurden Boden/Aschen-Mischungen begrünt. Allgemein hat sich *Lolium perenne* (Weidelgras) in zahlreichen Versuchen des Fachgebiets aufgrund der schnellen Anfangsentwicklung bei der Direktbegrünung hervorragend bewährt. *Lolium perenne* sollte hier nicht nur als Ammengras fungieren, sondern auch Bestandsbildner werden. *Festuca rubra* (Rotschwingel) zeichnet sich dagegen durch geringe Nährstoff- und Feuchtigkeitsansprüche aus und ist auch in der Lage salzhaltige Böden zu ertragen. Durch ein relativ schnelles Anfangswachstum kann *Dactylis glomerata* (Knaulgras) ebenso wie *Lolium perenne* eine Ammenfunktion für die anderen Gräser übernehmen. *Dactylis glomerata* bevorzugt nährstoffreiche, N-haltige, frische Standorte. *Festuca ovina* (Schafschwingel) kommt auf trockenen, nährstoffarmen und sauren Sand- und Torfböden vor (FITTER, 1987). *Poa pratensis* (Wiesenrispengras) besiedelt frische nährstoffreiche, auch salzhaltige Böden.

Die **Ansaatmischung 2** weicht gegenüber 1 insofern ab, als *Festuca rubra trichophylla* LIBANO zusätzlich mit aufgenommen wurde. Dieser Rotschwingel mit kurzen Ausläufern zeigte ein gutes Wuchsverhalten in Gefäßversuchen mit anderen Asche/Boden-Gemischen.

Die **Ansaatmischung 3** ist eine Empfehlung der Beratungsstelle für Biologische Bodensicherung, Gebrüder Friedrich GmbH, Salzgitter, für trockene Hanglagen. Neben den bereits erwähnten Gräsern kommt hier noch *Phleum pratense* (Wiesen-Lieschgras), das nährstoffreiche und kalkhaltige Böden bevorzugt, zum Einsatz. Zu geringen Teilen werden Leguminosen beigemischt, um das technogene Substrat mit Stickstoff zu versorgen. Über eine Wurzelsymbiose mit Bakterien, den sogenannten Rhizobien, sind die Pflanzen in der Lage, Luftstickstoff zu fixieren und für deren Wachstum zur Verfügung zu stellen. Stickstoffdüngungen könnten somit reduziert oder gar eingestellt werden.

Die **Ansaatmischung 4** stellt den Versuch dar, eine größere Anzahl Leguminosen (Familie Fabaceae – Schmetterlingsblütler) zu etablieren.

Die **Ansaatmischung 5** legt ihren Schwerpunkt auf eine Zusammenstellung von Arten für extrem trockene Standorte. Die Wasserversorgung könnte auf dieser südexponierten Böschungslage zum Minimumfaktor werden.

Da durch Verwehungen von Kali-Abraum und REKAL hohe Salzbelastungen zu erwarten sind, zudem das Substrat selbst mit Salzen belastet ist, wurde die **Ansaatmischung 6** getestet, die auch bei der Ansaat von Straßenrändern und Böschungen auf trockenen, steinigen Böden nach DSV zum Einsatz kam.

Aufbau Versuchsfeld Süd

In Abb. 15 wird die Verteilung der Ansaatmischungen auf den Versuchsparzellen dargestellt.

Trockenrasen	Stickstoff	FG LÖN I	Mischung BbB	Mischung BbB	FG LÖN I	Salzverträglich	FG LÖN II
P 1	P 2	P 3	P 4	P 5	P 6	P 7	P 8

Abb. 15: Lageplan der Versuchsparzellen mit ausgewählten Ansaatmischungen

Das fertige Versuchsfeld stellte sich im Jahr 1999 wie in Abb. 16, dar.



Abb. 16: Versuchsfeld Süd im Jahr 1999

Die Versuchsparzellen 9-11 stellen durch ihre hohen Salzbelastungen einen gesonderten Versuch dar. Nach einer zweijährigen Aussalzungsphase wurde im Mai 1999 erstmals auf den Parzellen 9-11 ein Ansaatversuch mit der Ansaatmischung 7 durchgeführt. Bewusst wurde ein sehr hoher Anteil von *Lolium perenne* der Ansaat beigemischt. Aus den anderen Versuchsparzellen konnten die positiven Ergebnisse mit diesem Gras nur bestätigt werden. Diese Grasansaat wurde mit ca. 30 g/m², unter dem Zusatz von *Secale multicaule* (Waldstaudenroggen) mit ca. 4,5 g/m², auf die Versuchsparzellen aufgebracht. Diese Art ist für seine extreme Trockenheitsverträglichkeit bekannt. Leider blieb der erste Versuch ohne Erfolg.

Eine zweite Ansaat mit der gleichen Ansaatmischung erfolgte im September 1999. Auch bei diesem Versuch lief das Gras nur zögerlich auf. Die Vögel dezimierten das Saatgut des Waldstaudenroggens stark.

Im April 2001 kam es zu einer dritten Ansaat ohne Waldstaudenroggen. Zusätzlich wurde eine Grunddüngung von 400 kg P/ha (Tripelphosphat) und das bodenverbessernde „Agrosil“ der Firma COMPO mit eingearbeitet. Abermals verlief dieser Versuch nicht befriedigend.

Erst der vierte Ansaatversuch, im Herbst 2001 mit der gleichen Grasansaat, plus 1-2 g/m² *Brassica napus* (Raps), konnte zufriedenstellende Ergebnisse liefern. Die Ansaaten liefen sehr gut auf.

7.2 Düngermengen

Die einzelnen Versuchsparzellen wurden zu verschiedenen Zeitpunkten mit unterschiedlichen Düngerarten und –gaben versehen. Die zeitliche Abfolge ist den Tab. 16 - 19 zu entnehmen.

Tab. 16: Düngermengen Parzellen 1 - 8

Datum P1-8	Verwendete Dünger	Aufwandmenge N [kg/ha]
30.09.1997	Frisol organischer Langzeitdünger Frisol F Frisol A	180N 90N
01.04.1998	NPK-Düngerlösung 8/8/6	30N
16.04.1998	NPK-Düngerlösung 8/8/6	30N
28.04.1998	NPK-Düngerlösung 8/8/6	30N
14.05.1998	NPK-Düngerlösung 8/8/6	30N
27.05.1998	NPKMg 12/12/17/2	25N
10.06.1998	NPKMg 12/12/17/2 Super-P	25N 100N
24.06.1998	NPK-Düngerlösung 8/8/6	30N
08.07.1998	NPKMg 12/12/17/2	25N
05.08.1998	NPK-Düngerlösung 8/8/6	60N
30.09.1998	NP (20/20)	25 N
17.03.1999	NP (20/20)	25 N
29.04.1999	NP (20/20)	25 N
01.09.1999	NP (20/20)	25 N
29.03.2000	NP (20/20)	25 N
12.04.2000	NP (20/20)	25 N
12.07.2000	NP (20/20)	50N
06.09.2000	NP (20/20)	25 N
06.03.2001	NP (20/20)	50 N
04.04.2001	NP (20/20)	50 N
17.05.2001	NPKMg (12/12/17/2)	25 N
30.05.2001	NPKMg (12/12/17/2)	25 N
19.09.2001	NP (12/50)	30 N
10.04.2002	NPKMg (12/12/17/2)	50 N
08.05.2002	NP (12/50)	25 N
03.09.2002	NP (12/50)	25 N

Tab. 17: Düngermengen Parzellen 9 - 11

Datum V 9-11	Verwendete Dünger	Aufwandmenge [kg/ha]
07.03.2001	Tripelphosphat (P46%)	400 P
13.06.2001	NPKMg (12/12/17/2)	25 N
19.09.2001	NP (12/50)	25 N
18.10.2001	NPKMg (12/12/17/2)	25 N
10.04.2002	NPKMg (12/12/17/2)	25 N
08.05.2002	NP (12/50)	25 N
03.09.2002	NP (12/50)	25 N

Tab. 18: Düngermengen Parzellen 1 - 11

Datum P1-11	Verwendeter Dünger	Aufwandmenge [kg/ha]
Südseite		
20.03.03	NPKMg 12/12/17/2	30 N
22.05.03	NPKMg 12/12/17/2	30 N
24.09.03	NPKMg 12/12/17/2	25 N
15.03.04	NPK (15/15/15)	50 N

Gesamtmenge N-Dünger in den Jahren 1997 – 2004

Tab. 19: Gesamtmenge an aufgebrachtem N

Jahr	Gesamtmenge N [kg/ha] P 1-8	Gesamtmenge N [kg/ha] P 9-11
1997	270	-
1998	285	-
1999	75	-
2000	125	-
2001	180	75
2002	100	75
2003	85	85
2004	50	50

Auf dem technogenem Substrat der Parzellen 1 - 8 wurden in den Anfangsjahren mit hohen Düngergaben gearbeitet. An erster Stelle stand möglichst schnell eine Vegetationsdecke zu etablieren, um die Oberflächenerosion zu verhindern. Danach wurde anhand der Biomasseanalysen bedarfsgerecht gedüngt.

8 Ergebnisse und Diskussion – Versuchsfeld Süd

Erfreulicherweise konnte die Vegetation auf dem Versuchsfeld Süd über 7 Jahre hinweg kontinuierlich aufgenommen werden. Dies ermöglicht nicht nur eine tendenzielle Beobachtung, sondern auch die Beschreibung der jeweiligen Entwicklung. In den Jahren 1998 bis 2000 wurden die Aufnahmen durch das Fachgebiet Landschaftsökologie und Naturschutz, Herrn Scheer, vorgenommen.

8.1 Vegetationsaufnahmen

Die Entwicklung der Vegetationsdeckung verläuft auf den Parzellen 1 - 8 über den gesamten Untersuchungszeitraum relativ ähnlich, wobei die Parzelle 8 immer leicht hinter den Vegetationsdeckungen der übrigen Parzellen zurückbleibt (siehe Abb. 17).

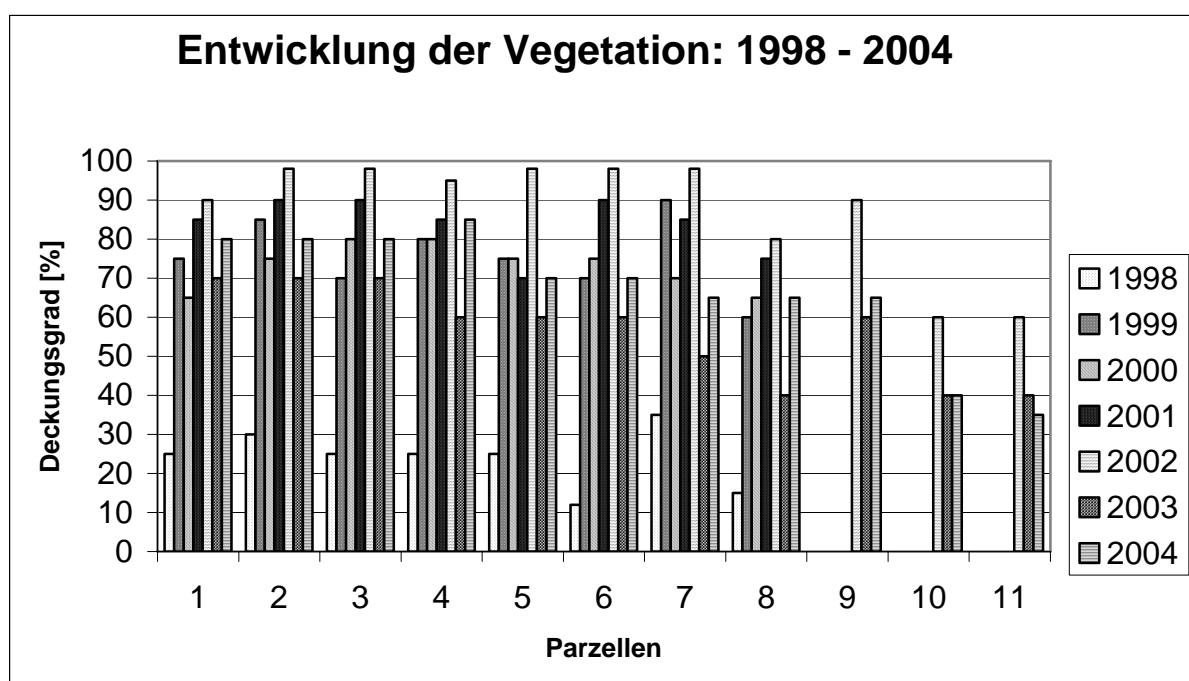


Abb. 17: Entwicklung des Deckungsgrade in den Parzellen 1-11

Im ersten Aufnahmejahr (**1998**), ca. 9 Monate nach der ersten Nassansaft, weisen sechs der acht Parzellen einen Deckungsgrad zwischen 20% und 40% auf. Nur die Parzellen 6 und 8 liegen unterhalb der 20%-Deckung. Die Gräser waren zu diesem Zeitpunkt noch sehr niederwüchsig, was sicher auf den hohen pH-Wert und die damit verbundenen extremen Wuchsbedingungen zurückzuführen ist. Nennenswerte Erosionserscheinungen konnten auf den Parzellen 1–4 trotzdem nicht festgestellt werden. Die Parzellen 5–8 mit Kompostbeimischungen zeigten nach starken Regenerereignissen deutliche Erosionsrinnen. Die mikroklimatischen Verhältnisse innerhalb dieser Erosionsrinnen entpuppten sich aber als günstig und bildeten häufig den Ausgangsort für die Besiedelung der Flächen mit Gräsern.

Schon im zweiten Jahr der Aufnahme (**1999**) entwickelten alle Parzellen eine Deckung von über 60%. Die Parzellen mit Kompostbeimischungen zeigten ein nicht so homogenes Bild wie die reinen SAV-Flächen. Hier sind leichte Schwankungen zu verzeichnen. Vor allem Parzelle 8 fällt zum Gesamtbild der Parzellen geringfügig ab, was sich fast über den kompletten Versuchszeitraum verfolgen lässt. Die Parzelle 7,

mit der salzverträglichen Ansaatmischung konnte mit einer 90%-igen Deckung die besten Erfolge vorweisen.

Im dritten Untersuchungsjahr (**2000**) stabilisierte sich das Bild mit leichten negativen Schwankungen. Das trockene Jahr 1999 verhinderte bei den Parzellen 1 – 8 eine weitere Zunahme des Deckungsgrades. Aus den Klimamessungen von SCHEER (2001) geht hervor, dass die Niederschlagsdefizite vor allem in den für die Vegetation wichtigen Monaten Mai bis Juli auftraten.

Im Jahr **2001** konnte sich die Deckung wieder deutlich steigern. Mit Ausnahme der Parzelle 5 und 8 wurde eine Deckung von über 80% erreicht. Diese Entwicklung war sehr erfreulich und zeigte, dass die etablierte Pflanzendecke in der Lage ist, durch vegetative und generative Ausbreitung dynamisch auf extreme Klimabedingungen zu reagieren (siehe Abb. 18).



Abb. 18: Begrünung der Parzelle 6 im Mai 2001

Die maximale Deckung wurde in der 5. Vegetationsperiode im Jahr **2002** aufgenommen. Mit Ausnahme der Parzelle 8 lagen alle Parzellen bei einem Deckungsgrad von über 90%. Fünf Parzellen erreichten sogar die 98-prozentige Deckung (siehe Abb. 19) womit ein ausreichend hoher Erosionsschutz gegeben war.



Abb. 19: Eine gut etablierte Pflanzendecke im Jahr 2002 auf dem Versuchsfeld Süd

Erstmals konnten auch auf den Parzellen 9 bis 11 (REKAL-Mischungen) die Deckungsgrade von beachtlichen 60% bis 90% aufgenommen werden. Gerade Parzelle 9 mit einer 90%-igen Deckung sticht hier besonders hervor (siehe Abb. 20).

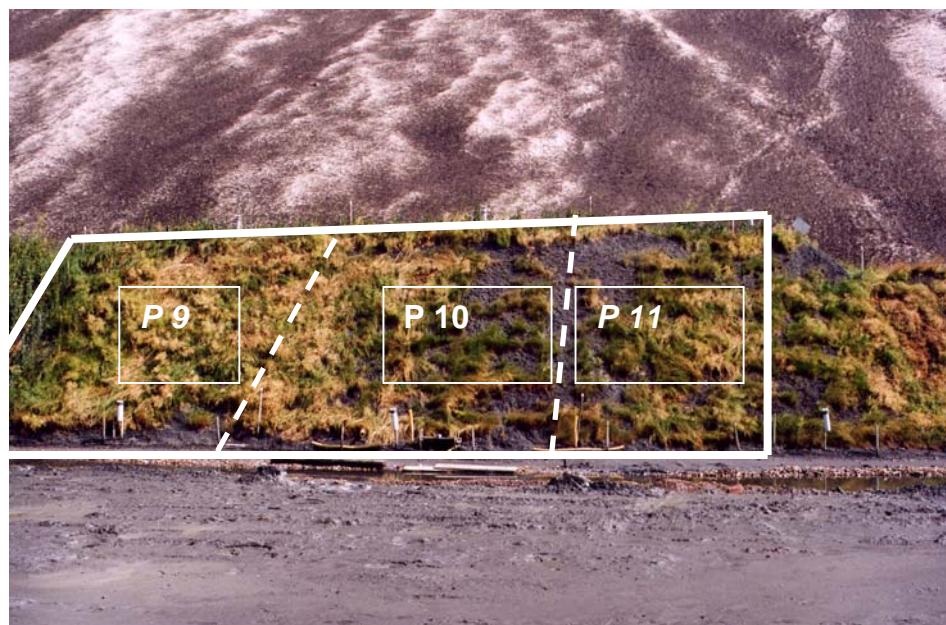


Abb. 20: Versuchsfläche Südhang 2002 (Parzelle 9-11)

Aufgrund des extrem trockenen Jahres **2003** und der gegebenen standörtlichen Extremlage (Südhang) waren die Deckungsgrade in diesem Jahr deutlich zurückgegangen. So konnte auf den Parzellen ein Rückgang von über 40% festgestellt werden.

Erfreulicherweise konnten sich die Bestände im letzten Untersuchungsjahr **2004** auf den Parzellen 1-8 wieder leicht erholen. Auch die Parzelle 9 zeigte leichte positive

Tendenzen. Der Deckungsgrad auf der Parzelle 10 stagnierte und auf Parzelle 11 nahm er leicht ab.

Deutlich war der limitierende Faktor Wasser zu erkennen. Bei einem sehr trockenen Jahr ist ein starker Rückgang in der jeweils nächsten Vegetationsperiode zu beobachten. Erfreulicherweise ist dieser Rückgang in Jahren mit höheren Niederschlagsmengen wieder reversibel.

Die Verwendung von Biokompost auf den Parzellen 5–8 zeigte keinerlei Vorteil im Bezug auf die Entwicklung der Deckungsgrade. Sie spiegelt sogar in den ersten Untersuchungsjahren stärkere Schwankungen wider. Vergleicht man die Parzellen 1 - 4, lässt sich eine relativ homogene Entwicklung feststellen.

Die Parzellen 9–11 zeigten nach anfänglich sehr guten Ergebnissen einen deutlichen Rückgang von bis zu 30% der Deckung. Dieser Rückgang ist auf das trockene Jahr 2003 zurückzuführen. Aufgrund unterschiedlicher Artenzusammensetzung auf den Parzellen 9–11 gegenüber den reinen SAV-Stabilisat-Flächen P1–8 erholten sich diese Parzellen von der Trockenheit nicht so gut. Größere Bestände von höherwüchsigen Ruderalpflanzen hinterließen entsprechende Lücken im Vegetationsbestand, die sich erst langsam wieder schließen.

Eine weitere Vegetationsbeobachtung der Versuchsfläche Süd wurde abgebrochen, da durch Erosionserscheinungen des Salzkörpers unter der Versuchsfläche ein Hohlräum entstanden war, so dass die Versuchsfläche kaum noch Kontakt zum Salzkörper hatte. Diese Vorgänge verschlechterten die Wasserversorgung der Pflanzen in soweit, das neben der extrem trockenen Südhanglage nun auch noch eine Austrocknung des Substrates von unten erfolgen kann. Durch den entstandenen Zwischenraum kam es zu mehreren Einbrüchen auf dem Versuchsfeld, so dass auch keine homogenen Flächen mehr gegeben sind.

Artenkombinationen

Ziel der Untersuchungen auf den Parzellen der Versuchsfläche Süd war es, einen Beweis zu erbringen, dass sich die technogenen Substrate auch im Feldversuch unter extremen Klimabedingungen, wie es dieser Standort bietet, zu begrünen sind und eine stabile Vegetation aufgebaut werden kann. Priorität hatte vor allem ein relativ schneller Begrünungserfolg, um Erosionserscheinungen auf den steilen Hangflächen zu verhindern.

Für die Aussaat kam somit eine Anlage unter einer Deckfrucht (Ammengras) in Betracht. Häufig werden hierzu *Lolium*-Arten verwendet (PETERSEN, 1974b). Dies bestätigen auch die langjährigen positiven Erfahrungen mit *Lolium perenne* des Fachgebietes. Unter dem Schutz dieser relativ schnellwüchsigen Art können sich die langsamer wachsende, aber trockenresistenteren Arten entwickeln. Da *Lolium perenne* große Hitze und Trockenheit nur schlecht überdauert (BOURGOIN & MANSAT, 1977), macht es dann den Platz frei für trockenheitsverträglichere Arten. Aus diesem Grund enthalten alle Ansaatmischungen einen mehr oder weniger hohen Anteil an *Lolium perenne*.

Parzellen 1 - 8

Diese Annahmen bestätigten sich auch bei der Aufnahme der Arten im ersten Jahr nach der Ansaat (siehe Abb. 21 u. 22). Die Parzellen 1 und 8 stehen hier exemplarisch für alle Versuchsparzellen die in Anhang 1 bis 11 dargestellt sind und einen ähnlichen Verlauf wiedergeben.

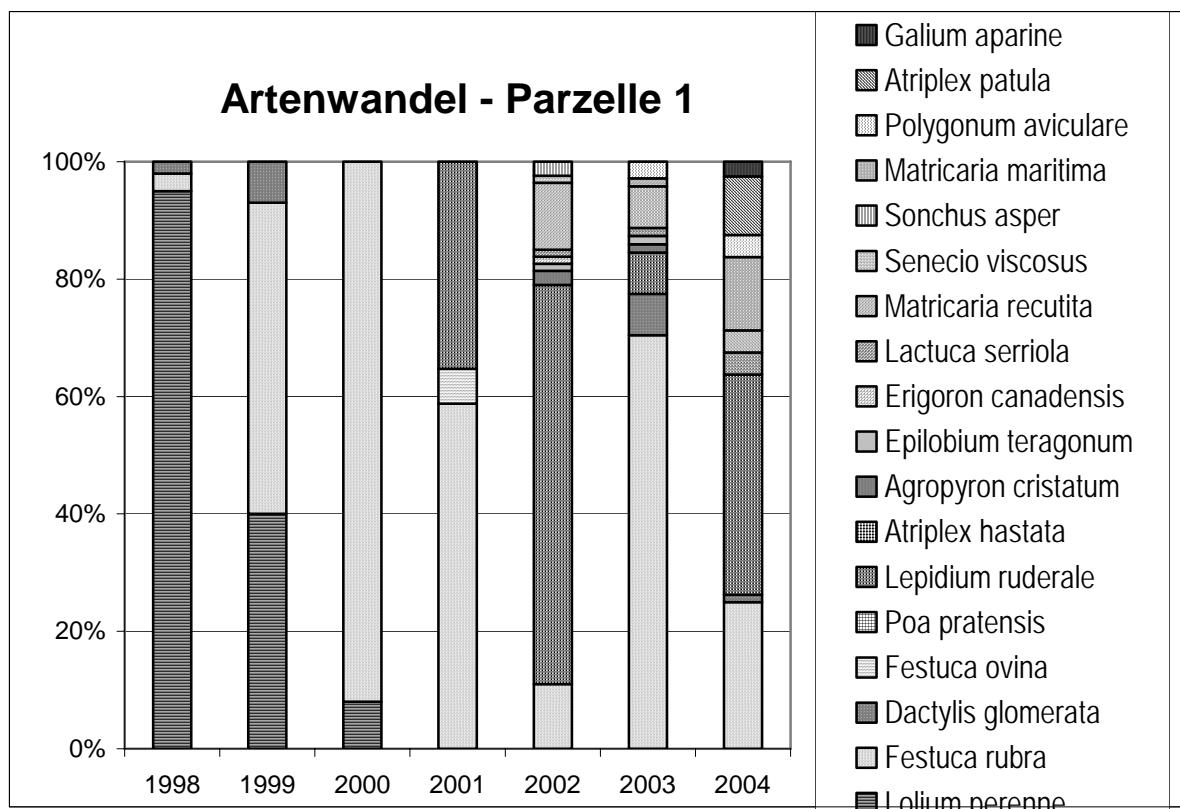


Abb. 21: Entwicklung der Artenzusammensetzung auf der Parzelle 1 (1998 – 2004)

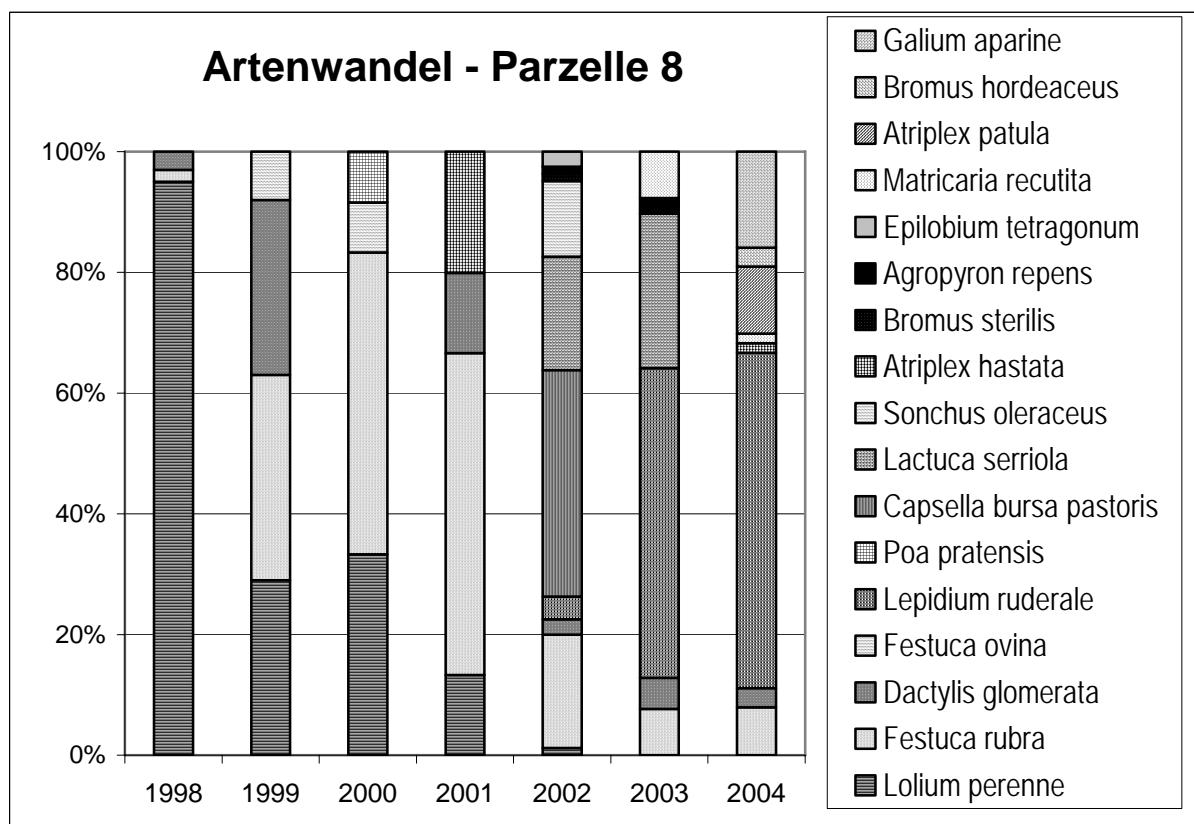


Abb. 22: Entwicklung der Artenzusammensetzung auf der Parzelle 8 (1998 – 2004)

Wie in Abb. 21 und Abb. 22 dargestellt, ist unabhängig von der Ausgangsansaatsmischung, *Lolium perenne* mit über 90% im ersten Jahr aufgetreten. Daneben kommen noch zu geringen Anteilen *Dactylis glomerata* und *Festuca rubra* vor. *Dactylis glomerata* wird in der Landwirtschaft auf trockeneren Standorten angebaut. *Festuca rubra* kann auf trockenen und salzhaltigen Böden vorkommen und ist deshalb für diesen Standort gut geeignet.

In dem darauffolgenden Jahr zog sich *Lolium perenne* deutlich zurück und gab den Raum vor allem für *Festuca rubra* frei. Dies entspricht auch der Aussage von LÜTKE-ENTRUP (1986), dass *Lolium perenne* auf extremen Standorten bereits nach einem Jahr im Deckungsgrad zurückgeht. Diese Entwicklung war auf allen Parzellen zu verzeichnen. Des Weiteren kamen mit nennenswerten Anteilen *Dactylis glomerata* und *Festuca ovina* vor. *Festuca ovina* ist ein sehr kleinwüchsiger Gras mit ausgeprägter Trockenresistenz. Durch die kleinwüchsige Art ist es aber dem Rotschwingel unterlegen und wird von diesem verdrängt.

Im Jahr 2000 dominiert *Festuca rubra* auf der Parzelle 1 gegenüber dem Ammengras *Lolium perenne*. Aber auch auf den anderen Parzellen übernahm es mit sehr hohen Deckungsgradanteilen die Führung und war das erfolgreichste Gras auf diesem Standort. Somit kann festgestellt werden, dass sich das Konzept, mit einem Ammengras zu arbeiten bewährt hat.

In Parzelle 8 tritt in diesem Jahr erstmalig *Poa pratensis* mit 10% Deckungsgrad auf. Dieses Gras ist ein Wiesenuntergras der trockeneren und leichten Böden (BRIEMLE, 1996) und passt auch gut auf diesen trockenen Standort.

Im folgenden Jahr 2001 war auf der Parzelle 1 *Lolium perenne* vollständig und wie auf den meisten anderen Parzellen stark verdrängt worden. Erstmalig traten deckungs-relevante einjährige ruderal/segetale Pflanzen auf. Zu nennen wären hier z. B.:

- ***Atriplex hastata*** (Familie Chenopodiaceae)
Kommt in Unkrautfluren, an Gräben und Müllplätzen vor und gilt als wärme- und stickstoffliebend.
- ***Lepidium ruderale*** (Familie Brassicaceae) ist eine typische Ruderalpflanze, bevorzugt stickstoffreiche Standorte.
- ***Matricaria recutita*** (Familie Asteraceae)
Die echte Kamille kommt an Getreidefeldern, an Wegen und Schuttstellen vor.

Die **Segetalpflanzen** (Ackerunkräuter) sind an spezielle Bedingungen angepasst bzw. haben die anthropogen veränderten Räume erobert. Sie müssen in der Lage sein, sich ständig veränderten Habitaten, Störung durch Bodenbearbeitungen, der Konkurrenz von Nutzpflanzen, Düngung und Erntemaßnahmen anzupassen. Dies gelingt meist Therophyten und Geophyten, deren wichtigste Adaption folgende ist:

- Einjährige Pflanzen (z.B. *Capsella bursa-pastoris*)
Produktion großer Samenmengen
3 – 4 Generationen pro Jahr
- Sommer- und winterannuelle Arten (z.B. *Cirsium arvense*, *Agropyron repens*)
überdauern mit unterirdischen Speicherorganen

Die Unkrautgesellschaften lassen sich nach pH-Wert, Nährstoffgehalt, Wasserhaushalt und Bearbeitungsweise der Böden differenzieren (FREY, 1998).

Die Gemeinsamkeit mit den Ruderalfuren liegt vor allem darin, dass sich zahlreiche Stickstoffzeiger auch unter Hackfrüchten und in Gärten wohlfühlen, weil diese in der Regel stärker gedüngt werden als Getreidebestände (ELLENBERG, 1996).

HÜPPE & HOFFMEISTER (1990) führten umfassende Vergleiche von Vegetationsaufnahmen in verschiedenen Teilen Deutschlands durch und kamen zu dem Schluss, dass Unkrautbestände der Winter- und Sommerfrüchte auf gleichartigem Boden eine weitgehende Übereinstimmung aufweisen. Durch den Vergleich wurde zudem deutlich, dass es viele Arten gibt, die sowohl in den Winterfrucht- als auch in den Sommerfruchtkulturen und darüber hinaus in den einjährigen Ruderalfgesellschaften mit großer Regelmäßigkeit vorkommen. Dazu gehören *Stellaria media* (Vogelmiere), *Chenopodium album* (Weißer Gänsefuß), *Capsella bursa-pastoris* (Gewöhnliches Hirtentäschelkraut) und *Chamomilla maritima* (Geruchlose Kamille). Diese Pflanzenarten treten in keiner anderen Klasse des pflanzensoziologischen Systems mit so hoher Stetigkeit auf, und stellen damit die gemeinsamen Charakterarten der Halm- und Hackfruchtbestände sowie der einjährigen Ruderalfgesellschaften dar (HOFMEISTER, 1998). Die Ruderalfpflanzen sind Arten, die überwiegend gestörte Habitate besiedeln. Dazu zählen Schutt, Trümmeranhäufungen, Böschungen, Straßen- und Wegränder usw. Vergleichbare natürliche Standorte können sich durch Erdrutsch in wenig befestigten Schutt- und Blockhalden sowie in Dünenlandschaften ergeben (HALLER, 1989). Charakteristische Ruderalfstandorte haben einen hohen Stickstoffgehalt mit hoher Produktivität der Gesellschaften (PÖTSCH, 1991, WILMANNS, 1993, POTT, 1995). Die Ruderalfuren stehen in deutlicher Beziehung zu den Ackerunkrautgesellschaften (SCHUBERT, 1991). Sie zählen zu den naturfernen Vegetationsbeständen, die aufgrund des starken anthropogenen Einflusses weder floristisch noch strukturell mit den natürlichen verwandt sind (DIERSCHKE, 1994). Ruderalfgesellschaften lassen sich in zwei große Gruppen einteilen, die ein- und zweijährigen Pflanzen (Rauken- und Meldenfluren) und die ± ausdauernden Pflanzen. Die überwiegende Zahl der Arten, haben z. T. eine Ruheperiode der Diasporen von mehreren Jahrzehnten, für relativ viele gilt sogar von mehreren Jahrhunderten (FISCHER, 1988).

Bei der Artenaufnahme lassen sich wärmeliebende *Chenopodium*-Arten erkennen, die nach ELLENBERG (1996) zu einer Gänsefuß-Pionierflur (*Chenopodietum ruderale*) gehören. Diese Gänsefuß-Pionierflur ist die typische Erstbesiedlerin trockener Ruderalflächen. Sie wird meist von der wintereinjährigen Kompasslattichflur (*Erigeron-Lactucetum*) mit *Lactuca serriola* (Kompass-Lattich) abgelöst. Daneben treten aber auch Arten wie *Atriplex sagittata* (Glanz-Melde), typisch für eine Rauken-Meldenflur (*Sisymbrio-Atriplicetum*), oder *Bromus sterilis* (Mäusegerstenflur) auf. Sie gehören alle zu den beständigeren Annuellen-Gesellschaften.

Zudem kommen Arten vor, die zu den ausdauernden Hemikrophyten-Gesellschaften gehören. Dazu zählen Vertreter der Graukressenflur (*Berteroetum incanae*) oder auch der Rainfarn-Beifußflur (*Tanaceto-Artemisietum*). Alle genannten Gesellschaften sind Vertreter der kurz- und langlebigen Ruderalfuren auf schwach bis mäßig nitrophilen Standorten (ELLENBERG, 1996).

Im Jahr **2002** war eine weitaus größere Artenvielfalt anzutreffen. Der Wandel der Artenkombinationen in den Parzellen 1–8, zu den ruderal/segetalen Pflanzen, der sich schon im letzten Jahren zunehmend zeigte, war weiter fortgeschritten. So traten folgende deckungsrelevanten Arten neu auf:

- *Agropyron cristatum* (Kamm-Quecke)
- *Agropyron repens* (Kriechende Quecke)
- *Bromus sterilis* (Taube Trespe)
- *Capsella bursa-pastoris* (Hirntäschelkraut)
- *Epilobium tetragonum* (Schmalblättriges Weidenröschen)
- *Galium aparine* (Klettenlabkraut)
- *Hordeum vulgare* (Gerste)
- *Lactuca serriola* (Wilder Lattich)
- *Matricaria maritima* (Geruchlose Kamille)
- *Sonchus oleraceus* (Gänsedistel)
- *Tanacetum vulgare* (Rainfarn)

Lolium perenne war nicht mehr oder nur in sehr kleinen Beständen anzutreffen. Problematisch war das Auftreten der einjährigen Pflanzen, wie z. B. *Capsella bursa-pastoris* oder *Atriplex hastata*, die im Herbst absterben. Das bedeutet, dass die Substratoberfläche im Winter nicht vor Erosion geschützt ist. Im Sommer zeigen sich diese Pflanzen aber sehr konkurrenzstark und verdrängen die Gräser.

Im sechsten Aufnahmejahr (2003) verschoben sich die Hauptdeckungsarten innerhalb der Parzellen stark. In den Parzellen 1–5 dominierte mit einem Gesamtdeckungsanteil von über 65% *Festuca rubra*, was auf den sehr trockenen Sommer zurückzuführen war. In den Parzellen 6–8 liegt der Anteil nur noch bei 2–6,5%. Hier dominieren *Matricaria recutita* (Echte Kamille), *Lepidium ruderale* (Schuttkresse) und *Lactuca serriola*.

Das letzte Aufnahmejahr (2004) verschob die Deckungsanteile der einzelnen Arten aufgrund des extrem trockenen Vorjahres nochmals. In den Parzellen 1–5 verlor *Festuca rubra* seine dominante Stellung. Die Arten *Lepidium ruderale*, *Matricaria recutita*, *Galium aparine*, *Atriplex patula* (Spreizende Melde), *Lactuca serriola* und *Tanacetum vulgare* dehnen ihre Bestände z. T. sehr stark aus. Die Parzellen 6 - 8 verhielten sich, wie auch schon im letzten Jahr, etwas verändert. *Festuc rubra* hat mit Anteilen von 5 - 12% eine nicht so bedeutende Stellung wie auf den anderen Parzellen. Hier überwogen *Lepidium ruderale* und *Matricaria recutita*. Zu erwähnen wären noch die neu auftretenden Arten *Galium aparine* und *Atriplex patula*.

Parzellen 9 - 11

Die auf Grund hoher Salzkonzentrationen erst im Jahr 1999 eingesäten Parzellen 9 - 11 konnten 2002 aufgenommen werden. Hier wird stellvertretend für alle 3 Parzellen die Parzelle 9 dargestellt. Die Ergebnisse der Parzellen 10 und 11 sind im Anhang zu finden. Deutlich dominierten die angesäten Arten *Lolium perenne* und *Brassica napus* (Raps) (siehe Abb. 23).

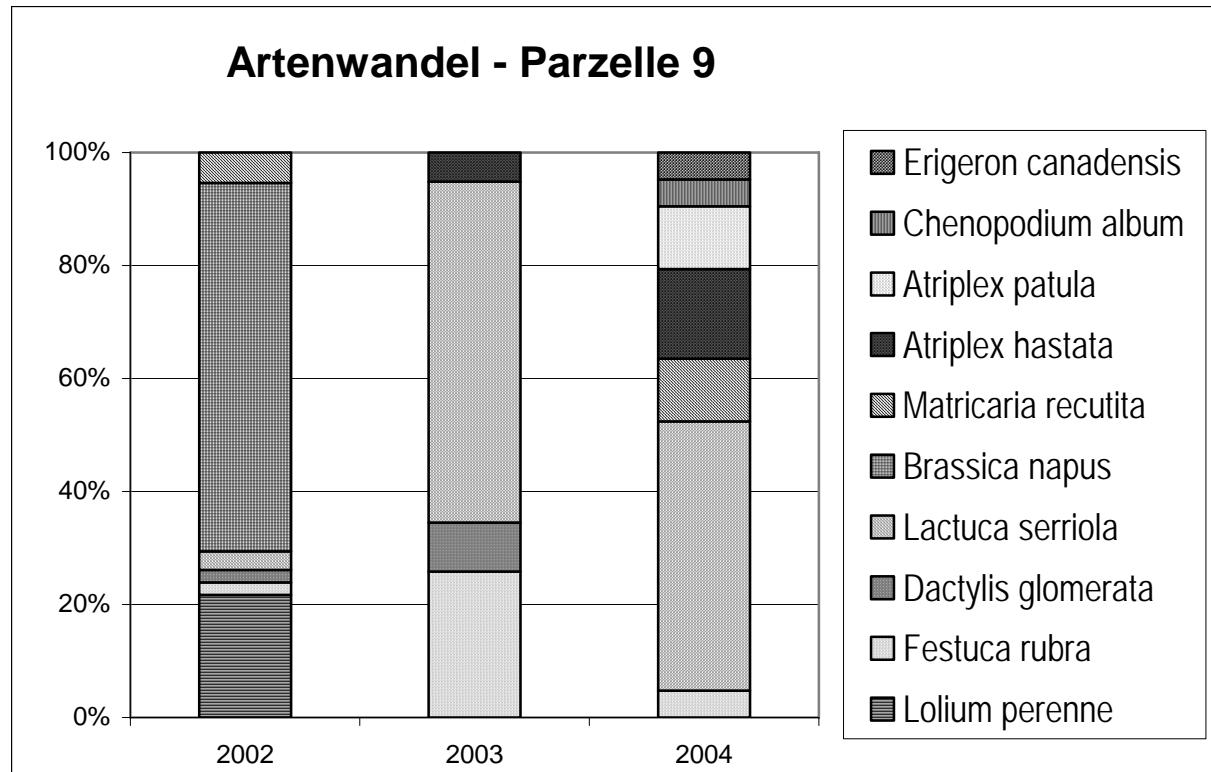


Abb. 23: Entwicklung der Artenzusammensetzung auf der Parzelle 9 (2002– 2004)

In dem klimatischen Extremjahr 2003 nahm das trockenresistente Gras *Festuca rubra* mit 26–78% Deckungsanteil stark zu. Daneben war auch *Lactuca serriola* stark sowie *Atriplex hastata* (Spiessmelde) und *Dactylis glomerata* mit geringeren Anteilen vertreten.

Im Jahr 2004 (drittes Aufnahmejahr) war wie auch schon in den anderen Parzellen eine Artenzunahme zu verzeichnen, allerdings überwiegend einjährige Arten. Dominierend sind *Lactuca serriola*, *Lepidium ruderale*, *Atriplex hastata* und *Atriplex patula*. *Festuca rubra* spielt nur noch eine untergeordnete Rolle. Diese Entwicklung ist leider negativ zu bewerten, da diese einjährigen Arten der Entwicklung einer stabilen Vegetationsdecke entgegenstehen. Gerade das verstärkte Auftreten von *Atriplex* kann problematisch werden (siehe Kap. 9.3.3, Atriplex-Problematik).

Festzuhalten bleibt, dass alle Parzellen ähnliche Artenwandlungen durchgemacht haben und dies unabhängig von den eingesetzten Ansaatmischungen und den unterschiedlichen Ausgangssubstraten. Es bestätigt sich die Annahme, dass verschiedene Ansaatmischungen nicht nötig sind, da sich überwiegend *Lolium perenne* durchsetzt und dies sehr gut als Ammengras fungiert. Die nachfolgende Entwicklung ist überwiegend vom klimatischen Standort, der Exposition und der Nährstoffzufuhr abhängig. Das Ziel einer möglichst schnellen, deckenden Begrünung auf dem technogenen Substrat ist nur mit hohen Düngergaben zu erreichen. Zu überlegen wäre, ob eine reduzierte Düngung, die Dominanz von nitrophilen (ruderal/segetal) Pflanzen hätte verhindern können. Eine sich langsamer ausbreitende aber standortangepasste Vegetation wäre auf längere Sicht sicher stabiler. Im Schutze von *Lolium perenne* hätten sich trockenresistente Grasarten entwickeln und etablieren können, die auch im Winter Erosionsschutz geboten hätten. Eine Ausbreitung der ruderal/segetalen Pflanzen unterdrückt die Gräser und verhindert eine Ansiedlung von Gehölzen. Die

Düngermengengaben wurden aber stets an die chemischen Analysen der oberirdischen Biomasse angepasst und auf niedrigem Niveau gehalten.

Biomasseertrag

Die gewonnenen Daten unterliegen, durch die auf Schätzung beruhenden Deckungsgrade, einem Fehler, so dass die aufgewachsenen Biomassen nur als Annäherungswert verstanden werden können. Folgende Erträge konnten auf den Parzellen 1–8 in den Jahren 1998–2004 und den Parzellen 9–11 in den Jahren 2002–2004 erzielt werden (siehe Abb. 24).

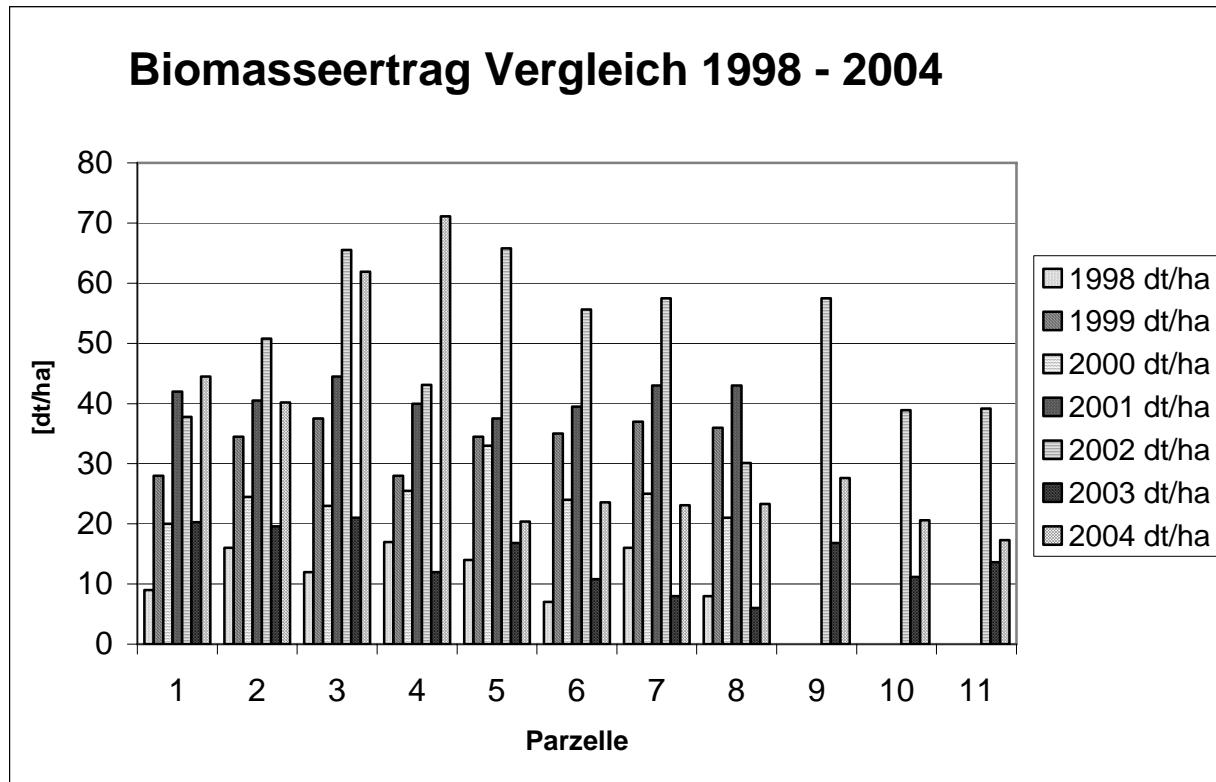


Abb. 24: Biomasseerträge in den Parzellen 1-11 (1998 – 2004)

Im ersten Jahr (1998) nach der Ansaat sind zunächst noch sehr geringe Biomasseerträge zu verzeichnen. Sie blieben auf allen Parzellen deutlich unterhalb 20 dt/ha zurück. Dies entspricht Erträgen, die man aus mäßig frischen bis trockenen Standorten von Grünlandgesellschaften kennt. Im darauffolgenden Jahr war eine deutliche Steigerung, auf fast 40 dt/ha, zu verzeichnen.

Der sehr trockene Sommer (1999) spiegelte sich in den Biomasseerträgen des Jahres 2000 wider. Auf allen Parzellen war ein mehr oder weniger deutlicher Rückgang zu verzeichnen. Im Jahr 2001 stabilisierte sich der Bestand auf Erträge um die 40 dt/ha was in etwa einer ungedüngten Weidelgrasweide entspricht (siehe Tab. 19).

Eine Vegetationsperiode später (2002) konnten sogar Spitzenerträge von bis zu 65 dt/ha erzielt werden. Das sind Erträge, die in den Bereich von Goldhaferwiesen bzw. Glatthaferwiesen fallen (siehe Tab. 20). Im Jahr 2002 konnten auch erstmals die Parzellen 9-11 aufgenommen werden. Sie zeigten einen beachtlichen Ertrag von 40 - 60 dt/ha. Der extrem trockene Sommer 2003 mit dem vorausgegangenen sehr tro-

ckenen Frühjahr, zeigte einen dramatischen Rückgang der Erträge, z. T. sogar unter die Erträge des Anfangsjahres.

Das letzte Untersuchungsjahr ließ auf den Parzellen 1 - 4 eine sehr gute Erholung der Ertragsbestände, sogar mit neuen Spitzenwerten, erkennen. Auf den Parzellen 5 - 11 war ebenfalls eine Ertragssteigerung festzustellen, aber nicht in dem Maße, wie es für die ersten 4 Parzellen galt.

Tab. 20: Biomassen-Erträge unterschiedlicher Standorte und Pflanzengesellschaften im Vergleich

Pflanzen-gesellschaften	zu erwartende Erträge [dt TS/ha] nach BECKER 1995	zu erwartende Erträge [dt TS/ha] nach SPATZ, 1994	zu erwartende Erträge [dt TS/ha] nach OPITZ, 1994
Nasse bis feuchte Standorte			
Verlandungsrohrwiesen	30 – 170		
Bachdistelwiese	30 - 60		
Großseggenriede	50 – 60	65 – 125	
Saure Kleinseggenriede	9 – 35		
Kalk Kleinseggenriede	9 – 26		
Kohldistelwiesen		45 – 75	<100
Pfeifengraswiesen	43 – 95		50 - 100
Sumpfdotterblumenwiese		25 - 45	
Wassergreiskrautwiesen			90
Nährstoffreiche Feucht- bis Nasswiesen	10 – 20	28 - 51	
Mäßig feuchte bis frische Standorte			
Glatthaferwiesen	bis 100 (gedüngt)	50 - 80	<150
Goldhaferwiesen	30 (ungedüngt), 50 – 70(gedüngt)	>40	<80
Rotschwingelweiden			<70
Weidelgrasweiden	34 – 48		> 100
Mäßig frische bis trockene Standorte			
Borstgrasrasen		10 - 15	
Halbtrockenrasen	9 – 35	10 - 15	
Trockenrasen	In der Regel kein Ertrag		
Kalk-Magerweiden oder Wachholderweiden	9 – 35		
Borstgras-Magerrasen	4 – 17 (ungedüngt), 26 – 69 (gedüngt)		

Die Ergebnisse zeigen, dass es durchaus möglich ist, auf diesen technogenen Substraten mit sehr hohen pH-Werten eine Vegetationsdecke zu etablieren. Bei ausreichender Wasserversorgung und Düngergaben können sogar Erträge erzielt werden, die natürlichen Glatthaferwiesen oder zum mindesten Weidelgrasweiden entsprechen.

Deutlich ist auch hier der Minimumfaktor Wasser bzw. Niederschlag zu erkennen. Sehr trockene Perioden schaden der Vegetation stark. Bei günstigeren Niederschlagsverhältnissen können sich die Vegetationsbestände jedoch wieder erholen.

In den letzten beiden Untersuchungsjahren nahm die Wasserversorgung der Vegetation zusätzlich durch den fehlenden Kontakt des Versuchsfeldes zur Haldenflanke ab. Eine Austrocknung konnte auch von unten her erfolgen.

8.2 Substratuntersuchungen

Pflanzen benötigen zum Wachstum unbedingt Nährstoffe. Diese können entweder aus den natürlichen Vorräten des Bodens geliefert oder durch Düngung ergänzt werden. Eine unzureichende Ernährung mit einem oder gleichzeitig mehreren lebensnotwendigen Elementen oder ein Überschuss von Mineralstoffen kann zu Mangel- oder Überschusssymptomen bis zum Absterben der Pflanzen führen. Im Folgenden werden die Substrate auf ihren Nährstoffgehalt überprüft. Dies erlangt besondere Bedeutung, da es sich hier nicht um einen gewachsenen Boden, sondern um ein technogenes Substrat handelt. Um eine bedarfsgerechte Versorgung der Pflanzen zu gewährleisten (ggf. Düngung), müssen die zur Verfügung stehenden Nährelemente im Substrat bestimmt werden. Daneben spielen aber auch andere Parameter, wie z.B. der pH-Wert, eine wesentliche Rolle.

pH-Werte

Der pH-Wert ist eine der wichtigsten Bodenkenngrößen und steht mit vielen Eigenschaften der Böden in enger Beziehung. Nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002) werden pH-Werte in Böden wie folgt bezeichnet (Tab. 21).

Tab. 21: Einstufung der Böden nach dem pH-Wert

Bezeichnung	pH
extrem sauer	< 3
sehr stark sauer	3,9.....3,0
stark sauer	4,9.....4,0
mäßig sauer	5,9.....5,0
schwach sauer	6,9.....6,0
neutral	7,0
schwach alkalisch	7,1.....8,0
mäßig alkalisch	8,1.....9,0
stark alkalisch	9,110
sehr stark alkalisch	10 11,0
extrem alkalisch	> 11,0

In unseren humiden Klimaten herrscht durch das Auswaschen von freigesetzten Basen (z.B. HCO_3^-) eine Versauerung der Böden vor. Zudem senkt der Eintrag von saurem Regen den pH-Wert zusätzlich und zwar umso stärker, je höher der AusgangspH des Bodens war. Das kann bis zu 1,5 pH-Stufen in wenigen Jahren betragen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002).

In ariden Klimaten dominiert dagegen überwiegend die Alkalisierung durch eine Anreicherung von Basen. Je nach Intensität der Basenbildung liegen die pH-Werte alkalischer Böden zwischen 7,5 und 11. Salze vermindern die Hydrolyse und senken somit den pH-Wert ab.

Ein optimaler pH-Wert für den Boden ist schwer zu bestimmen. Er sollte auf jeden Fall so hoch liegen, dass keine toxisch wirkenden Konzentrationen von Al oder Mn auftreten (sehr saures Milieu). Mit steigendem pH-Wert sind aber einige Mikronährstoffe wie Mn, Cu, Zn und B nur schwer für die Pflanzen verfügbar. Die Konzentration von Phosphat in der Bodenlösung nimmt ebenfalls mit pH-Werten > 6 deutlich ab. Generell nimmt die Löslichkeit mit steigendem pH-Wert ab und steigt erst wieder, bei Überschreitung des Löslichkeitminimums, bei sehr hohen pH-Werten an (z. B. Cu > 8,8, Ni > 10,3, Cd > 11,2, Pb > 9,3, Zn > 9,1 usw.). Da die H⁺-Konzentration und der Wasserhaushalt Effekte auf die Verfügbarkeit einer Reihe von Mineralstoffen haben, sollte auf trockenen Standorten ein nicht zu hoher pH-Wert angestrebt werden (OPITZ VON BOBERFELD, 1994).

Dagegen regen aber steigende pH-Werte die Aktivität von Mikroorganismen an, die ihrerseits Huminstoffe abbauen und Stickstoff freisetzen.

Ackergenutzte Böden haben ihre optimalen pH-Werte bei einem Tongehalt > 13% bei pH 6,0 – 6,5, bei einem Tongehalt von 5 – 12% zwischen pH 5,4 und 6,0, und bei einem Tongehalt < 5% und < 4% organischer Substanz bei pH 5,0 - 5,5 (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002).

In Tab. 22 gibt FINCK (1969) mögliche Schäden bei extremen pH-Werten an.

Tab. 22: Schäden aufgrund extremer pH-Werte

Art der Schäden	Säureschäden	Alkalischäden
Primärschäden	H ⁺ -Toxizität (< pH 3)	OH ⁻ -Toxizität (> pH 9)
Sekundärschäden: bei Mangel	Verarmung: Ca, Mg, K Festlegung: P, Mo	Festlegung: Fe, Mn, B, Zn, Cu, Co
Sekundärschäden: bei Ü-berfluss	Al>Fe>Mn (abnehmende Toxizität)	event. starke Aufnahme von Mo, Al, etc.
Begleitschäden	Strukturzerfall	Strukturzerfall

Auf der Versuchsfäche Süd wurden Substrate und Substratmischungen (Tab. 23) verwendet, die alle im alkalischen Milieu liegen. Sie reichen von dem schwach alkalischen Biokompost bis zu den extrem alkalischen SAV-Stabilisaten.

Tab. 23: Die pH-Werte der eingesetzten Substrate bzw. ihrer Einzelkomponenten (SCHEER, 2001)

Substrat bzw. Einzelkomponenten	pH-Wert
REKAL-Rückstand salzfrei	8,6
Bio-Kompost	7,5
SAV-Stabilisat	12,4
WSA-Stabilisat	12,7
REKAL-Rückstand/SAV-Stabilisat 7:3	9 – 9,4

Damit liegen nach FINCK (1969) die Substrate und Substratgemische in einem für Pflanzen toxischen Bereich. Eine Begrünung wäre somit nur sehr schwer möglich. Der Umstand unserer humiden Klimabedingungen kommt hier aber zur Hilfe. Die Auswaschung der Basen sowie der Eintrag von saurem Regen senkt die pH-Werte der Substrate auf ein für Pflanzen erträgliches Maß ab.

Die pH-Werte wurden im Jahre 1999 und 2001 auf den Versuchsparzellen 9 - 11, mit Hilfe von Stechzylindern und anschließender Messung, ermittelt. Aufgrund einer vorübergehenden Stilllegung des Projektes lagen für das Jahr 2000 keine pH-Wert-Messungen vor. Die Beprobung erfolgte ab dem Jahr 2002 für alle Parzellen in zwei Tiefen, von 0 – 4 cm und 10 – 14 cm, in dreimaliger bzw. sechsmaliger Wiederholung.

Parzellen 1 - 8

Betrachtet man die pH-Messungen auf den Versuchsparzellen 1-8 in den Jahren 2002 – 2004, so kann festgestellt werden, dass alle ermittelten Daten unterhalb der Grenzen von OH⁻-Toxizität von pH 9 liegen (siehe Abb. 25).

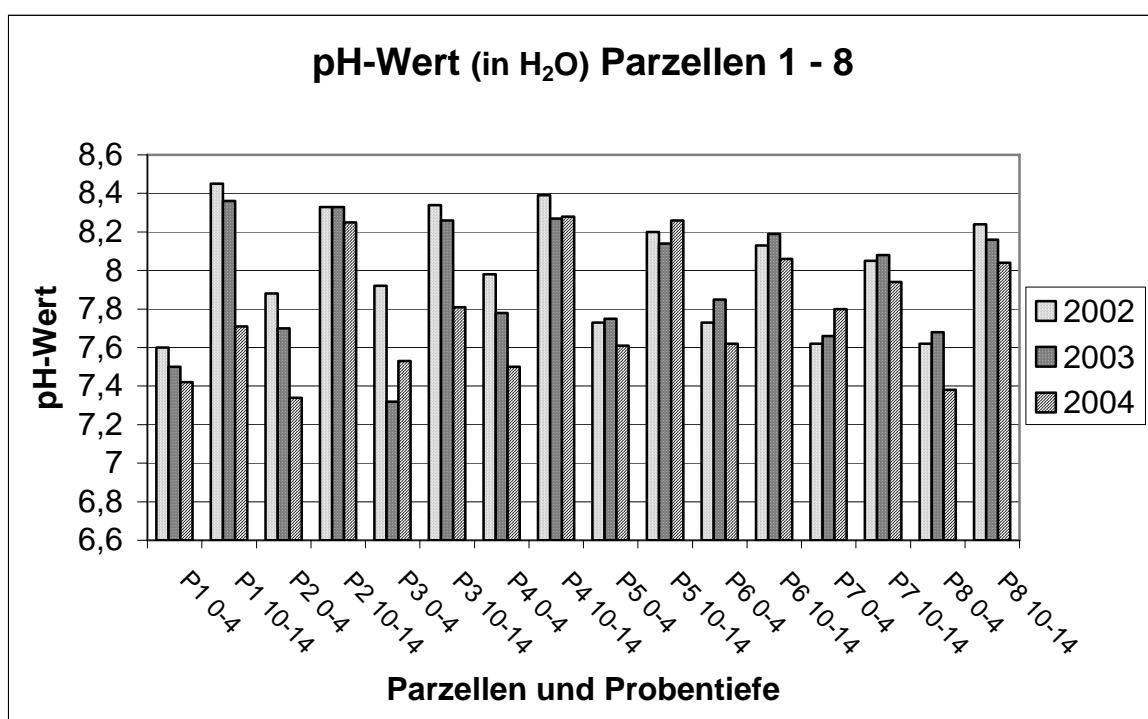


Abb. 25: Gemittelte pH-Werte im Substrat (P 1 – 8)

Ein deutlicher Anstieg der pH-Werte war mit Zunahme der Probentiefe auf allen Parzellen zu verzeichnen. Ein Unterschied zwischen den Parzellen 1–4 mit reinem SAV-Stabilisat und den Parzellen 5–8 mit zusätzlichem Biokompost konnte nicht festgestellt werden. Generell ließ sich eine leichte Abnahme des pH-Wertes mit der Zeit bei den meisten pH-Werten beobachten. Im Jahr 2004 lag der maximale pH-Wert in einer Probentiefe von 0–4 cm bei 7,8 und in einer Probentiefe von 10–14 cm bei pH 8,3. Das sind Werte die eher im unteren Niveau von alkalischen Böden angesiedelt sind. Bei einem Ausgangswert des Substrates von pH 12,4 war der pH-Wert über 4 Einheiten abgesunken. Dieser drastische pH-Wert - Rückgang ist neben der Basenauswaschung und dem sauren Regen sicherlich auch auf den Einsatz von Mineraldünger zurückzuführen. Die dabei zugeführten Salze senken den pH-Wert zusätzlich ab.

Parzellen 9 - 11

Die pH-Werte der Parzellen 9 - 11 liegen alle im Bereich von 7,4 - 8,5 (siehe Abb. 26). Die Tendenz einer leichten Abnahme der Werte mit den Jahren lässt sich erkennen, wobei große Änderungen der pH-Werte nicht festzustellen sind. Sie lagen über eine Zeitspanne von 6 Jahren im Bereich von pH 8. Zudem ist kaum ein Unterschied in der Probtentiefe festzustellen.

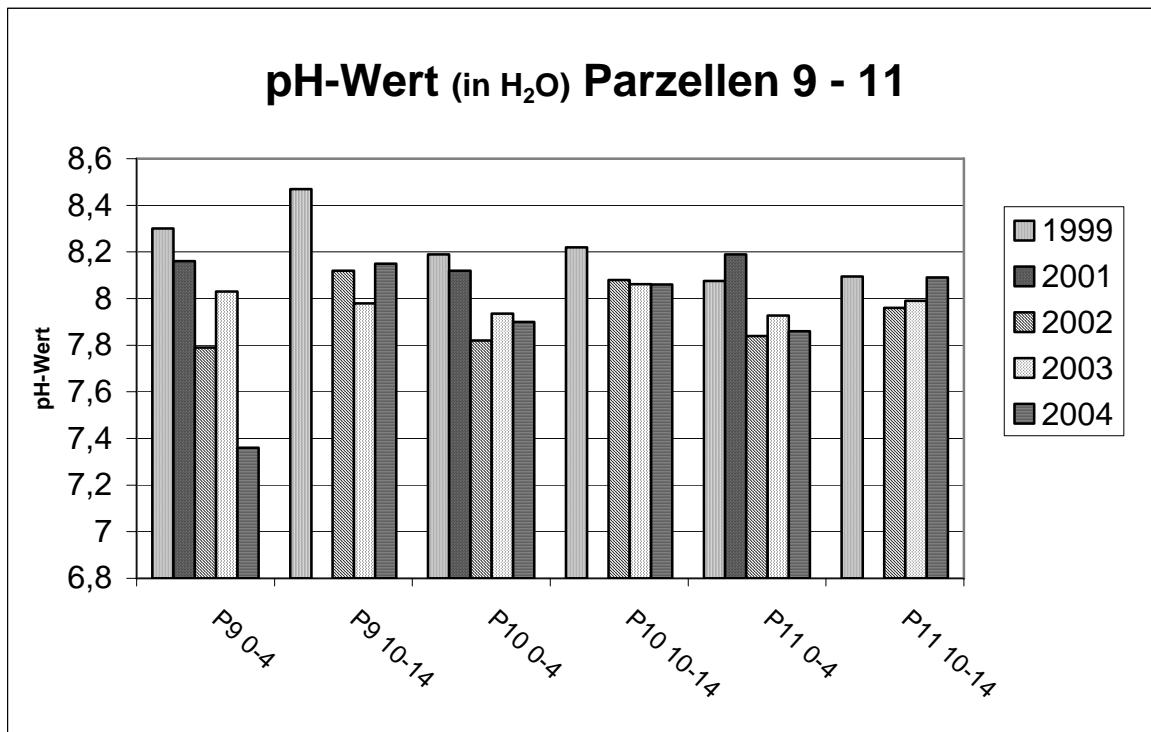


Abb. 26: Gemittelte pH-Werte im Substrat (P 9 – 11)

Es ist sicherlich davon auszugehen, dass keine großen Schwankungen in den nächsten Jahren auftreten werden. Somit haben sich die Substratgemische von Anfangswerten die im Bereich 9 liegen um die 1- bzw. 1,5-fache Stufe nach unten gesenkt. Die Parzellen 9 - 11 liegen auch nicht in den für Pflanzen toxischen Bereichen. Probleme können sich trotzdem mit den erhöhten pH-Werten ergeben, d.h. einzelne Nährelemente können im Substrat festgelegt sein und somit den Pflanzen nicht zur Verfügung stehen.

Elektrische Leitfähigkeit

Die Elektrische Leitfähigkeit (ELF) eines Bodens ist ein Maß für den Grad der Versalzung. Je mehr Salze vorhanden sind, desto mehr kann der elektrische Strom geleitet werden. Gemessen wird unter Standardbedingungen. Die Produktivität salzbeeinflusster oder alkalisierter Böden verschlechtert sich mit Zunahme des Salzgehaltes. Um den Ertrag vieler Kulturen nicht stark zu vermindern, sollte die ELF unter dem Wert von 0,75 mS/cm liegen. Dieser Wert entspricht in etwa 0,05% Salz (SCHACHT-SCHABEL, 2002). Die ELF wird wie in Tab. 24 beschrieben, in vier Versalzungsstufen eingeteilt.

Tab. 24: Grad der Versalzung anhand der ELF nach WITHERS (1978)

ELF (mS/cm bei 25°C)	Beurteilung der Versalzung
< 0,25	geringe Versalzung
0,25 – 0,75	mittlere Versalzung
0,75 – 2,25	hohe Versalzung
> 2,25	sehr hohe Versalzung

CARTER (1977) stellt die NEL-Grenzen (Non-Effect-Level) verschiedener Kulturpflanzen gegenüber (siehe Tab. 25). Zusätzlich gibt er die verschiedenen Produktivitätsrückgänge bei unterschiedlichen ELF wieder. So haben z. B. empfindliche Kulturpflanzen schon eine Ertragseinbuße ab einer ELF von 1 mS/cm. Die Gerste als salztolerante Pflanze weist aber erst Ertragseinbußen ab 8 mS/cm auf.

Tab. 25: Non-effect-level (NEL) der Salzkonzentration der Bodenlösung (als ELF des Sättigungsextraktes) und relative Produktivität ausgewählter Pflanzen (nach CARTER IN WOTHTHINGTON, 1977)

Pflanze	NEL mS	Relative Produktivität in % bei einer ELF (mS) von					
		1	4	8	12	15	24
Bohne	1,0	100	43	0			
Orange	1,7	100	63	0			
Mais	1,8	100	84	54	24	3	0
Luzerne	2,2	100	85	56	27	5	0
Reis	3,0	100	88	39	0		
Hirse	4,8	100	100	78	50	29	0
Weizen	6,0	100	100	86	57	36	0
Z.rüben	7,0	100	100	94	71	53	0
Gerste	8,0	100	100	100	80	65	20
Datteln	4,0	100	100	86	71	60	28

BERNSTEIN (1970) stellt die Salztoleranz anhand der ELF verschiedener Kulturpflanzen bei einem Ertragsrückgang von 75% des Normalertrages gegenüber (siehe Tab. 26).

Tab. 26: Salztoleranz in ELF verschiedener Kulturpflanzen bei einem Ertragsrückgang von 75% des Normalertrages bewirkt wird.
nach BERNSTEIN (1970)

Pflanzen	ELF in [mS]
Gerste	15,8
Zuckerrüben	13,0
Baumwolle	12,0
Weizen	10,0
Sorghum	9,0
Soja	7,2
Sumpfreis	6,2
Mais	6,2
Acker-Bohne	5,0
Flachs	4,8
Phaseolus-Bohnen	2,5

Wie auch Tab. 26 zeigt, hat die Gerste eine sehr hohe Salztoleranz. Es kann aber innerhalb verschiedener Pflanzensorten unterschiedliche Salztoleranzen geben. Den Ausgangswert von SAV-Stabilisat geben WEİSFLOG & DEMMICH (1989) mit einer ELF von 8,6 mS/cm an.

In den Jahren 2002 bis 2004 wurden auf den Parzelle 1 - 8 der Versuchsfläche Süd die in Abb. 27 dargestellten ELF gemessen.

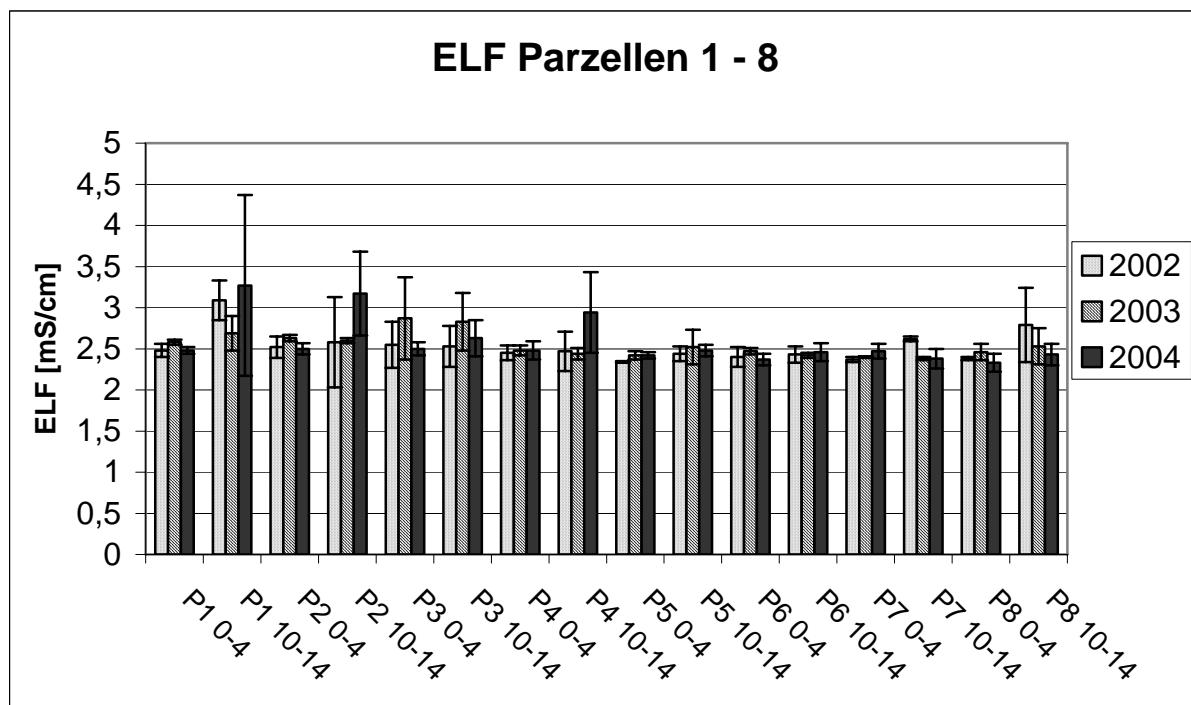


Abb. 27: Gemittelte ELF im Substrat (P 1 – 8)

Alle Werte liegen in einem Bereich von 2,4 - 3,3 mS/cm, was nach WITHERS (1978) in den Bereich der sehr hohen Versalzung fällt (vgl. Tab. 24). Schwankungen sind in den Parzellen 1 - 4 deutlicher als in den Parzellen 5 - 8 mit Biokompost. Die Proben-tiefe spielt nur eine geringe Rolle. Es ist kaum eine Zunahme der Werte in der Tiefe von 10 - 14 cm festzustellen. Generell schwanken die Werte um einen Mittelwert von 2,55.

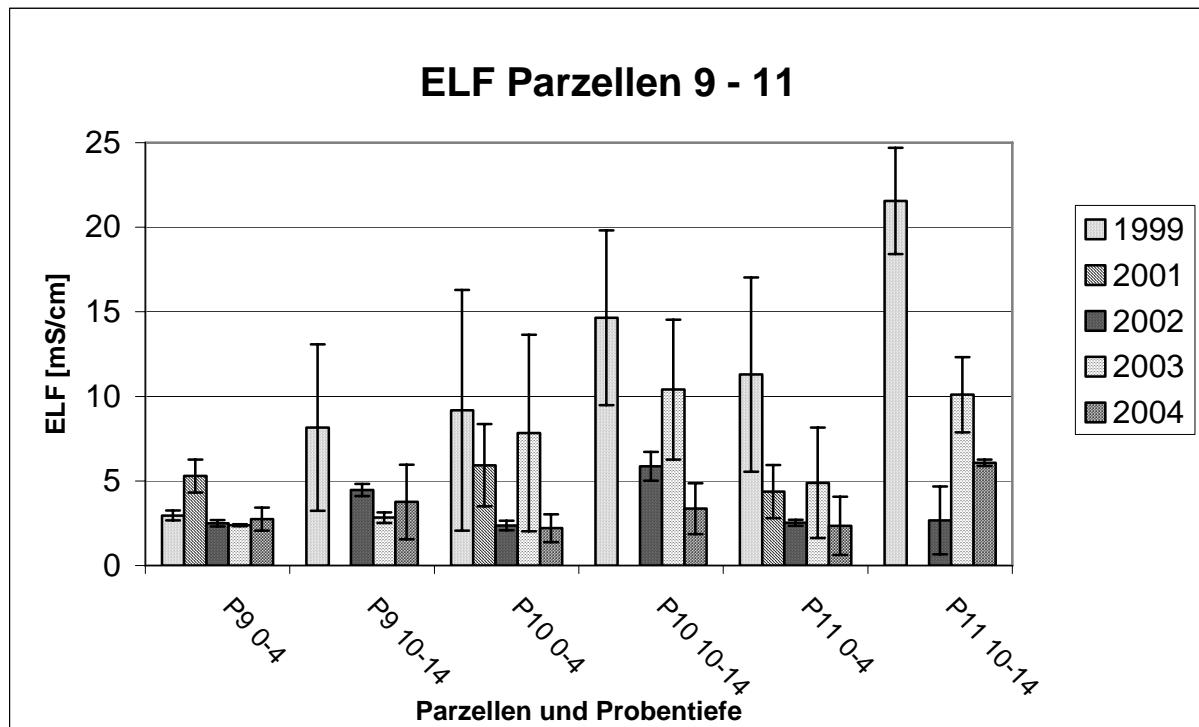


Abb. 28: Gemittelte ELF im Substrat (P 9 – 11)

Die ELF auf den Parzellen 9 - 11 wurden im Jahre 2001 nur in einer Tiefe von 0 - 4 cm ermittelt (siehe Abb. 28), weil in tieferen Schichten mit keiner größeren Auswaschung gerechnet wurde. Für die Jahre 1998 und 2000 liegen keine Messungen vor. Die ersten Messungen im Jahr 1999 zeigen eine relativ hohe ELF, was auf den erhöhten Chloridgehalt des REKAL-Materiales zurückzuführen ist. Im Verlauf der Jahre nehmen die ELF, zwar mit starken Schwankungen, aber deutlich ab. Im Jahr 2004 liegen sie durchschnittlich bei 4,4 mS/cm. Diese Werte liegen aber deutlich über dem Mittelwert von 2,55 mS/cm der Parzellen 1 - 8. Diese noch sehr hohen ELF können eine starke Ertragsminderung bedeuten. Inwiefern sie auf den Chloridgehalt zurückzuführen sind, ist nicht eindeutig, da auch andere Ionen, z. B. Sulfationen, die ELF ansteigen lassen.

Kohlenstoff-Gesamtgehalt

Der Kohlenstoffgehalt gibt an, wie viel organische Substanz im Substrat enthalten ist. Er hat einen entscheidenden Einfluss auf alle Bodenfunktionen. Annähernd 80 % der terrestrischen organischen Kohlenstoffvorräte, die am aktiven Kreislauf teilhaben, sind in Böden gebunden und nur etwa 20% in der Vegetation.

Streuhorizonte haben C-Gehalte von 40 - 45%, während Wald- und Ackerböden C-Gehalte von 0,75 - 2% aufweisen. Höhere Gehalte sind im obersten Horizont von Böden unter Dauergrünland zu finden. Hier liegen die Werte bis zu 15% (SCHACHT-SCHABEL, 2002).

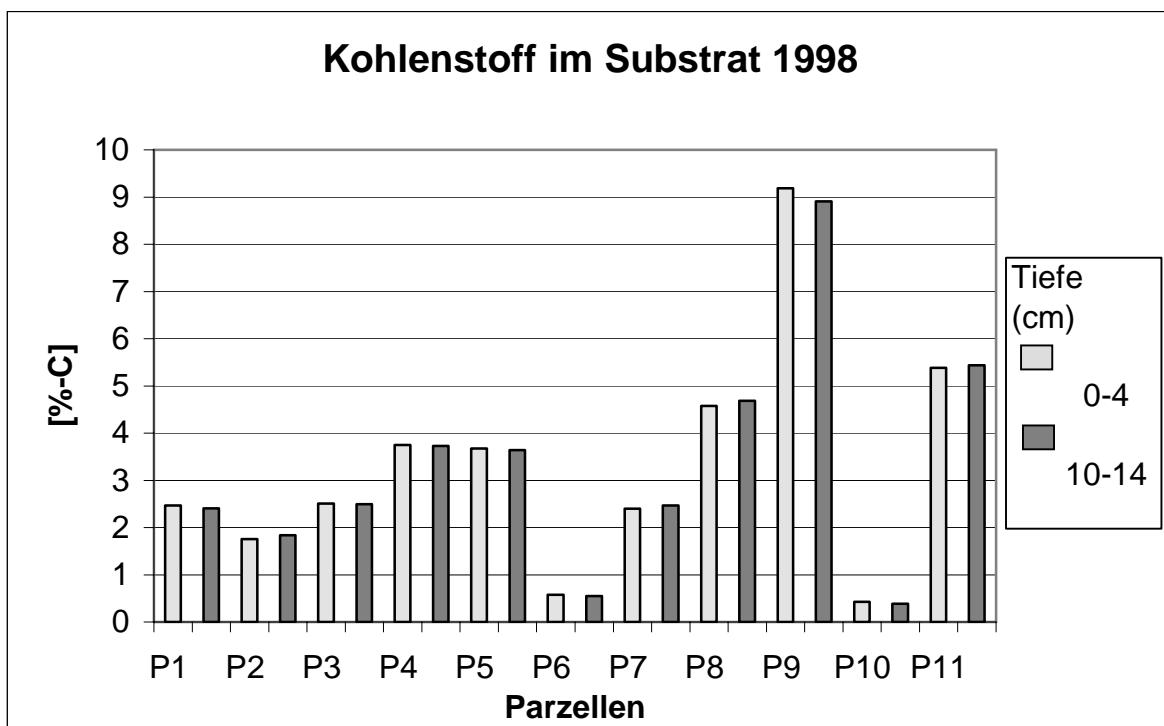


Abb. 29: Gemittelte Kohlenstoffgehalte im Substrat (1998)

Die Werte auf den Parzellen 1 - 4 variieren zwischen 1,8% und 3,8% und die Parzellen 5 - 8 zwischen 0,6 und 4,7% (siehe Abb. 29). Mit einem Durchschnittswert von 2,7% liegen die C-Gehalte etwas oberhalb von Ackerböden.

Auf den Parzellen 9 - 11 variieren die Werte noch deutlicher. Sie liegen zwischen 0,4 und 9,3%, wobei die relativ hohen C-Gehalte der Parzellen 9 und 11 sicherlich auf die noch unverbrannten Koksanteile der Aschen zurückzuführen sind. Die Parzelle 10 mit einem Wert von 0,4 dürfte den hohen REKAL-Anteil, mit nur geringem C-Gehalt in den Mischungen, eher repräsentieren. Auf allen Parzellen ist kaum ein Unterschied zwischen den verschiedenen Bodentiefen festzustellen. Dies ist auf natürlichen Böden eher ungewöhnlich, da der Kohlenstoffgehalt normalerweise mit zunehmender Tiefe abnimmt (SCHMEISKY, HOFMANN & SCHEER, 1996). Auf dem homogenen technogenen Substrat ist dies aber nur logisch.

Auffallend ist, dass die Parzellen 5 - 8 durchschnittlich, trotz aufgebrachtem Biokompost, kaum erhöhte C-Gehalte gegenüber den Parzellen 1 - 4 ohne Kompost aufweisen. Dies dürfte auf einen ähnlichen C-Gehalt von Biokompost und SAV-Stabilisat hindeuten. In den folgenden Jahren 2001 bis 2004 stiegen die C-Gehalte auf den Parzellen 1 - 8 deutlich an, siehe Abb. 30. Sie lagen durchschnittlich bei 7,7%. Die Zunahme der Gehalte ist auf den deutlich gesteigerten Biomasseaufwuchs im Vergleich zu 1998 zurückzuführen.

Die Parzellen 9 - 11 liegen auf einem ähnlichen Niveau, im Durchschnitt bei 3,4%, doch deutlich unterhalb der Parzellen 1 - 8. Der Trend ist im Verlauf der Jahre leicht bis stark zunehmend, nur Parzelle 11 nimmt im letzten Untersuchungsjahr ab.

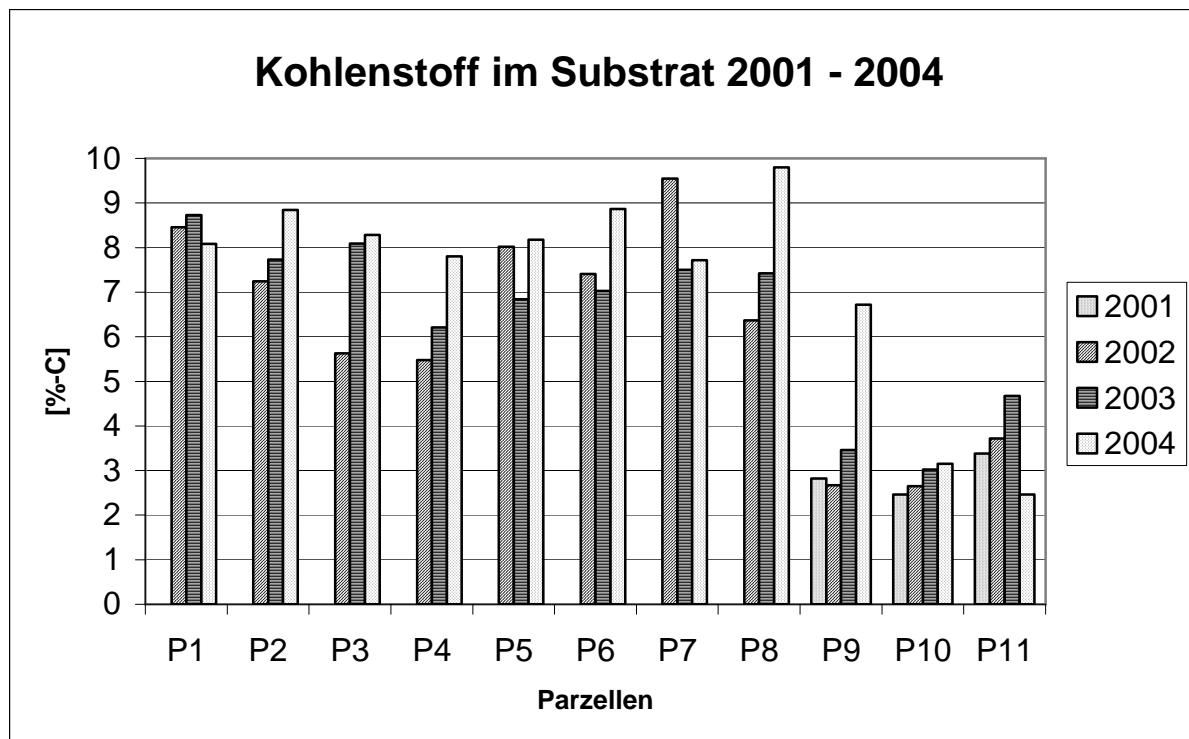


Abb. 30: Gemittelte Kohlenstoffgehalte (2001 – 2004)

8.2.1 Makronährstoffe

Als Makronährstoffe werden die Substanzen bezeichnet, welche Energie und Baustoffe für die Pflanzen liefern.

Stickstoff

Der Stickstoff gehört zu den Hauptnährelementen der Pflanzen und ist ein wichtiger Baustein von Eiweiß, org. Basen, Enzymen und Vitaminen. Das N-Angebot bestimmt maßgeblich das Wachstum der Pflanzen und die biologische Aktivität und ist somit ertragsbestimmend. Der Stickstoffgehalt natürlicher Böden bewegt sich im Bereich von 0,02 bis zu 0,4% (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002, BAUMEISTER & ERNST 1978, SCHROEDER 1983, SCHILLING 2000). Nach FINCK (1969, 1992) liegen die Gehalte für Stickstoff in Böden meist zwischen 0,03 und 0,3%. Die Ausgangswerte in den eingesetzten Substraten und Einzelkomponenten wurden von SCHEER (2001) bestimmt (vgl. Tab. 27).

Tab. 27: Ausgangsnährstoffgehalte von Gesamt-Stickstoff im Substrat

Substrat bzw. Einzelkomponenten	Anteil Gesamt-N [%]
REKAL-Rückstand salzfrei	0,30
Bio-Kompost	1,58
SAV-Stabilisat	0,05
WSA-Stabilisat	0,13
REKAL-Rückstand/ SAV-Stabilisat-Mischung 7:3	0,12 – 0,15

Ergebnisse und Diskussion des Versuchsfeldes Süd

Mit Ausnahme des Bio-Kompostes liegen alle Substrate bzw. Einzelkomponenten im Bereich von natürlichen Böden. Vor allem REKAL-Rückstand salzfrei zeigt eine übergdurchschnittlich hohe Stickstoffversorgung an, die aufgrund des Entstehungsprozesses von REKAL in mineralischer Form vorliegen muss. Die von SCHEER (2001) durchgeführten Sickerwasseranalysen lassen hauptsächlich auf Ammonium-Stickstoff und einen geringen Anteil an Nitratstickstoff schließen. Aufgrund der sehr hohen pH-Werte kommt es zu einer Ammoniak-Verflüchtigung, die auch über den Geruch deutlich wahrnehmbar ist. Das SAV-Stabilisat und die Substrat-Gemische weisen deutlich niedrigere Stickstoffgehalte auf, sind aber trotzdem gut versorgt, da der Stickstoff nicht organisch gebunden ist. Der Bio-Kompost liegt in organischer Form vor und wird erst nach einer erfolgten Mineralisierung für die Pflanzen verfügbar, d. h. er steht für die Pflanzen als längerfristige Stickstoffquelle bereit.

Ein Jahr nach der Aufschüttung des Versuchsfeldes wurden alle Parzellen auf Gesamtstickstoff im Substrat untersucht. Um die benötigten Analysen in einem überschaubaren Rahmen zu halten, wurden die Untersuchungen auf Gesamtstickstoff beschränkt (siehe Abb. 31). Bei einer Untersuchung des tatsächlich pflanzenverfügbaren Stickstoffs, wäre ansonsten eine Daueruntersuchung nötig, da die Umwandlungsprozesse laufend fortschreiten.

Wie die folgende Abb. 31 zeigt ist eine ausreichende Stickstoffversorgung auf allen Parzellen gegeben. Der Gesamtstickstoffgehalt auf den Parzellen 1 - 4 liegt oberhalb der restlichen Parzellen. Dies ist um so verwunderlicher, als die Ausgangskomponenten REKAL und Biokompost deutlich höhere Stickstoffwerte aufwiesen als das reine SAV-Stabilisat der Parzellen 1 - 4.

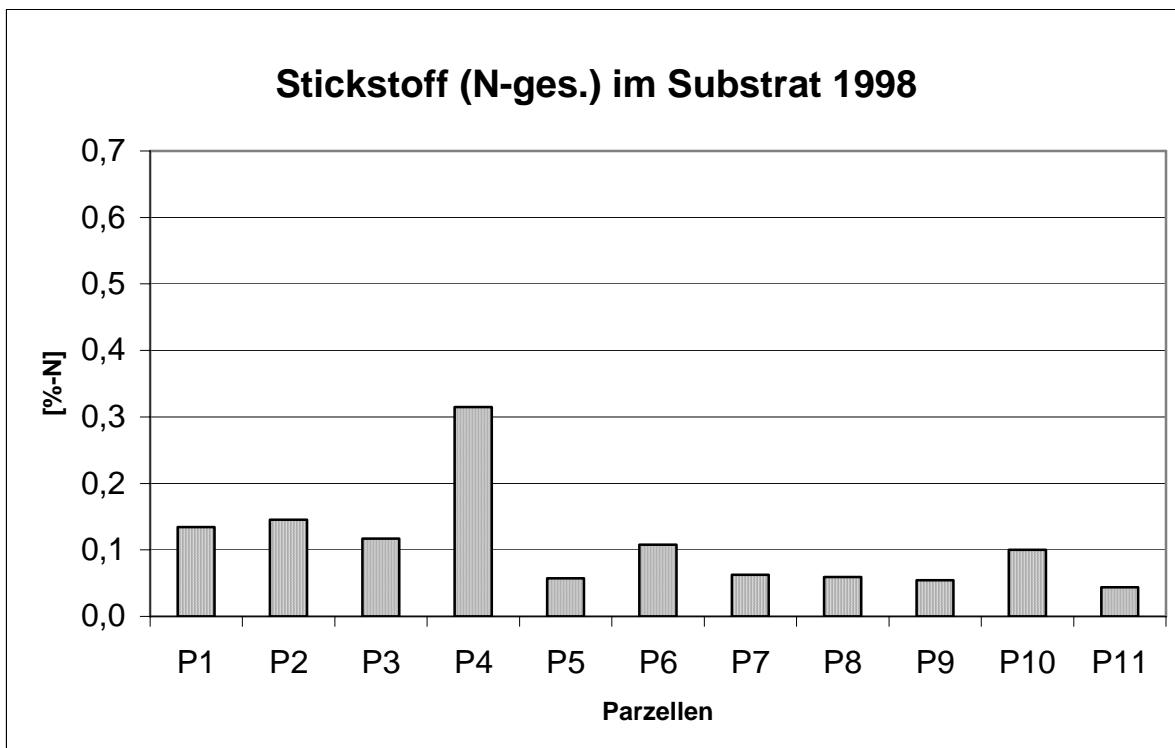


Abb. 31: Gemittelte Stickstoffgehalte im Substrat (1998)

In den Jahren 1999 und 2000 wurde kein Gesamt-Stickstoff aus den Bodenproben ermittelt. Auf den Parzellen 9 - 11 zeigt das Jahr 2001 noch ausreichende Stickstoff-

versorgung an (siehe Abb. 32). Trotz erhöhter Düngergabe bleibt der Stickstoffgesamtgehalt in der gleichen Größenordnung.

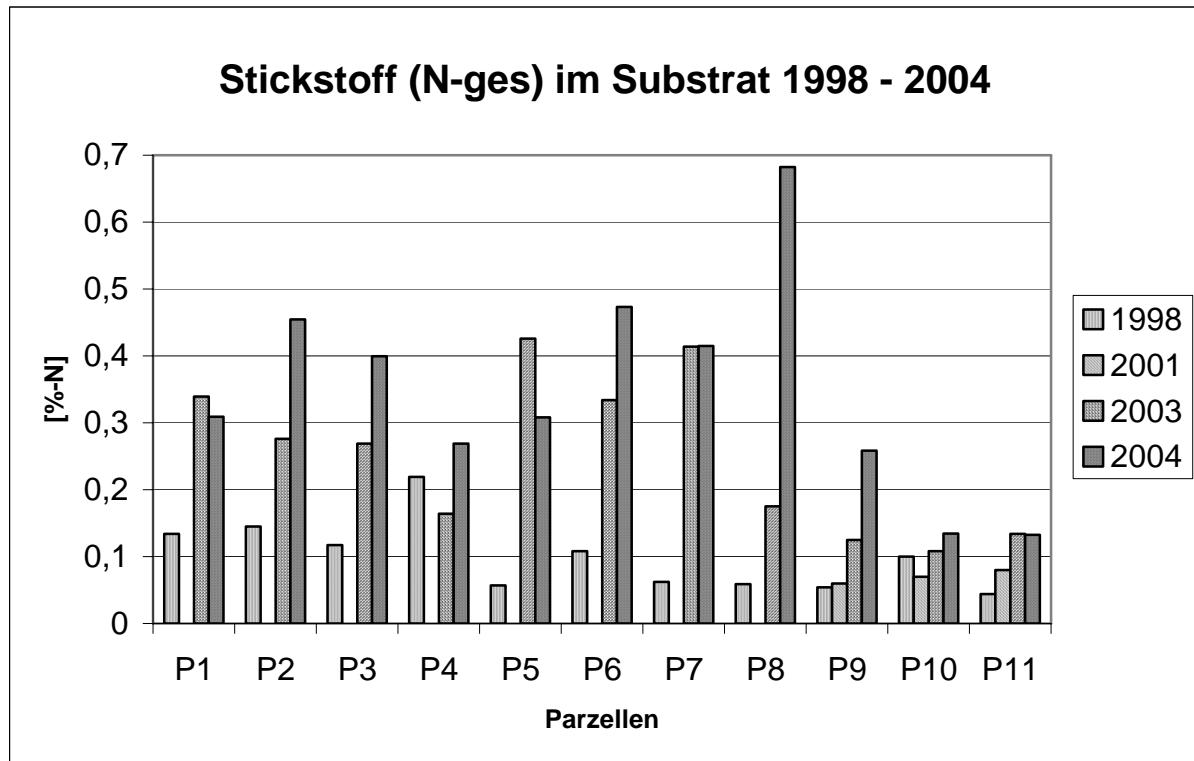


Abb. 32: Gemittelte Stickstoffgehalte im Substrat (1998 – 2004)

Im Jahr 2003 und 2004 wurden abermals alle Parzellen auf den Stickstoffgesamtgehalt hin überprüft. Die Parzellen 5 und 7 kommen in Bereiche einer erhöhten Versorgung. Auch die Parzellen 1 - 3 und 6 sind überdurchschnittlich mit Stickstoff versorgt. Die restlichen Parzellen weisen gute Stickstoffwerte auf, so dass eine Mangelsituation nicht eintreten könnte. 2004 erhöhen sich die meisten Werte sogar noch. Inwieweit der Stickstoff den Pflanzen zur Verfügung steht, zeigen die Werte der oberirdischen Biomasse. Aufgrund des hohen pH-Wertes liegt die Vermutung nahe, dass der Stickstoff nicht im vollem Umfang aufgenommen werden kann.

Phosphor

Phosphor ist ein Baustein lebensnotwendiger Zellbestandteile. Als Baustein der Nukleinsäure ist das Phosphat-Ion Strukturelement der Grundsubstanzen, die die Lebensvorgänge steuern und die Erbinformationen übertragen. Primärer P-Lieferant aus dem Gestein ist der Apatit $[Ca_5(PO_4)_3OH]$. Der Gesamtgehalt an Phosphor in natürlichen Böden beträgt im Mittel 0,05%, bei einer Schwankungsbreite zwischen 0,02% - 0,08%. Gehalte < 0,01% findet man in Sandböden. Phosphorgehalte von mehr als 0,1% treten in jungen Böden aus P-reichen Basalten und basaltischen Aschen auf (SCHACHTSCHABEL, 2002). Nach FINCK (1969) liegen die häufigsten Phosphorgehalte in Böden zwischen 0,01% und 0,1%.

Durch Vegetationsrückstände und Düngung ist P in Oberböden angereichert. Im Boden kommt Phosphor nicht nur anorganisch, sondern auch in organischen Bindungen vor. In beiden Fällen handelt es sich um Orthophosphate, die überwiegend in gebundener Form vorliegen. Der P-Anteil in der Bodenlösung macht meist nur ca.

0,1% des Gesamt-P aus. Die leicht löslichen Düngerphosphate werden bei pH-Werten > 7 relativ schnell in schwerlösliche Phosphate (Apatitbildung) umgewandelt. Dies trifft besonders dann zu, wenn ausreichend hohe Ca-Konzentrationen in der Bodenlösung vorhanden sind.

Bei den relativ hohen pH-Werten der Substrate dürfte das ein großes Problem darstellen. Ebenso weisen die Substrate genügend hohe Ca-Konzentrationen auf, um die Phosphate festzulegen.

Die pflanzenverfügbaren Ausgangswerte in den eingesetzten Substraten und Einzelkomponenten wurden von SCHEER (2001) wie in Tab. 28 bestimmt.

Tab. 28: Ausgangsnährstoffgehalte von pflanzenverfügbarem Phosphor im Substrat,
n.n. – nicht nachweisbar

Substrat bzw. Einzelkomponente	Anteil PO ₄ -P [%]
REKAL-Rückstand salzfrei	n.n.
Bio-Kompost	0,093
SAV-Stabilisat	0,020
WSA-Stabilisat	0,008
REKAL-Rückstand/ SAV-Stabilisat-Mischung 7:3	0,007

Der Biokompost und das SAV-Stabilisat bewegen sich mit ihren Phosphorgehalten im Bereich von natürlich vorkommenden Böden, d. h. eine ausreichende Phosphorversorgung dürfte sichergestellt sein. Der REKAL-Rückstand liegt nicht mehr im Bereich der Nachweisgrenze und somit unterhalb der natürlich vorkommenden Gehalte. Dies spiegelt sich auch in den Substratgemischen wider. Zudem wurde der pflanzenverfügbare Nährstoffgehalt mit einer Methodik für natürlich vorkommende Böden gemessen. Inwiefern diese Methodik auf technogene Substrate mit extrem hohen pH-Werten übertragbar ist, kann hier nicht geklärt werden. Ein weiteres Problem könnte sich durch Komplexbildungen mit Schwermetallen ergeben. Der vorhandene Phosphor stände dann nicht mehr den Pflanzen zur Verfügung.

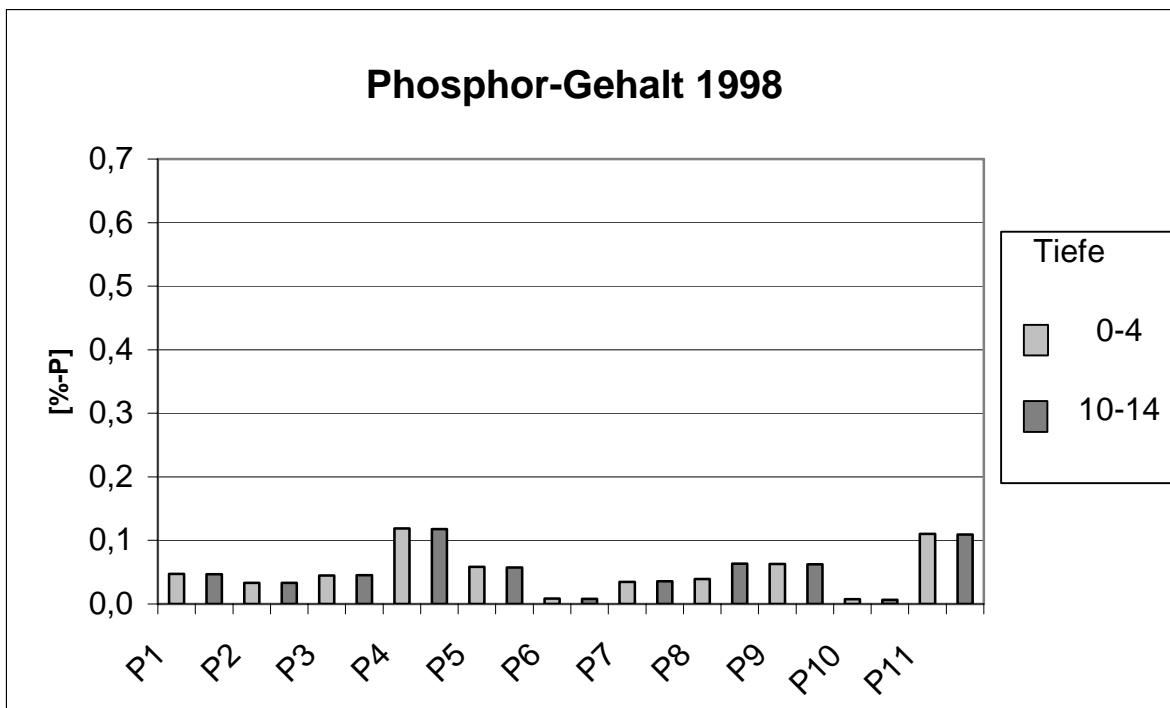


Abb. 33: Gemittelte Phosphorgehalte im Substrat (1998)

In Abb. 34 werden die Phosphorgehalte im Jahr 1998 dargestellt. Bereits nach dem Versuchsaufbau im Jahr 1997 wurden die Parzellen 1 - 8 mit organischen Langzeitdüngern Frisol A und Frisol F gedüngt. Die Phosphorgehalte liegen außer in den Parzellen 6 und 10 im Bereich der natürlich vorkommenden Werte. P4 und P11 sogar etwas oberhalb. In den folgenden Jahren wurde aufgrund der hohen pH-Werte kontinuierlich Phosphat gedüngt. Auf den Parzellen 9 - 11 begann die Phosphat-Düngung erst wieder im Jahr 2001.

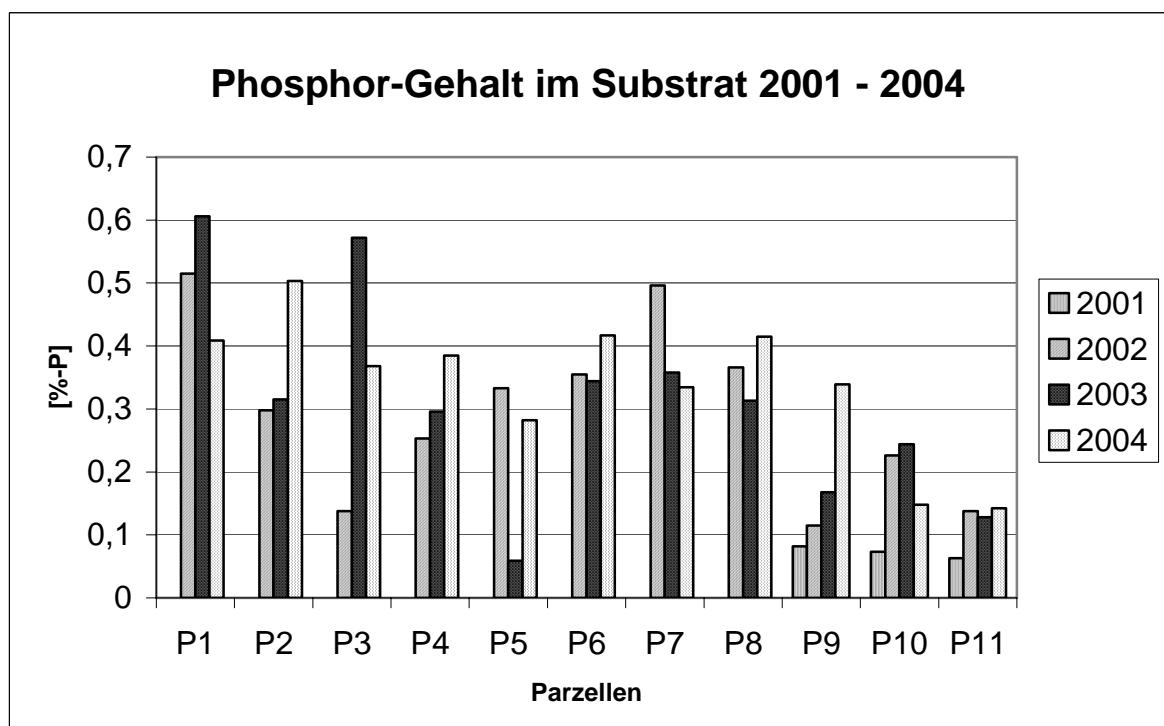


Abb. 34: Gemittelte Phosphorgehalte im Substrat (2001 – 2004)

Der Phosphorgesamtgehalt im Substrat wurde im Jahr 2001 nur auf den Parzellen 9 - 11 ermittelt. Er liegt im Bereich natürlicher Böden. In den folgenden Jahren steigt er weiter an und erreicht 2004 einen Spitzenwert von 0,34% auf der Parzelle 9. Auf P11 ist nur ein leichter Anstieg zu verzeichnen und auf P10 konnte im Jahr 2004 sogar ein Rückgang festgestellt werden. Die Gesamtphosphorgehalte auf den Parzellen 1 - 8 steigen gegenüber dem Anfangsjahr 1998 recht deutlich an (siehe Abb. 34). Sie liegen fast ausnahmslos über den in natürlichen Böden häufig vorkommenden Werten. Es können sogar Spitzenwerte um die 0,6% festgestellt werden. Alle ermittelten Werte unterliegen aber einer großen Schwankungsbreite. Die Phosphatgehalte liegen im Mittel ungefähr bei ca. 0,3%. Aufgrund der hohen Phosphorgehalte im Substrat wäre eine Überversorgung in den Pflanzen zu erwarten. Durch die schnelle Fixierung des Phosphors kommt es aber eher zu Mangelsituationen (vgl. Kap. 8.3.1).

Kalium

Kalium gehört zu den 10 häufigsten Elementen in der Erdkruste und steht mit einem Anteil von 2,6% an der 7. Stelle. Gesteine enthalten im Durchschnitt ungefähr 1,9% Kalium. Vorwiegend ist Kalium an Feldspäte und Glimmer gebunden (siehe Tab. 29).

Tab. 29:
Wichtige K-haltige Minerale primärer
und sekundärer Tonminerale
aus (MENGEL, 1991)

Minerale	% K
Alkali-Feldspäte	3,3 – 12,5
Ca-Na-Feldspäte	0 – 2,5
Muscowit	5,8 – 7,3
Biotit	5,0 – 8,3
Illit	2,1 – 5,8
Vermiculit	0 – 1,7
Chlorid	0 – 0,8
Smectit	0 – 0,4

Durch Verwitterung, vor allem von Glimmer und Feldspäten, wird K^+ freigesetzt. Die Zusammensetzung der Feldspäte kann im Rahmen eines ternären Systems Othoklas [KAISi₃O₈] – Albit [NaAl Si₃O₈] – Anorthit [CaAl₂ Si₂O₈] ausgedrückt werden. Je höher der Anteil an K^+ in dieser Struktureinheit, um so höher ist auch der Kaliumgehalt.

Bei den Glimmern Muscovit und Biotit handelt es sich um Phyllosilikate des Strukturtyps Dreischicht-Silikat. Die Verwitterung setzt K^+ frei, wobei Biotit leichter verwittert als Muscovit. Aus den primären Mineralien der Glimmergruppe entsteht durch Verwitterung die sekundäre Tonmineralgruppe, wie z. B. Smectit und Vermiculit. Illite sind unvollständige Glimmer, die weniger K^+ und ein höheres Si/Al-Verhältnis aufweisen als z. B. Muscovit (MATTHES, 1990). Das K^+ -Ion kann vor allem in Illiten fixiert werden, was eine Auswaschung verhindert, aber auch den Gehalt an verfügbarem Kalium mindert. Kalium hat eine allgemeine Ionenwirkung bei der Pflanze und ist das wichtigste Ion zur Erhöhung des Quellungszustandes. Es aktiviert viele Enzyme, vor allem für die Energieübertragung. Der Kaliumgesamtgehalt ist stark von den unterschiedlichen Böden abhängig. Meist liegt er zwischen 0,2 und 3,3% (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002). Laut FINCK (1969) liegen die Gehalte bei 0,2 - 3% an Gesamt-Kalium in Böden. Die pflanzenverfügbaren Kaliumgehalte in den Ausgangssub-

straten und Einzelkomponenten liegen laut SCHEER (2001) im ausreichenden bis hohen Bereich, (siehe Tab. 30). Im Kompost ist der Gehalt an pflanzenverfügbarem Kalium besonders hoch.

Tab. 30: Ausgangsnährstoffgehalte von pflanzenverfügbarem Kalium im Substrat

Substrat bzw. Einzelkomponente	Anteil K [%] pflanzenverfügbar
REKAL-Rückstand salzfrei	0,103
Bio-Kompost	1,097
SAV-Stabilisat	0,027
WSA-Stabilisat	0,029
REKAL-Rückstand/ SAV-Stabilisat-Mischung 7:3	0,038 – 0,065

Dies spiegelt sich auch im ersten Beprobungsjahr (1998) deutlich wider (siehe Abb. 35). Die Parzellen 5 - 8 mit Biokompost liegen auch im Kaliumgesamtgehalt deutlich über den Parzellen 1 - 4 ohne Kompost. Hier sind die Werte an der unteren Grenze der häufig vorkommenden Kaliumgehalte in Böden. Die Parzellen 9 - 11 zeigen ein sehr inhomogenes Bild. P 9 und P11 liegen eher im niedrigen Bereich, wohingegen P10 über den häufig ermittelten Werten von Böden kommt. Dies ist eventuell auf Kompostverwehungen aus den Parzellen 5 - 8 zurückzuführen. Die Beprobung in unterschiedlichen Tiefen lässt keine signifikanten Unterschiede erkennen. Im Jahr 1998 wurden ca. 264 kg/ha Kalium auf die Parzellen 1 - 8 aufgebracht. In den folgenden beiden Jahren fand keine Kaliumdüngung statt.

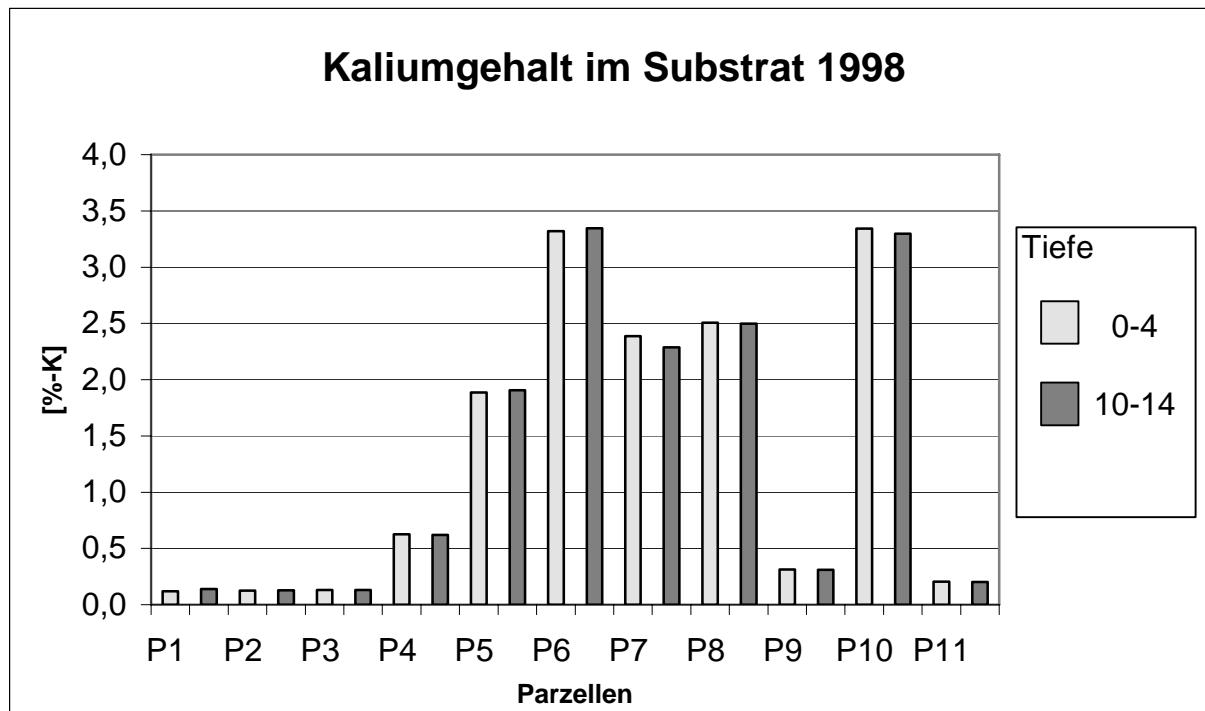


Abb. 35: Gemittelte Kaliumgehalte im Substrat (1998)

Im Jahr 2000 wurde keine Beprobung durchgeführt, im Jahr 2001 wurden nur die Parzellen 9 - 11 beprobt (siehe Abb. 36). 2001 und 2002 wurde ca. 71 kg/ha Kaliumdünger auf alle Parzellen aufgebracht.

Die ermittelten Werte liegen im Bereich von 0,2 - 0,3% Kaliumgehalt, d. h. auch die Parzelle 10 hat sich den anderen Parzellen angepasst. Zudem ist kein Unterschied zwischen den mit Kompost behandelten Flächen und den neutralen Flächen festzustellen. Der Kompost ist somit vollständig mineralisiert und von der Pflanzendecke aufgenommen worden. Im Jahr 2002 liegen fast alle Werte der Parzellen 1 - 11 im Bereich von 0,2% und darunter. Trotz Kaliumdüngung kommen die Substrate schon in die Nähe von Kaliummangelbereichen. 2003 können die Werte leicht gesteigert werden, was auf eine erhöhte Kaliumzuführung von 120,4 kg/ha zurückzuführen ist. Im letzten Untersuchungsjahr fallen die Kaliumgehalte leicht ab und liegen zwischen 0,18 - 0,23%.

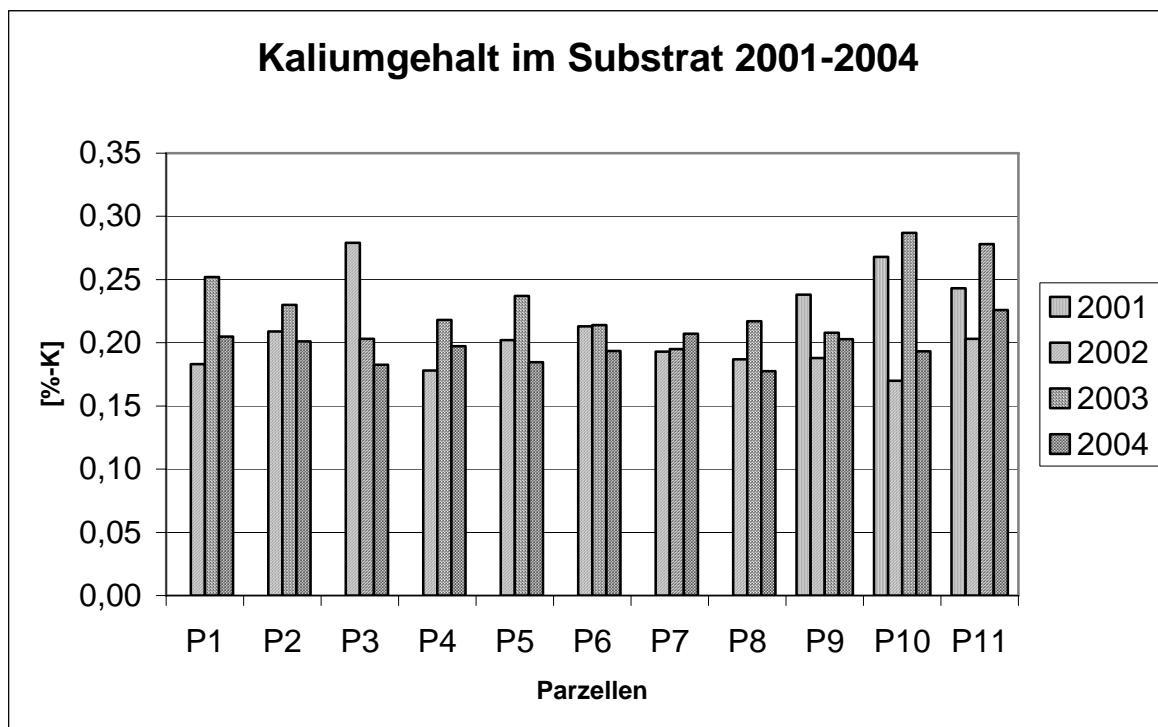


Abb. 36: Gemittelte Kaliumgehalte im Substrat (2001 – 2004)

Es kann daraus geschlossen werden, dass auch weiterhin auf eine Kaliumdüngung nicht verzichtet werden kann.

Magnesium

Magnesium ist ein essentielles MakronährElement und ist der Baustein vieler wichtiger Pflanzeninhaltsstoffe, wie z.B. Chlorophyll und Phytat. Zudem aktiviert es viele Enzyme und reguliert das Kationen/Anionen-Gleichgewicht in der Pflanze. Die primären Quellen liegen in den magnesiumhaltigen Mineralen. An erster Stelle ist hier Olivin zu nennen, der zu den Nesosilikaten gehört. Der Olivin bildet Mischkristalle aus den beiden Endgliedern Mg_2SiO_4 (Forsterit) und Fe_2SiO_4 (Fayalit). In den meisten gesteinsbildenden Olivinen dominiert der Forsterit mit 70 - 90% gegenüber Fayalit. Olivin kommt in den meisten ultramafischen Gesteinen und auch als Einsprengling in Basalten vor. Des Weiteren gehört Serpentin $Mg_3[(OH)_4/Si_2O_5]$ zu den wichtigeren

Mg-haltigen Mineralen. Die Serpentine gehören zu den Phyllosilikaten und werden von einer Zweischichtstruktur aufgebaut. Serpentin ist ein häufiges Abbauprodukt von Olivin, Pyroxen und Amphibolen. Die Pyroxene und Amphibole gehören zu den Inosilikaten, wobei die Pyroxene Einfachketten und die Amphibole Doppelketten bilden. Chemisch, physikalisch und kristallografisch ähneln sich die beiden Gruppen. Pyroxen kristallisiert unter höheren Temperaturen aus einer Silikatschmelze aus und gehört zu den Erstausscheidungen. Amphibole scheiden aus wasserreichen Schmelzen unter etwas höheren Drucken bzw. bei abnehmender Temperatur unter Ausschluss von H_2O sekundär aus Pyroxen aus. Die Pyroxene setzen sich aus Mischkristallreihen zusammen. Die Mg-reicheren Glieder dieser Pyroxenreihe $MgSiO_3$ (Enstatit) kommen in ultramafischen magmatischen bis metamorphen Gesteinen vor. Im Unterschied zu der Pyroxenstruktur kommt bei den Amphibolen eine Lücke innerhalb der sechszähligen Ringe vor. Hier kann eine Aufnahme von einem großen einwertigen Anion ((OH), F) erfolgen. Die der Glimmergruppe angehörigen Biotite $K(Mg, Fe^{2+})_3[(OH)_2/Si_3AlO_{10}]$ zählen zu den Phyllosilikaten. Sie sind ein sehr verbreitetes gesteinsbildendes Mineral (MATTHES, 1990). Tabelle 31 zeigt die wichtigen Mg-haltigen Minerale und ihre mittleren Mg-Gehalte.

Tab. 31: Magnesiumhaltige Minerale,
aus: MENGEL (1991)

Minerale	%-Mg
Biotit	7,6
Pyroxen	7,6
Amphibol	7,8
Olivin	28
Serpentin	26

Des Weiteren kommen Mg-Minerale in sekundär gebildeten Dolomit ($Ca, Mg)CO_3$ und Magnesit ($MgCO_3$) vor. Gerade aus diesen Mineralen ist eine starke Mobilisierung von Mg^{2+} möglich.

Im Allgemeinen gilt, dass Böden umso Mg-reicher sind, je geringer der Grad der Verwitterung ist. Das durch Verwitterung freigesetzte Magnesium hat für die Pflanze große Bedeutung. Mg^{2+} kann in Bodenlösung sorptiv an negative Bodenkolloide gebunden werden. Aufgrund dieser lockeren Bindung wird Magnesium unter humiden Klimabedingungen mit hoher Rate ausgewaschen (MENGEL, 1991).

In mitteleuropäischen Böden beträgt der Mg-Gehalt meist zwischen 0,5 – 5 g/kg. In Prozent ausgedrückt variieren die Magnesiumgehalte der Böden zwischen 0,05 - 0,5% (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002). Laut FINCK (1969) liegen die Gehalte in Böden häufig zwischen 0,1 und 1%. BAUMEISTER & ERNST (1978) geben Magnesium-Gehalte in Böden mit 0,006 bis 1% an.

Auf gedüngten Böden kann die Mg-Aufnahme durch hohe NH_4^+ -, K^+ - und Ca^{2+} -Konzentrationen infolge Ionenkonkurrenz stark behindert werden.

Nach SCHEER (2001) weisen die Ausgangswerte der eingesetzten Substrate bzw. Einzelkomponenten ausreichend pflanzenverfügbares Magnesium für die Pflanzenernährung auf (siehe Tab. 32).

Tab. 32: Ausgangsnährstoffgehalte von pflanzenverfügbarem Magnesium im Substrat,
n.n. – nicht nachweisbar

Substrat bzw. Einzelkomponente	Anteil Mg [%]
REKAL-Rückstand salzfrei	0,022
Bio-Kompost	0,056
SAV-Stabilisat	n.n.
WSA-Stabilisat	n.n.
REKAL-Rückstand/ SAV-Stabilisat-Mischung 7:3	0,004 – 0,013

Die auf den einzelnen Parzellen ermittelten Magnesiumgehalte im Jahr 1998 liegen fast ausschließlich an der oberen Grenze der natürlich vorkommenden Mg-Gehalte (siehe Abb. 37). Eine Mangelsituation liegt in keiner der Parzellen vor. Die Parzelle 10 liegt mit 3,3% unter dem Durchschnitt von 4,8%. Trotzdem ist auch hier eine ausreichende Magnesiumversorgung gegeben. Eine deutliche Abnahme des Magnesiumumsgehalts mit der Tiefe kann nur in einzelnen Fällen, z. B. in P8 und P11, festgestellt werden. Ansonsten sind die Gehalte in unterschiedlichen Tiefen sehr homogen.

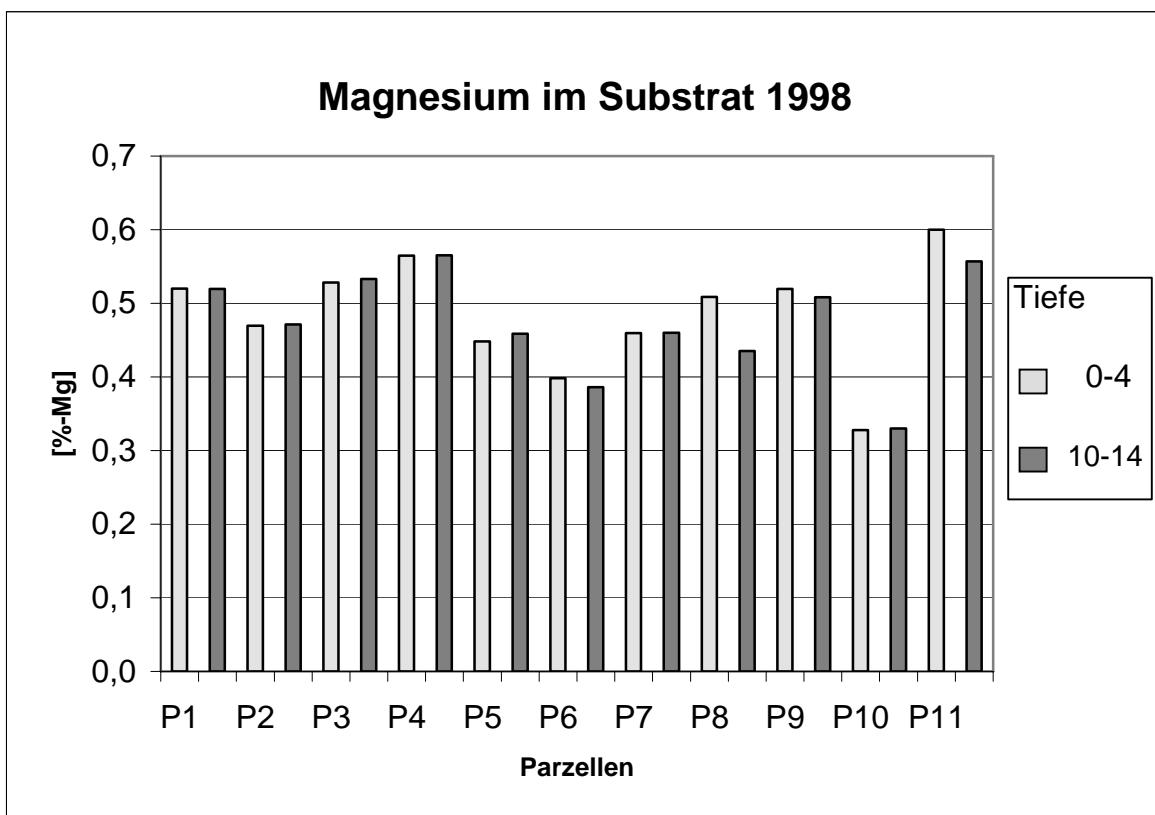


Abb. 37: Gemittelte Magnesiumgehalte im Substrat (1998)

In den Jahren 1999 und 2000 wurde aufgrund der relativ hohen Mg-Gehalte im Substrat kein magnesiumhaltiger Dünger auf die Parzellen aufgebracht. Erst im Jahr 2001 kam es wieder zur Magnesiumdüngung. Trotz dieser Maßnahme sind die Mg-Gehalte auf den Parzellen 1 - 8 im Vergleich zum Ausgangsjahr 1998 drastisch, um fast die Hälfte, abgesunken. Es ist aber immer noch eine ausreichende Mg-

Versorgung der Pflanzen gewährleistet. In den folgenden Jahren wurde weiterhin Magnesium gedüngt (siehe Tab. 32), was auch die leicht ansteigenden Werte im Jahr 2003 und 2004 widerspiegeln.

Tab. 33: Eingesetzter Magnesiumdünger auf der Versuchsfläche Süd

Jahr	Parzelle 1 - 8	Parzelle 9 - 11
1998	12,6 kg/ha	-
2001	8,6 kg/ha	8,4 kg/ha
2002	8,3 kg/ha	4,2 kg/ha
2003	14,2 kg/ha	14,2 kg/ha

Auf den Parzellen 9 - 11 (siehe Abb. 38), können gegenüber dem Ausgangsjahr 1998 gleichbleibende bzw. weitere Zunahmen an Mg-Gehalten festgestellt werden. In den Jahren 2001, 2002 und 2003 wurde durchgehend Magnesium gedüngt (siehe Tab. 33). Trotzdem ist ein Rückgang der Magnesiumgehalte auf den Parzellen 9 und 10 festzustellen.

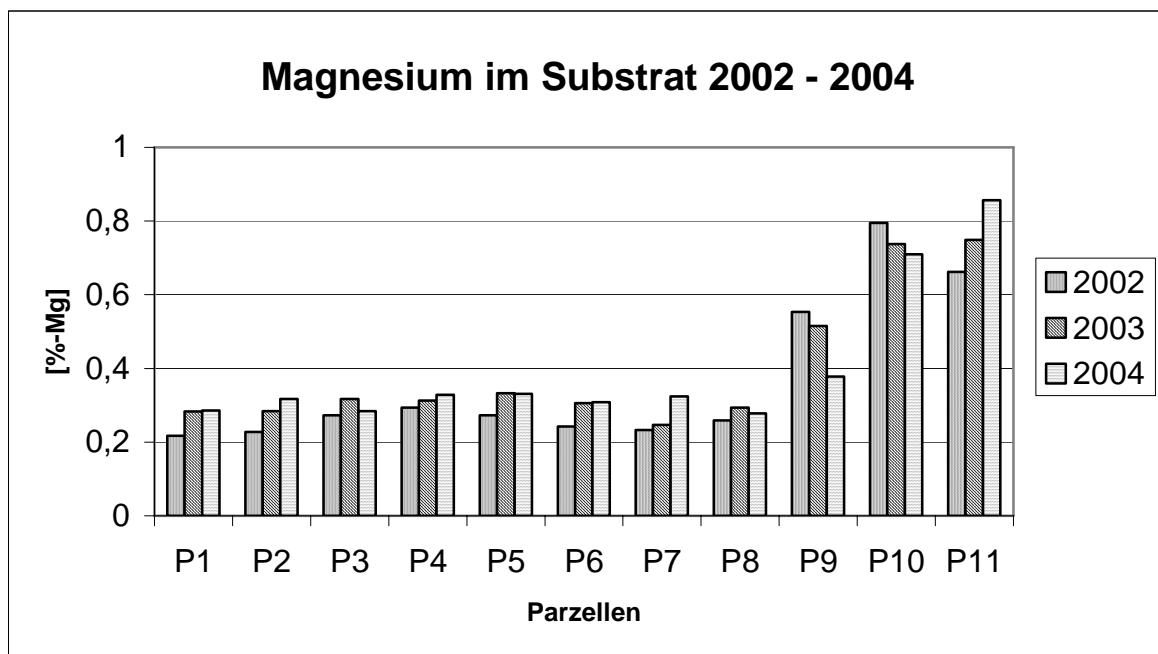


Abb. 38: Gemittelte Magnesiumgehalte im Substrat (2002 – 2004)

Eine Auswaschung von Magnesium in humiden Klimabereichen ist nicht zu verhindern und somit auch weiterhin eine Düngung sinnvoll. Durch das alkalische Milieu auf den Substraten wird eine Ausfällung schwerlöslicher Verbindungen begünstigt, was für die Pflanzen von Vorteil ist. Dies wäre im sauren Bereich nicht möglich (FINCK, 1969).

Calcium

Calcium ist für die strukturelle und physiologische Stabilität der Pflanzengewebe verantwortlich und regelt die Influx- und Efflux-Vorgänge in Zellen und Geweben (CHRISTIANSEN & FOY, 1979; MILLAWAY & WIERSHOLM, 1979).

Ergebnisse und Diskussion des Versuchsfeldes Süd

Mit einem Anteil von 3,64 Gew.-% in der Erdkruste tritt Calcium gegenüber anderen Nährstoffen relativ häufig in Mineralen auf. Es kommt in Plagioklasen (6% Ca), Amphibolen, Pyroxenen und natürlich in Calcit (40% Ca), Dolomit (22% Ca) und Gips (23% Ca) vor. Die basischen Gesteine wie Gabbro, Basalt und Diabas (8% Ca) sind wesentlich Ca-reicher als die sauren Gesteine wie z. B. Granit (1% Ca) (MENGEL, 1991).

Der Calcium-Gehalt von natürlichen Böden liegt nach SCHACHTSCHABEL (2002) häufig zwischen 0,1 und 1,2%. Die gleichen Werte sind auch bei AMBERGER (1988) zu finden. In sandigen Böden oder in extrem sauren Waldböden kann er auch darunter und in CaCO_3 -Böden bzw. Gipsböden deutlich darüber liegen. FINCK (1969) gibt häufige Gehalte in Böden mit 0,2 – 1,5% an.

Je humider das Klima, umso größer ist die Gefahr einer Ca^{2+} -Auswaschung. Calcit ist in H_2O praktisch unlöslich, kann aber durch Protonen und CO_2 angegriffen werden. In beiden Fällen entsteht Ca-Hydrogencarbonat, das in H_2O gut löslich ist. Durch das Ausscheiden der Pflanzenwurzeln von H^+ sowie CO_2 tragen sie erheblich zur Bodenverwitterung bei. Bei carbonathaltigen Böden können CaCO_3 -Gehalte von bis zu 90% auftreten. Diese Böden stellen durch ihren hohen pH-Wert und ihrer guten Pufferung besondere Böden dar. Durch die schlechte Löslichkeit von Schwermetallen kann es zu Mangel an Zn, Mn und Fe kommen.

Aufgrund der relativ hohen Ca-Gehalte in den Ausgangssubstraten war auch mit hohen Calciumgehalten in den einzelnen Parzellen zu rechnen. Dies bestätigte sich auch in den Messungen im Jahr 1998 (siehe Abb. 39). Alle Parzellen liegen oberhalb der häufig in der Natur vorkommenden Werte. Im Mittel liegen sie sogar über 6% Ca. Ein Calciummangel ist deshalb nicht zu erwarten. Aus diesem Grund wurde auf die weitere Untersuchung der Calciumgehalte verzichtet.

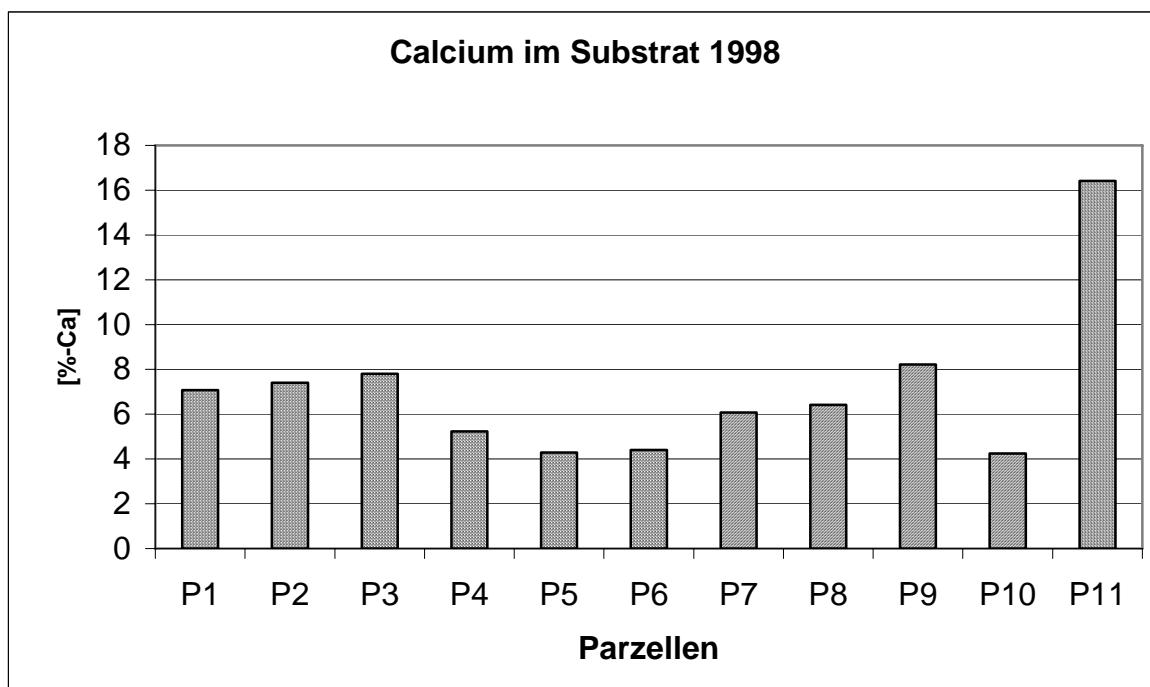


Abb. 39: Gemittelte Calciumgehalte im Substrat (1998)

8.2.2 Mikronährstoffe

Chlor - Salzgehalt im Boden und in der Bodenlösung

Hohe Salzgehalte in Böden stellen Probleme dar. Die damit verbundene hohe Ionenkonzentration in der Bodenlösung lässt osmotische Werte in Größenordnungen von -3000 bis -5000 kPa auftreten. Das Wasser ist osmotisch stark gebunden. Somit wird die Wasseraufnahme für die Pflanze durch die Erhöhung des osmotischen Potentials des Bodenwassers schwierig und schließlich unmöglich; in Extremfällen kommt es sogar zum Entzug von Wasser aus der Pflanze. Hinzu kommt noch eine einseitige Ionenzusammensetzung. Von den Kationen überwiegt meist Na^+ und von den Anionen Chlorid, Sulfat oder Bicarbonat. Überwiegen HCO_3^- und CO_3^{2-} Anionen in den Böden, führt dies zu sehr hohen pH-Werten von 9 - 10. Unter diesen Bedingungen sind Na^+ -Humate leicht löslich. Na^+ wirkt aufgrund seiner hohen Konzentration auf saline Böden am stärksten toxisch (MENGEL, 1991).

Pflanzenarten sind gegen Salz aber unterschiedlich empfindlich. Um den Salzstress zu mindern, können Pflanzen vermehrt Ionen aufnehmen und diese in Ihren Zellen anreichern und damit ihr Wasserpotential, besonders ihre osmotische Potentialkomponente, erniedrigen. So vergrößert die Pflanze ihre Wasserpotentialdifferenz zur Bodenlösung um wieder H_2O aufnehmen zu können. Dieser Anpassungsvorgang wird als „osmotic adjustment“ (RAINS, 1972) bezeichnet und erfolgt hauptsächlich über die Aufnahme von Na^+ , Cl^- und K^+ . Über diesen Effekt können zahlreiche Pflanzenarten ihren Wasserhaushalt an saline Bedingungen anpassen. Die Salinität äußert sich deshalb meistens nicht in Wassermangel sondern durch toxische Symptome wie Nekrosen und Chlorosen an älteren Blättern (MENGEL, 1991). Auch die durch das Salz veränderten Bodeneigenschaften führen zu Wuchsreaktionen und Änderungen im Stoffwechsel, was sich dann in einem Schadbild äußert. Bei größerer Salzzufuhr erhöht sich der pH-Wert des kalkhaltigen Bodens. Zudem weist der Boden erhöhte Wasserbindungskräfte auf, während gleichzeitig die Wassernachlieferrungsrate verringert ist. Verheerend ist auch die Destabilisierung des Bodengefüges. Es kommt im feuchten Zustand zu einer Wasserundurchlässigkeit in oberflächennahen Bodenschichten, die dann wiederum die Oberbodenverschlämung verursachen.

Eine durch erhöhte Salzgehalte niedrigere Wachstumsrate hängt nach CHEESEMAN (1988) mit der Verteilung der Assimilate zusammen. Durch den erhöhten Verbrauch von nicht strukturellen Kohlenhydraten durch osmotische Anpassung fehlen diese Kohlenhydrate beim Wachstumsprozess. Die Wachstumsrate bei Pflanzen unter salinen Bedingungen ist niedriger, ihr Habitus deutlich gedrungen und ihre Blätter meist klein und dunkelgrün. Sie zeigen aber keine Welkeerscheinungen. Hohe Na^+ -Konzentrationen wirken toxisch und beruhen auf dem Einfluss auf die Zellmembran und das Plasmalemma. Ca^{2+} wird durch Na^+ verdrängt und beeinträchtigt die Membranintegrität und erhöht damit die Membranpermeabilität (LÄUCHLI et al., 1971; LAHAYE u. EPPSTEIN, 1971; LYNCH et al., 1987; CRAMER et al., 1986).

Salzstress kann auch zusätzlich den Energiehaushalt der Pflanze stören. Die aktive Abscheidung von Na^+ in die Vakuole und der Na^+ -Transport aus dem Cytoplasma in das Außenmedium erfordern zusätzliche Energie (RAINS, 1972). Dieser zusätzliche Energiebedarf kann besonders die Assimilation von anorganischen N und die Proteinbildung beeinträchtigen (HELAL & MENGEL, 1979).

Die Salztoleranz ist bei den einzelnen Pflanzenarten unterschiedlich ausgeprägt. Besonders hohe Toleranz gegenüber Salz findet sich bei den Halophyten (z.B. *Salicornia*- und *Atriplex*-Species). Aber auch bei Pflanzen die nicht zu den Halophyten zählen gibt es Unterschiede. Manche Pflanzenarten bewahren sich vor Salzschäden durch sehr geringe Aufnahmen von Na^+ und Cl^- Ionen. Hier ist aber das „osmotic adjustment“ nicht so ausgeprägt und es kommt häufiger zu Wassermangel. Eine weitere Strategie der Pflanzen kann darin bestehen, dass sie die Verlagerung der Na^+ -Ionen in den Spross verhindern (MENGEL, 1991).

Besonders pflanzenschädlich ist Salz aber im Keimlingsstadium und bei höheren Temperaturen (FINCK, 1969).

Tab. 34: Salztoleranz von Pflanzen (FINCK, 1969)

	salzempfindliche Pflanzen		mäßig salztolerante Pflanzen		stark salztolerante Pflanzen	
	normaler Ertrag	starker Ertragsabfall	normaler Ertrag	starker Ertragsabfall	normaler Ertrag	starker Ertragsabfall
Salzgehalt der Lösung	<0,12%	>0,24%	<0,24%	>0,6%	<0,6%	>1%
Salzgehalt des Bodens	<0,06%	>0,12%	<0,12%	>0,3%	<0,3%	>0,5%
	Rotklee Bohnen Zuckerrohr Apfel Birne Pfirsich		Weizen Hafer Mais Reis Luzerne Kartoffel Wein		Dattelpalme Zuckerrübe Raps Baumwolle Spargel Spinat Gerste	

Anhand der Tabelle 34 (s. o.) lässt sich ein starker Ertragsabfall bei Salzgehalten im Boden von > 0,5% und Salzgehalten in der Lösung bei > 1% bei stark salztoleranten Pflanzen erkennen.

In humiden Klimabereichen liegen die Chloridgehalte im Boden zwischen 0,0002 - 0,02%, nur an Extremstandorten können Werte von 2% und darüber erreicht werden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002).

Das SAV-Stabilisat hat gegenüber normalen Böden einen deutlich erhöhten Chloridgehalt (siehe Tab. 35). Dies spiegelt sich in den ermittelten Chloridgehalten auf den Parzellen 1 - 8 deutlich wider. Das verwendete REKAL-Material in den Parzellen 9 - 11 besteht zu fast 50% aus Salzen und muss deshalb, bevor es begrünt werden kann, über einen längeren Zeitraum an der Oberfläche aussalzen.

Der Ausgangsnährstoffgehalt Chlorid der eingesetzten Substrate und Einzelkomponenten wurde von SCHEER (2001) in Tab. 35 dargestellt.

Tab. 35: Ausgangsnährstoffgehalte von Chlorid im Substrat, (SCHEER, 2001)

Substrat bzw. Einzelkomponente	Anteil Cl ⁻ [%]
REKAL-Rückstand salzfrei	0,1
Bio-Kompost	0,45
SAV-Stabilisat	1,32
WSA-Stabilisat	0,09
REKAL-Rückstand/ SAV-Stabilisat-Mischung 7:3*	0,018-0,036

*nach Aussalzung

Auf der Versuchsfäche Süd wurden im Jahr 1998 alle Parzellen auf Chlorid untersucht (siehe Abb. 40). Die Abweichenden Ergebnisse zu den Ausgangsnährstoffgehalten beruhen auf der noch nicht vollständigen Aussalzung der Substrate, dem Eintrag von Biokompost und Einweihungen benachbarter Salzabschüttungen.

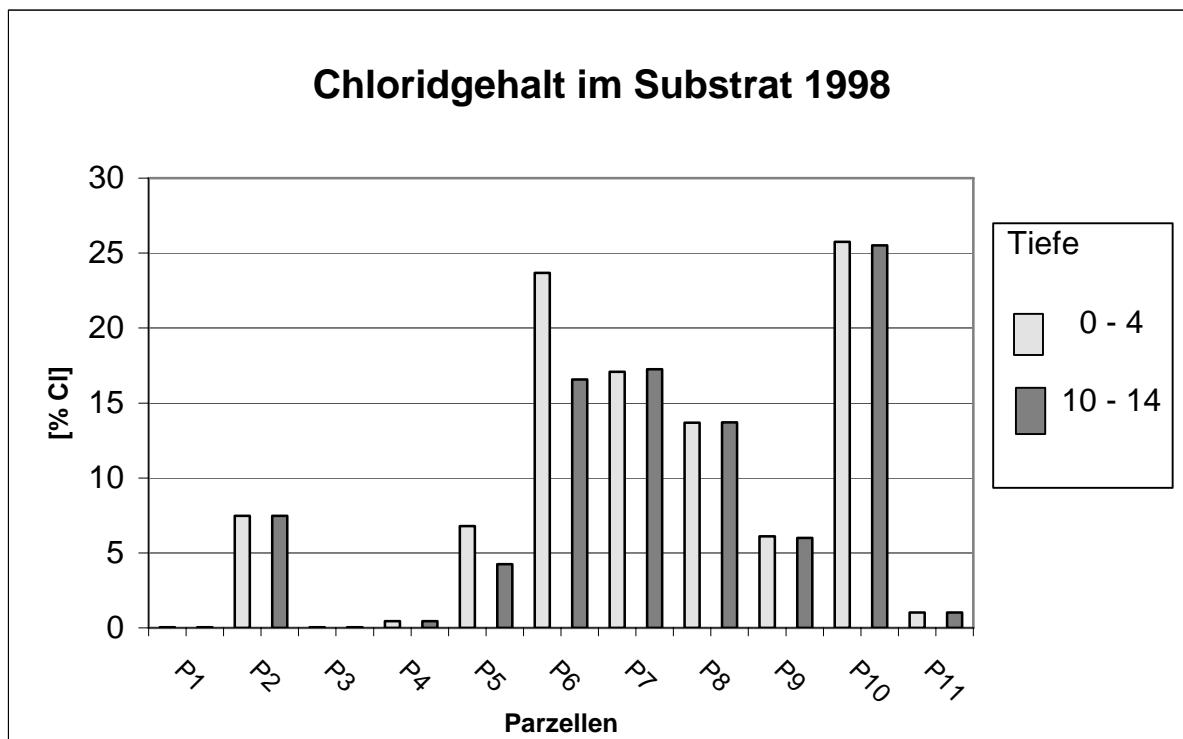


Abb. 40: Gemittelte Chloridgehalte im Substrat (1998)

Auffallend ist der große Unterschied an gemessenen Cl⁻-Werten. Er reicht von minimal 0,044% im Substrat bis zu maximal 23,67%. Zudem lassen sich anhand der Mittelwerte und deren Standardabweichungen z. T. starke Schwankungen innerhalb einer Parzelle feststellen. Alle Werte liegen oberhalb der im humiden Klimabereich natürlich vorkommenden Cl⁻-Gehalte (> 0,02%) der Böden. Außer in den Parzellen 1, 3, 4 und 11 liegen die Werte sehr deutlich über den Cl⁻-Gehalten von Extremstandorten (< 2%). Die auf den Parzellen 5 - 8 ermittelten Werte liegen deutlich über den der Parzellen 1 - 4. Dies würde für einen sehr hohen Eintrag an Chlorid durch den Biokompost sprechen.

Ergebnisse und Diskussion des Versuchsfeldes Süd

In den folgenden Jahren (1999 - 2004) wurden ausschließlich die Chloridgehalte der Parzellen 9 - 11 ermittelt (siehe Abb. 41). Auf den Parzellen 1 - 8 stellte sich eine relativ stabile Vegetationsschicht ein, so dass auf weitere Chloridmessungen verzichtet werden konnte.

Ausgehend von sehr hohen Ausgangswerten der Parzellen 9 und 10 im Jahre 1998 fallen die Chloridgehalte schon im 2. Untersuchungsjahr deutlich ab. Im Jahr 2001 liegen die Versuchsparzellen 9 – 11 maximal bei 1%. 2002 erreichen sie dann ihre minimalen Werte. In dem sehr trockenen Jahr 2003 sind die Werte leicht erhöht. Dies ist sicherlich auf Verwehungen von frisch geschüttetem REKAL (nicht entsalzt) in unmittelbarer Nachbarschaft zum Versuchsfeld zurückzuführen. Durch den sehr geringen Niederschlag im Jahr 2003 reichertete sich Salz an der Oberfläche an.

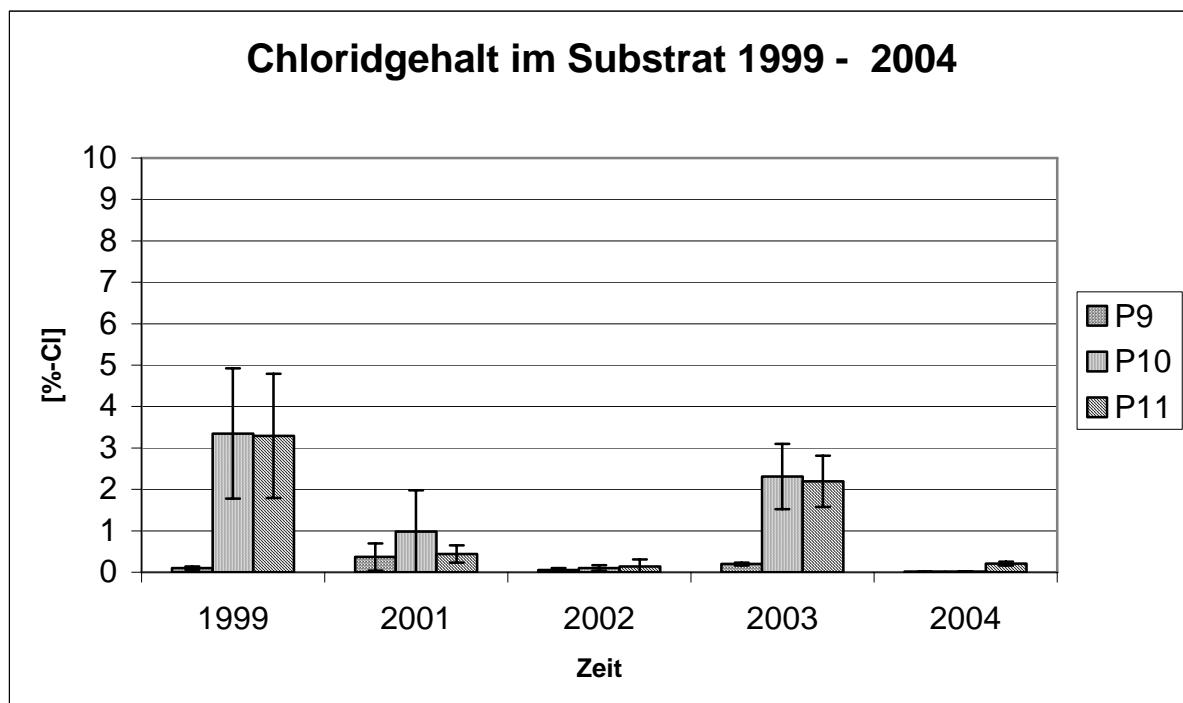


Abb. 41: Gemittelte Chloridgehalte im Substrat (1999 – 2004)

Problematisch ist der Salzeintrag durch angrenzende REKAL-Schüttungen und den damit verbundenen Verwehungen auf das Versuchsfeld. Dadurch wurde den sehr salztoleranten und konkurrenzstarken Atriplexarten der Weg geebnet.

Die im Jahr 1999 gemessenen Chloridgehalte wurden zusätzlich in unterschiedlicher Tiefe ermittelt (siehe Abb. 42). Hier zeigt sich eine deutliche Zunahme mit der Tiefe, d. h. durch die Niederschläge ist das Chlorid gelöst und in tiefere Schichten verlagert worden.

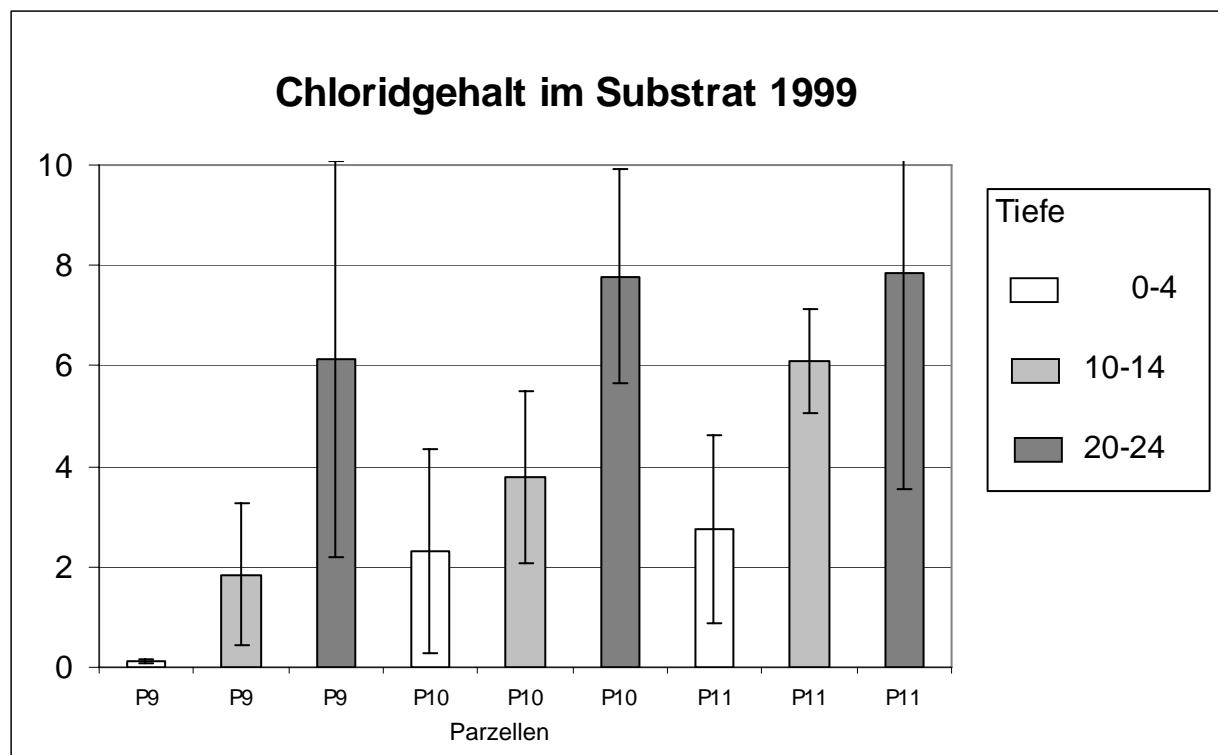


Abb. 42: Gemittelte Chloridgehalte im Substrat (1999)

Chloridmessungen im Substrat sind nur bedingt aussagefähig, da nur das in Lösung befindliche Chlorid auf die Pflanzen Auswirkungen hat. Diese Lösungen variieren stark durch unterschiedliche Niederschläge oder Trockenperioden. So ist es möglich, dass trotz extrem hoher Chloridgehalte im Substrat keine toxischen Erscheinungen bei den Pflanzen auftreten.

Weitere Mikronährelemente/Schwermetalle im Ausgangssubstrat

Die Ausgangssubstrate wurden bereits von Scheer (2001) untersucht und sind in Tab. 36 zusammengefasst.

Tab. 36: Mikronährelemente/Schwermetalle der Substrate und Einzelkomponenten, aus SCHEER (2001)

Substrat bzw. Einzelkomponente	Fe [%]	Mn [ppm]	Si [ppm]	Cr [ppm]	Ni [ppm]	Pb [ppm]	Zn [ppm]	Cd [ppm]	Cu [ppm]	Hg [ppm]
REKAL-Rückstand salzfrei	1,2	1800	292	532	470	362	1277	< 4	4662	<0,1
Bio-Kompost	1,2	600	482	29	20	55	224	< 4	52	<0,1
SAV-Stabilisat	2,2	300	361	53	100	112	140	< 4	128	0,4
WSA-Stabilisat	3,2	600	445	54	82	131	450	< 4	94	0,4
REKAL-Rückstand/ SAV-Stabilisat-Mischung 7:3	1,5-1,6	1300	307-352	367-412	308-357	272-296	868-985	< 4	3108-3672	0,1-0,2

Die Elemente Eisen, Mangan und Cadmium liegen in Bereichen von natürlich vorkommenden Böden (siehe Tab. 37). Der Blei-, Chrom-, Nickel-, Zink-, Kupfer- und Quecksilbergehalt ist deutlich erhöht. Die Substrate zeigen einen eher unterdurchschnittlichen Gehalt an Silizium.

Tab. 37: Häufige Gehalte von Spurenelementen in Böden nach Daten von SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002)

Spurenelemente	Fe [%]	Mn [ppm]	Si [mg/l]	Cr [ppm]	Ni [ppm]	Pb [ppm]	Zn [ppm]	Cd [ppm]	Cu [ppm]	Hg [ppm]
Häufige Gehalte in natürlichen Böden	0,2 - 5	40 - 3000	1 - 60	5 - 300	5 - 50	2 - 60	10 - 80	0,5 - 3	2 - 40	0,05 – 0,5

Die in den Ausgangssubstraten deutlich erhöhten Gehalte an Mikronährrelementen können eine Überversorgung der Pflanzen bis zu toxischen Reaktionen hervorrufen. Aufgrund der hohen pH-Werte der Substrate werden die Mikronährrelemente/Schwermetalle aber z. T. im Substrat festgelegt (vgl. Kap. 8.3.2).

8.3 Nährelemente in der oberirdischen Biomasse

Die folgenden Beschreibungen der Nährelemente geben einen kurzen Überblick über die Funktionen und Notwendigkeiten bei der Pflanzenernährung. Detailliertere Angaben sind in der einschlägigen Fachliteratur sowie bei SCHEER (2001) und HOFMANN (2004) nachzulesen.

8.3.1 Makronährstoffe in der oberirdischen Biomasse

In den jeweiligen graphischen Darstellungen (Abb. 42 - 45) der Makronährstoffe sind die gemittelten Daten aus je drei Probennahmen pro Versuchsparzelle eingeflossen. Eine höhere Beprobungsdichte hätte einen zu großen Eingriff in die Vegetation der jeweiligen Parzelle bedeutet. Dargestellt sind alle auf der Versuchsfläche Süd eingeteilten Einzelparzellen.

Stickstoff

Stickstoff ist Bestandteil vieler lebenswichtiger Verbindungen. Er kann als Hauptmotor für die Pflanzenproduktion angesehen werden. Mit allgemein 1 - 5% N i. d. TS. der organischen Substanz ist er ein Strukturaufbaustein der Amino- und Nukleinsäure, der Proteine, Proteide und Nukleotide, des Chlorophylls und verschiedener Pflanzeninhaltstoffe (BERGMANN, 1993).

Die Pflanze nimmt den Stickstoff fast ausschließlich in Ionenform als NO_3^- oder NH_4^+ , ohne Bevorzugung einer dieser beiden Formen, auf. Für den Einbau in die Pflanze wird zwar überwiegend NH_4^+ benötigt, aber NO_3^- kann leicht in der Wurzel zu NH_4^+ reduziert werden. Obwohl die beiden Ionen die gleiche Verwertbarkeit in der Pflanze haben, kommt es durch Sekundäreinflüsse zu unterschiedlichen Düngerwirkungen dieser beiden Formen in Abhängigkeit des Boden-pH. Bei hohen pH-Werten ist die Ausnutzung von NO_3^- größer als bei NH_4^+ (FINCK, 1969). Ein Stickstoffmangel führt zu Enzymmangel und das Wachstum des Sprosses verringert sich. Die Pflanzen erscheinen hellgrün bis gelbgrün. Vor allem bei älteren Blättern kommt es zum Chlорoplastenabbau und Verlagerung des Stickstoffes in die jüngeren Teile. Die Blätter werden gelb. Manchmal kann es durch Anthocyane zu rot-violetten Überprägungen kommen sowie zur Starrtracht durch Verdickung der Zellwände. Die Umsetzung der Assimilate in Proteine kann nicht mehr gewährleistet werden (SCHILLING, 2000).

Durch entsprechende Düngungsmaßnahmen können diese Mängelscheinungen kurzfristig behoben werden. Der optimale Bereich der Pflanzen ist aber visuell nicht erkennbar und abzugrenzen, sondern nur durch eine Pflanzenanalyse exakt messbar (WALSH UND BEATON 1973; BERGMANN & NEUBERT, 1976; ROBINSON, 1983; ARMSTRONG, 1984; VETTER et al., 1984; BERGMANN JR. & BERGMANN, 1985; REUTER & ROBINSON, 1986, MARTIN-PREVEL, 1987).

Im Gegensatz zum N-Mangel kommt es bei N-Überschuss zu einer starken Chlорoplastenbildung. Die Pflanzen sehen dunkelgrün aus und wachsen üppig. Weißbraune Blattrandnekrosen treten im Falle einer NH_3 -Vergiftung auf. Durch die übermäßige Proteinbildung kommt es zu einer schwachen Ausbildung des Stützgewebes bei sehr langen Halmen und Stängeln. Die Wurzel entwickelt sich nur kurz und dick bei starker Verzweigung. N-Überschuss impliziert eine Reifeverzögerung (SCHILLING, 2000). Eine zu reichliche N-Versorgung kann auch zu einer geringeren Resistenz gegenüber bakteriellen und pilzlichen Schädlingen führen (MENGEL, 1991).

Ergebnisse und Diskussion des Versuchsfeldes Süd

FINCK (1969) gibt häufige N-Gehalte in Pflanzen mit 0,5 - 5% an. Die gleichen Werte werden auch von AMBERGER (1988) und JUNGK (1988) bestätigt. MARSCHNER (1995) gibt 2 - 5% an. Nach BERGMANN (1993) sind die in Tabelle 38 dargestellten Mineralstoffgehalte für Stickstoff in Gräsern ausreichend.

Tab. 38: N-Gehalte in Gräsern (BERGMANN, 1993)

Gräser	N in %
Knaulgras (<i>Dactylis glomerata</i>)	2,8 – 4
Wiesenrispe (<i>Poa pratensis</i>)	2,6 – 3,2
Weidelgras (<i>Lolium spp.</i>)	3 – 4,2
Wiesenlieschgras (<i>Phleum pratense</i>)	2,5 – 4
Wiesenschwingel (<i>Festuca pratensis</i>)	2,6 – 3,8
Wiesen und Weidegräser Durchschnittswerte	2,6 – 4

Unterhalb 1,5% N sind die Pflanzen nach BERGMANN (1993) mangelernährt.

Die Stickstoffgehalte in der Biomasse der Versuchsfläche Süd liegen, außer die der Parzelle 4 in den Jahren 2000 und 2004, oberhalb der Werte einer Mangelernährung nach BERGMANN (1993) (siehe Abb. 43). Die Durchschnittswerte für eine ausreichende Versorgung mit Stickstoff liegt bei Gräsern, die auch die ersten Jahre auf der Versuchsfläche dominierten, bei 2,6 - 4%. Verglichen mit diesen Durchschnittswerten liegen die Stickstoffgehalte der Parzellen mit Ausnahme des ersten Beprobungsjahres 1998 eindeutig darunter.

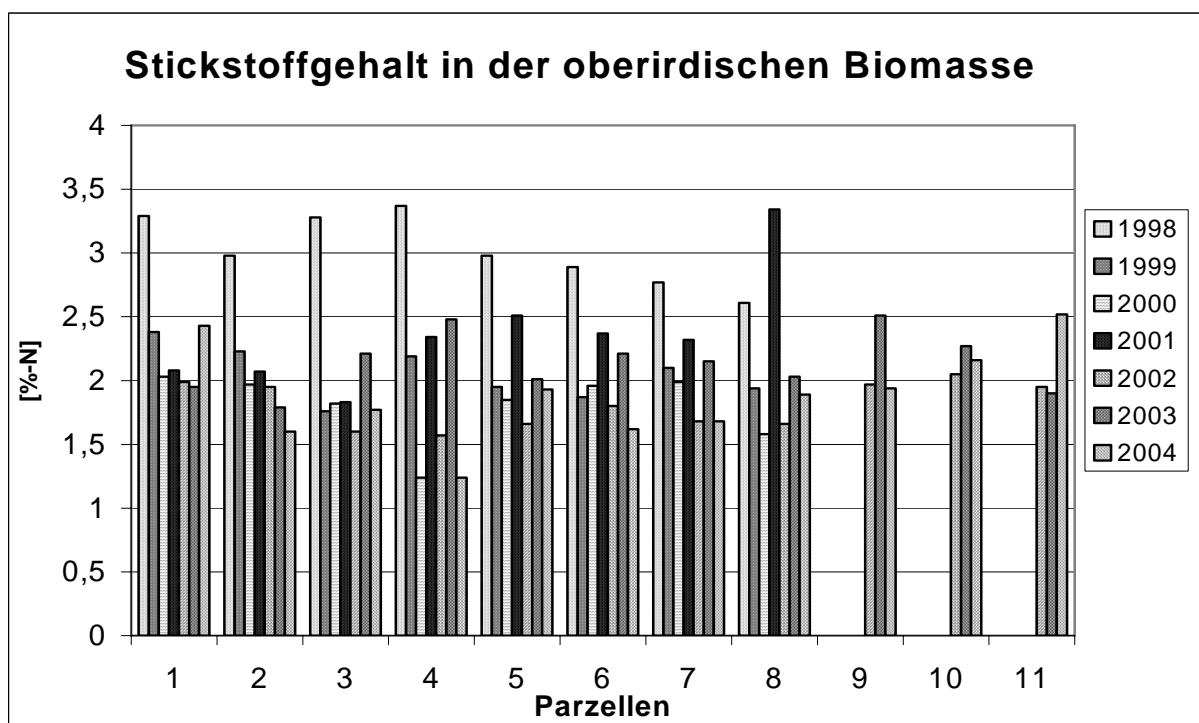


Abb. 43: Stickstoff-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse

Die Tendenz der Stickstoffversorgung ist auf den meisten Parzellen eher abnehmend, was mit der reduzierten Düngung zusammenhängt (siehe Tab. 39).

Tab. 39: Stickstoffdüngung auf der Versuchsfläche Süd in den Parzellen 1 - 11

Jahr	Gesamtmenge [kg/ha] P 1-8	N	Gesamtmenge [kg/ha] P 9-11	N
1997	270		-	
1998	285		-	
1999	75		-	
2000	125		-	
2001	180		75	
2002	100		75	
2003	85		85	
2004	50		50	

Um eine Unterversorgung zu vermeiden, wird man nicht ohne weitere Stickstoffdüngung auskommen.

Phosphor

Dem Phosphor kommt eine wichtige Funktion als Bauelement und Energieträger in der Pflanze zu. Er ist ein Baustein von Phytin, Phosphatiden, Nukleotiden und aktiviert organische Stoffe durch Phosphorylierung (FINCK, 1969).

Die P-Auswaschung ist aufgrund der geringen Löslichkeit der meisten P-Verbindungen sowie der P-Sorption außerordentlich gering. Die Aufnahme des Phosphors durch die Pflanze erfolgt in der höchst oxidierten Form als Orthophosphat und zwar als $H_2PO_4^-$, aber auch unter neutralen und alkalischen Bedingungen als HPO_4^{2-} . Die Aufnahme erfolgt unter Austausch pflanzeneigener Anionen (OH^- , HCO_3^-).

Der Einbau des anorganischen Phosphates in organische Verbindungen erfolgt relativ schnell. Gegenüber Stickstoff und Schwefel findet in der Pflanze keine Reduktion statt, Phosphor bleibt in der höchst oxidierten Form erhalten (AMBERGER, 1988).

P-Mangelpflanzen sind am aufrechten Wuchs und starrer Haltung der Blätter erkennbar, deshalb wird auch von Starrtracht gesprochen. Die Stängel sind dünn und das Wurzelwachstum ist gering. Die Mangelsituation ähnelt dem des Stickstoffmangels. Erkennen lässt sich der P-Mangel durch seine schmutziggrüne Farbe der Mangelblätter. Daneben erscheinen noch rote Farbtöne (MENGEL, 1991). Die älteren Blätter werden vielfach früher abgeworfen. Zudem ist die Frostresistenz bei P-Mangel gemindert (BRAD, 1971).

Phosphorüberschuss kommt unter Freilandbedingungen nur selten vor. Die Phosphationen werden im Boden stark sorbiert und fixiert. Hohe P-Düngergaben können die Aufnahme von Mikronährstoffen (z.B. Zn, Fe) behindern (LONERAGAN, 1978). Ebenso kann auch die Aufnahme toxischer Spurenelemente reduziert werden. Hohe Boden- und Pflanzen-P-Gehalte in Verbindung mit hohen pH-Werten können die Zn-Ernährung behindern. Zudem kann der Fe-Stoffwechsel durch zuviel P beeinträchtigt werden. Der P-Überschuss hat daher eine eher indirekte Auswirkung auf die Pflanzen (BERGMANN, 1993).

Ergebnisse und Diskussion des Versuchsfeldes Süd

MENGEL (1991) gibt bei jungem Getreide einen P-Gehalt von ungefähr 0,3 - 0,4% P in der Trockensubstanz an. Bei Mangelpflanzen liegt der Gehalt etwa bei 0,1%. Nach AMBERGER (1988) liegt der kritische P-Gehalt der Blätter bei 0,2% i. TS. Die P-Gehalte in verschiedenen Pflanzen bewegen sich zwischen 0,1% (Stroh) und 0,3 - 0,4% (Heu, Rüben). JUNGK (1988) gibt Gehalte zwischen 0,1 und 1% und MARSCHNER (1995) zwischen 0,3 - 0,5% an. Bei FINCK (1969) werden häufige P-Gehalte in Pflanzen mit 0,1 - 0,5% angegeben. Pflanzen mit einem Gehalt unter 0,2% an Phosphor in der oberirdischen Biomasse gelten bei BERGMANN und NEUBERT (1976) als mangelernährt, über 0,7% als hoch versorgt, zwischen 0,34 und 0,7 als ausreichend versorgt sowie zwischen 0,2 und 0,34 als niedrig versorgt.

Nach BERGMANN (1993) sind die in der Tabelle 40 dargestellten Mineralstoffgehalte an Phosphor in den Gräsern ausreichend.

Tab. 40: P-Gehalt in Gräsern (BERGMANN, 1993)

Gräser	P in %
Knaulgras (<i>Dactylis glomerata</i>)	0,3 – 0,5
Wiesenrispe (<i>Poa pratensis</i>)	0,3 – 0,5
Weidelgras (<i>Lolium spp.</i>)	0,35 – 0,5
Wiesenlieschgras (<i>Phleum pratense</i>)	0,3 – 0,5
Wiesenschwingel (<i>Festuca pratensis</i>)	0,3 – 0,5
Wiesen und Weidegräser Durchschnittswerte	0,35 – 0,6

Die gemessenen Phosphorgehalte in der Biomasse der Versuchsfläche Süd, die in den ersten Jahren überwiegend aus Gräsern bestand, waren in den meisten Parzellen nicht ausreichend mit Phosphor versorgt (siehe Abb. 44). In den Jahren 2000, 2003 und 2004 sind sie sogar deutlich im Mangelbereich unterhalb 0,2% P.

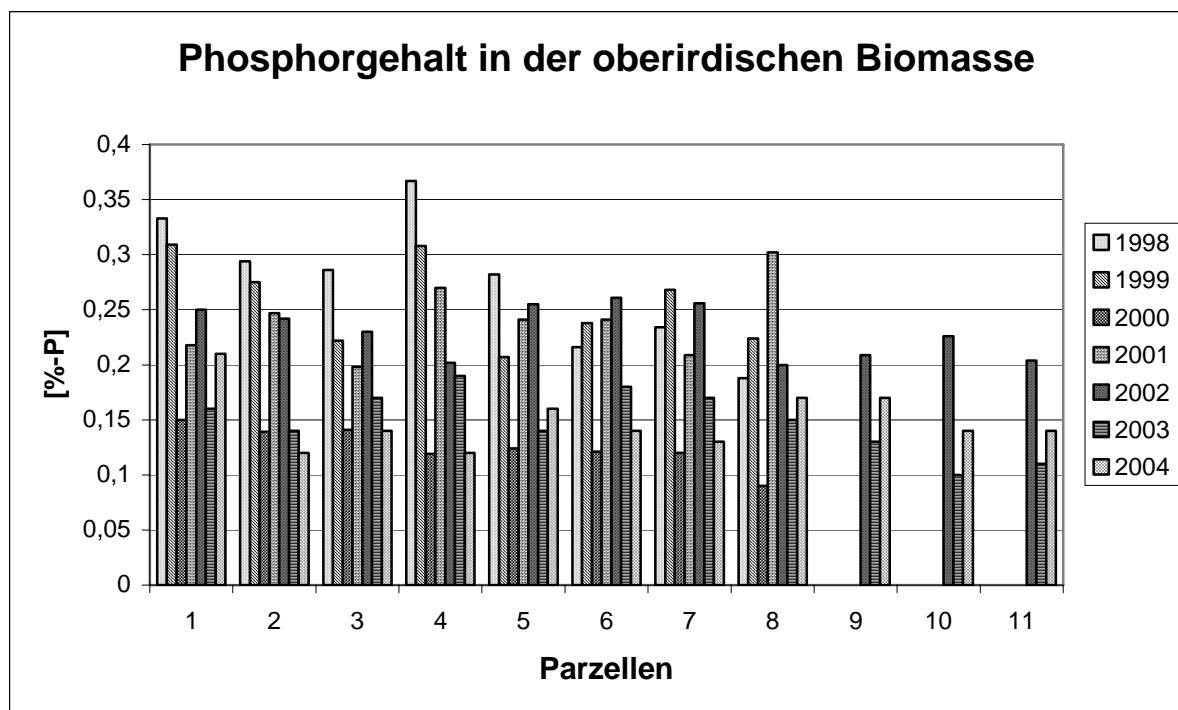


Abb. 44: Phosphor-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse

Die bei Mangelernährung typisch auftretende Starrtracht wurde nicht beobachtet. Aufgrund der Zusammensetzung der technogenen Substrate und ihrer hohen pH-Werte war eine problematische P-Versorgung der Pflanzen erwartet worden. Ein großer Teil des über den Dünger zugegebenen Phosphors wird als Calcium-Phosphat im Substrat festgelegt. Eine Festlegung als Aluminiumphosphat in den Parzellen 9 – 11, (hoher Aluminiumanteil im REKAL-Rückstand) ist aufgrund der hohen pH-Werte eher unwahrscheinlich, da Al^{3+} überwiegend im sauren Milieu in Lösung geht. Die im Jahr 1998 noch relativ hohe Phosphorversorgung ist sicherlich auf die organischen Dünger FRISOL A und F zurückzuführen. Aufgrund der organischen Struktur ist dieser Dünger nicht so schnell auswaschbar. Es kommt zu einer langsamem Freisetzung von Phosphor direkt an der Wurzeloberfläche. Im Frühjahr 2001 wurde die Zugabe von P-Dünger gesteigert, was sich auch unmittelbar in den gesteigerten Werten in der Biomasse widerspiegelt. Aus diesen Gründen ist bei weiteren Dünungsmaßnahmen insbesondere auf die Phosphatdüngung zu achten. Obwohl noch keine sichtbaren Mangelsymptome aufgetreten sind, sollte die P-Düngung intensiviert werden und es wäre zu überlegen, mit organischen Düngern zu arbeiten.

Kalium

Kalium ist kein Baustein der organischen Substanz. Seine große Bedeutung für die Pflanzenernährung liegt in seiner Ionenwirkung. Die K-Kationen sind durch andere nur schwer ersetzbar und es wird daraus geschlossen, dass die Funktionen von Kalium streng spezifischen Charakter haben. Von allen Kationen in den Pflanzen sind die K-Gehalte, von 1 - 6% und darüber, am höchsten. Die jüngeren stark wachsenden Pflanzenteile haben wegen ihres aktiven Stoffwechsels einen hohen K-Bedarf. Hier sind die höchsten Gehalte bei Mangelsituationen zu finden (KOCH & ESTES, 1976). Kalium wird von der Pflanze im Verlauf der Jugendentwicklung bis zur Blüte verstärkt aufgenommen. Je optimaler dieser Vorgang verläuft, umso höhere Erträge sind zu erwarten. Ertragsdepressionen gehen den sichtbaren Manglerscheinungen voraus (BERGMANN, 1988). Kalium hat eine wichtige Rolle beim Stofftransport im Phloem und beeinflusst den Stofftransport in die Speichergewebe positiv (MENGEL & HAEDER, 1977; MARTIN, 1989). Kalium steuert insbesondere die Proteinsynthese, die Synthese höher molekularer Kohlenhydrate, den Turgordruck der Zellen, die ATP-Synthese usw. Aufgrund des Einflusses auf die ATP-Synthese fördert Kalium auch die Aufnahme von Stickstoff. Dies ist wichtig für die Düngung, da mit steigender Stickstoffgabe auf die Einhaltung optimaler N/K-Verhältnisse geachtet werden sollte (BERGMANN, 1988). Kalium kann aus der organischen Substanz des Bodens leicht herausgelöst, aber kaum sorbiert werden. Dies führt zu einer sehr geringen organischen K-Reserve, die < 0,1% K im Humus aufweist (AMBERGER, 1988).

Bei Kaliummangel verringert sich die Aufbauleistung und die Standfestigkeit der Pflanzen. Zudem verringert sich der Turgor und es kommt zur stärkeren Transpiration und Atmung. Die Dürre und Frostresistenz werden erniedrigt. Zu erkennen ist der Kaliummangel an Chlorosen und Nekrosen der älteren Blätter. Die Pflanze wirkt schlaff, was als Welketracht bezeichnet wird (FINCK, 1969).

Nach FINCK (1969) und AMBERGER (1988) liegen die häufigen K-Gehalte i. d. TS von Pflanzen bei 0,5 - 5%. Werte unterhalb 1,5% i. d. TS weisen auf K-Mangel hin. JUNGK (1988) nennt eine Schwankungsbreite von 1 - 8% i. d. TS.

Nach BERGMANN (1993) sind in der Tabelle 41 folgende Mineralstoffgehalte für Kalium in den Gräsern ausreichend.

Tab. 41: K-Gehalte in Gräsern (BERGMANN, 1993)

Gräser	K in %
Knaulgras (<i>Dactylis glomerata</i>)	2,5 – 3,5
Wiesenrispe (<i>Poa pratensis</i>)	2,2 – 3
Weidelgras (<i>Lolium spp.</i>)	2,5 – 3,5
Wiesenlieschgras (<i>Phleum pratense</i>)	2 – 3,5
Wiesenschwingel (<i>Festuca pratensis</i>)	2,1 – 3,5
Wiesen und Weidegräser Durchschnittswerte	2 – 3

Betrachtet man die Kaliumgehalte auf der Versuchsfläche Süd, so ist eine ausreichende Kaliumversorgung der Pflanzen in den ersten beiden Untersuchungsjahren 1998 und 1999 erkennbar (siehe Abb. 45). Im Jahr 2000 liegen einzelne Parzellen (3, 4 und 8) unterhalb einer ausreichenden Kaliumernährung. Im folgenden Jahr steigern sich gerade diese Parzellen deutlich. Dafür fallen die Parzellen 1 und 2 ab. In den Jahren 2002 und 2003 liegen alle Parzellen, auch P 9 - 11, in ausreichend versorgten Bereichen. Dies gilt auch für das letzte Untersuchungsjahr 2004.

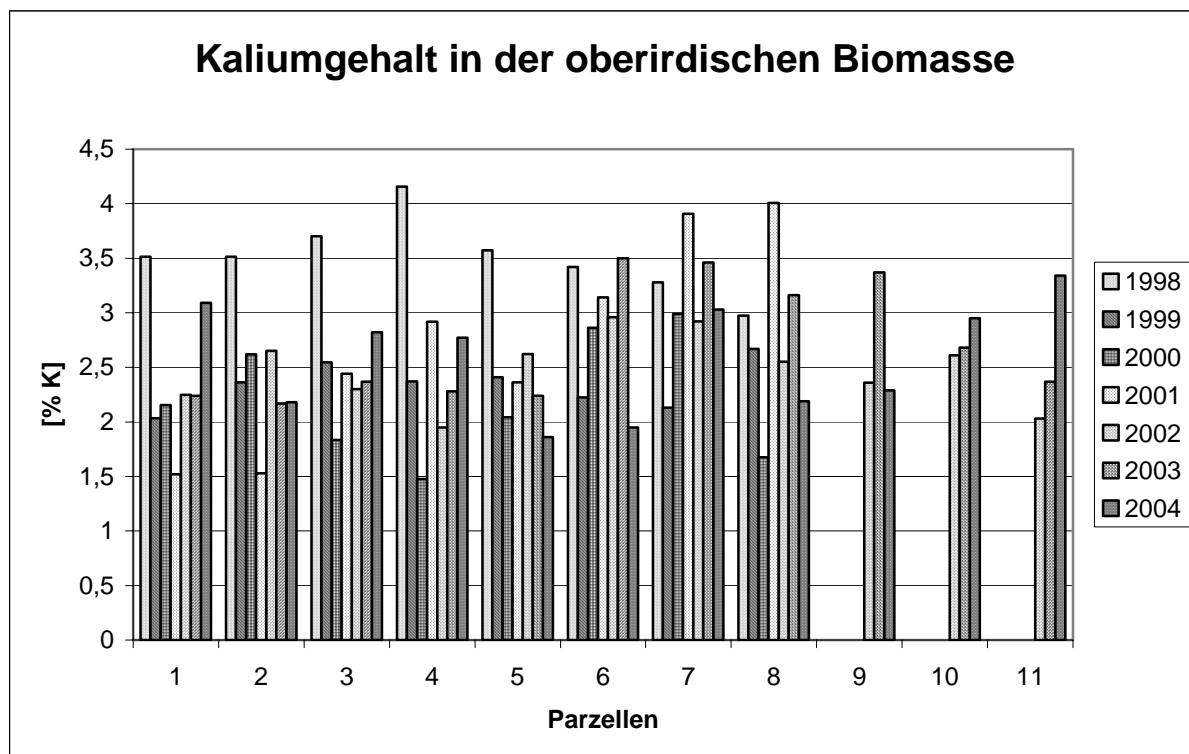


Abb. 45: Kalium-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse

Die Parzellen 9 - 11 sind aufgrund ihres relativ hohen Anteils von 0,1% Kalium im REKAL-Substrat relativ gut versorgt. Hier könnte eine ausreichende Kaliumversorgung auch ohne Düngung gewährleistet werden. Um aber ein optimales N/K-Verhältnis zu erreichen, kann auch auf diesen Parzellen sowie auf den Parzellen 1 - 8 nicht auf eine K-Düngung verzichtet werden.

Magnesium

Als Zentralatom des Chlorophylls ist Magnesium für den Prozess der Photosynthese von besonderer Bedeutung im Leben der Pflanze. Nahezu alle wesentlichen Reaktionen des Zellstoffwechsels, wie z. B. Protein-Biosynthese, Energiestoffwechsel usw.

benötigen Mg^{2+} als Metallionen-Katalysator., daher auch die zentrale Bedeutung des Magnesiums in der Evolution des Lebens (BERGMANN, 1993). Die Aufnahme der Mg^{2+} -Ionen durch die Pflanze und der Mg-Gehalt in der Pflanze sind im Allgemeinen geringer als bei Kalium und Calcium. Der Gehalt in den pflanzlichen Organen liegt meist unterhalb 0,5% i. d. TS. Die Ionenkonkurrenz unter den verschiedenen Kationen führt oftmals zu Mg-Manglerscheinungen (z. B. Kalk-Chlorose). So hemmen Kaliumionen schon bei geringen Konzentrationen die Mg^{2+} -Aufnahme und den Mg-Transport in den Spross (SCHIMANSKY, 1981). Mit zunehmender K^+ -Konzentration verstärkt sich dieser Effekt. Nach GRIMME et al. (1974) finden sich bei einer bestehenden Kaliummangelsituation hohe Mg^{2+} -Aufnahmeraten. Dagegen wird die hemmende Wirkung von Ca^{2+} auf die Mg^{2+} -Aufnahme nur unwesentlich durch die Höhe der Konzentration gesteuert. Die Mg-Aufnahme wird auch durch die NH_4^+ -Ernährung der Pflanze gehemmt. Sie liegt hier weitaus niedriger als bei einer NO_3^- -Ernährung. Dies belegen Untersuchungen von PEET et al. (1985) an Tomaten. Zusätzlich können Al-Ionen die Magnesiumaufnahme erheblich hemmen.

Die Mg^{2+} -Aufnahmerate von Pflanzenwurzeln aus der Bodenlösung ist eher gering. Zahlreiche Hinweise sprechen für eine passive Aufnahme des Magnesiums. In der Pflanze liegt Magnesium als Salz (Mg-Oxalat, Phytin), als freies oder sorptiv gebundenes Ion oder in chelatiger Bindung vor (MENGEL, 1991).

Magnesiummangelsymptome zeigen sich immer zuerst an den älteren Blättern und hier in der Mitte der Blatthälfte zwischen den Blattadern. Durch den Chlorophyllabbau haben die Blätter häufig ein goldgelbes Aussehen. Zudem macht eine Magnesiummangelpflanze bei starker Sonneneinstrahlung einen welken, schlaffen Eindruck. Das einzelne Blatt wirkt dabei aber steif und spröde.

Nach AMBERGER (1988) zeigen die meisten Pflanzen einen Gehalt von < 0,5% Mg. Unterhalb von 0,2% i. d. TS kommt es zu Mangelsituationen. JUNGK (1988) gibt Werte bis zu 1 % an, FINCK (1969) nennt häufig auftretende Gehalte von 0,1 - 1% und nach BERGMANN & NEUBERT (1976) sind Pflanzen oberhalb 0,2% ausreichend mit Magnesium versorgt. Unterhalb 0,2% erreicht die Pflanze Bereiche niedriger Magnesiumversorgung, unter 0,1% eine Mangelsituation.

Nach BERGMANN (1993) sind in Tabelle 42 folgende Mineralstoffgehalte für Magnesium in den Gräsern ausreichend.

Tab. 42: Mg-Gehalte in Gräsern (BERGMANN, 1993)

Gräser	Mg in %
Knaulgras (<i>Dactylis glomerata</i>)	0,15 – 0,3
Wiesenrispe (<i>Poa pratensis</i>)	0,15 – 0,5
Weidelgras (<i>Lolium spp.</i>)	0,2 – 0,5
Wiesenlieschgras (<i>Phleum pratense</i>)	0,15 – 0,5
Wiesenschwingel (<i>Festuca pratensis</i>)	0,15 – 0,5
Wiesen und Weidegräser Durchschnittswerte	0,2 – 0,6

Die in Abb. 46 dargestellten Magnesiumgehalte in der Biomasse auf der Versuchsfläche Süd zeigen in den Parzellen 1 - 8 relativ geringe Magnesiumgehalte an. Meist liegen sie, im Vergleich mit den Angaben von BERGMANN & NEUBERT (1976), in Bereichen niedriger Magnesiumversorgung bzw. beginnender Mangelversorgung. Einzelne Parzellen kommen in den Jahren 2003 bzw. 2004 in Bereiche, in denen man von

ausreichender Versorgung sprechen kann. Etwas günstiger gestaltet sich die Situation auf den Parzellen 9 - 11. Hier zeigen fast alle Analysen Werte in Bereichen einer ausreichenden Versorgung.

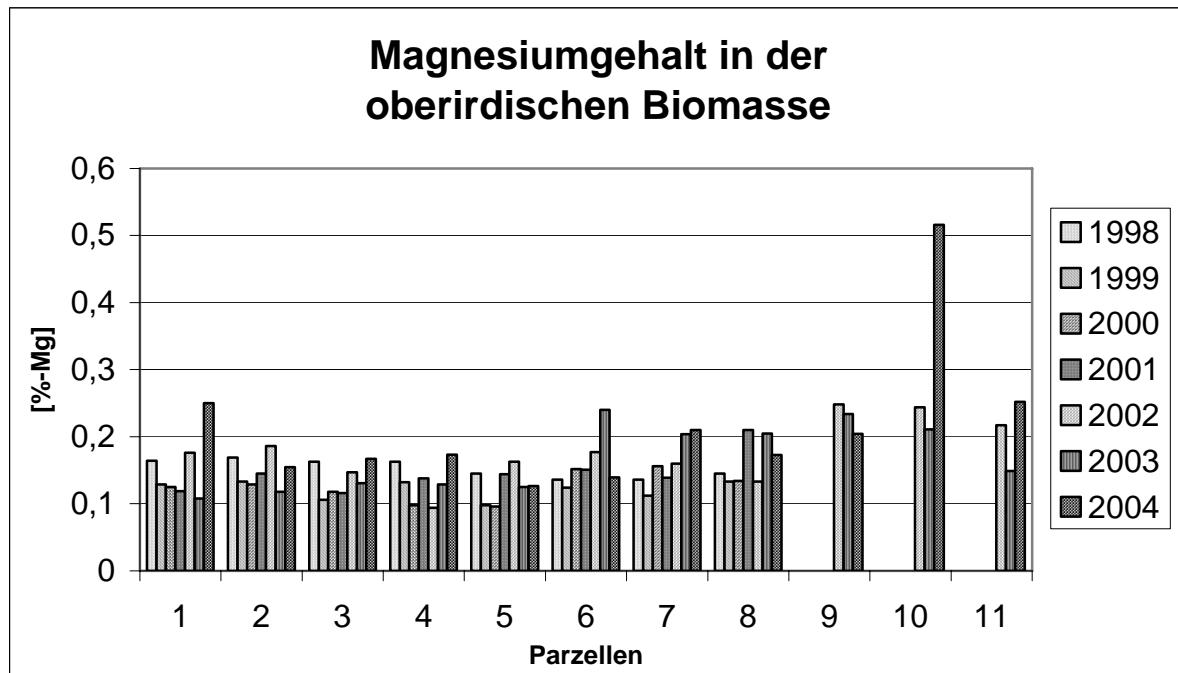


Abb. 46: Magnesium-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse

Die kritische Versorgungslage der Pflanzen mit Magnesium könnte durch Ionenkonzurrenz hervorgerufen werden. Das aus SAV-Stabilisat bestehende Substrat hat einen hohen Calciumanteil. Zudem kommt auf den Parzellen 9 - 11 ein hoher Aluminium- und Kaliumanteil in dem REKAL-Material hinzu. Deutlich lässt sich auch die aussetzende Düngung in den beiden Jahren 1999 und 2000 durch Minimumwerte erkennen, was zeigt, dass auf eine Magnesiumdüngung nicht verzichtet werden kann.

8.3.2 Mikronährstoffe / Schwermetalle

Die Spurenelemente wurden jeweils aus Mischproben der drei aufbereiteten Biomasseproben der jeweiligen Parzellen ermittelt.

Chlor

Chlor ist für das Pflanzenwachstum unentbehrlich und kann von der Pflanze aktiv aufgenommen werden (GERSON & POOLE, 1972). Es wird von Pflanzen als Cl⁻-Ion aus dem Boden aufgenommen. Zusätzlich kann die Aufnahme aber auch aus der Atmosphäre erfolgen. Im Vergleich zu anderen Mikronährelementen ist der Chlorbedarf der Pflanzen sehr hoch.

Allgemein werden Cl⁻-Gehalte unter 500 – 1.000 ppm (0,05 – 0,1%) als zu niedrig angesehen. Es gibt aber auch Pflanzen mit 10% und mehr Cl⁻-Gehalt i. d. TS. Pflanzen mit Gehalten von 35 - 70 ppm (0,0035 - 0,007%) zeigen starken Cl⁻-Mangel (WALSH & BEATON, 1973). Chlor wird nicht in die Pflanze eingebaut, sondern wirkt nur in Ionenform. Cl⁻-Ionen bewirken eine Plasmaquellung und beeinflussen dadurch den Ablauf enzymatischer Vorgänge. Der Energieaufwand zur Aufrechterhaltung des osmotischen Druckes im Gewebe wird minimiert. Cl⁻-Ionen haben zudem einen günstigen Einfluss auf die Nitratnährung der Pflanze, da sie Nitrationen ersetzen können.

Ergebnisse und Diskussion des Versuchsfeldes Süd

Es wird angenommen, dass die Cl⁻-Ionen für das Sprossspitzen- und Wurzelwachstum benötigt werden. Von TERRY (1977) konnte eine verbesserte Zellvermehrung durch Cl⁻-Ionen festgestellt werden.

Bei zu hohen Cl⁻-Gehalten wird die Assimilateleitung, insbesondere in Speicherorgane, gehemmt. Auch eine Begünstigung von Virusinfektionen wurden beobachtet. Dem Chlormangel in der Pflanze kommt praktisch keine Bedeutung zu. Der Chlorüberschuss tritt dagegen wesentlich häufiger auf. Es kommt zu Chlorosen und sich rasch entwickelnden Nekrosen an den Blatträndern, die sich aufrollen. Die Blätter werden vorzeitig abgeworfen (BERGMANN, 1993).

Laut BERGMANN (1993) können sich Chlorwerte von 0,5 - 1,5% i. d. TS bereits toxicisch auswirken. Chlortolerante Pflanzen können dagegen bis zu 4% i. d. TS ohne Schädigung vertragen. FINCK (1969) gibt häufige Chlorgehalte in Pflanzen mit 0,02 - 1% an. Der mittlere Etragsgrenzwert liegt bei 0,01% i. d. TS. Nach BAUMEISTER & ERNST (1978), LEH (1977) und KEMMLER (1985), wird Weidelgras (*Lolium perenne*) als wenig chloridverträglich eingestuft. Dem entgegen stehen Versuche von SCHEER (2001) mit *Lolium perenne*, die einen Chloridgehalt von 3,5% aufwiesen und höchste Vitalität zeigten. Daraus ist zu schließen, dass diese hohen Gehalte noch im Toleranz-Bereich von *Lolium perenne* liegen.

Die Chloridgehalte wurden auf den Parzellen 1 - 8 bis einschließlich dem Jahr 2001 ermittelt. Aufgrund der guten entwickelten Vegetationsdecke wurde auf weitere Untersuchungen hinsichtlich des Chlorides verzichtet. Um einen Ausgangswert für die erstmalige Vegetationsaufnahme der Parzellen 9 - 11 zu ermitteln, wurden 2002 diese Parzellen auf Chlorid hin untersucht.

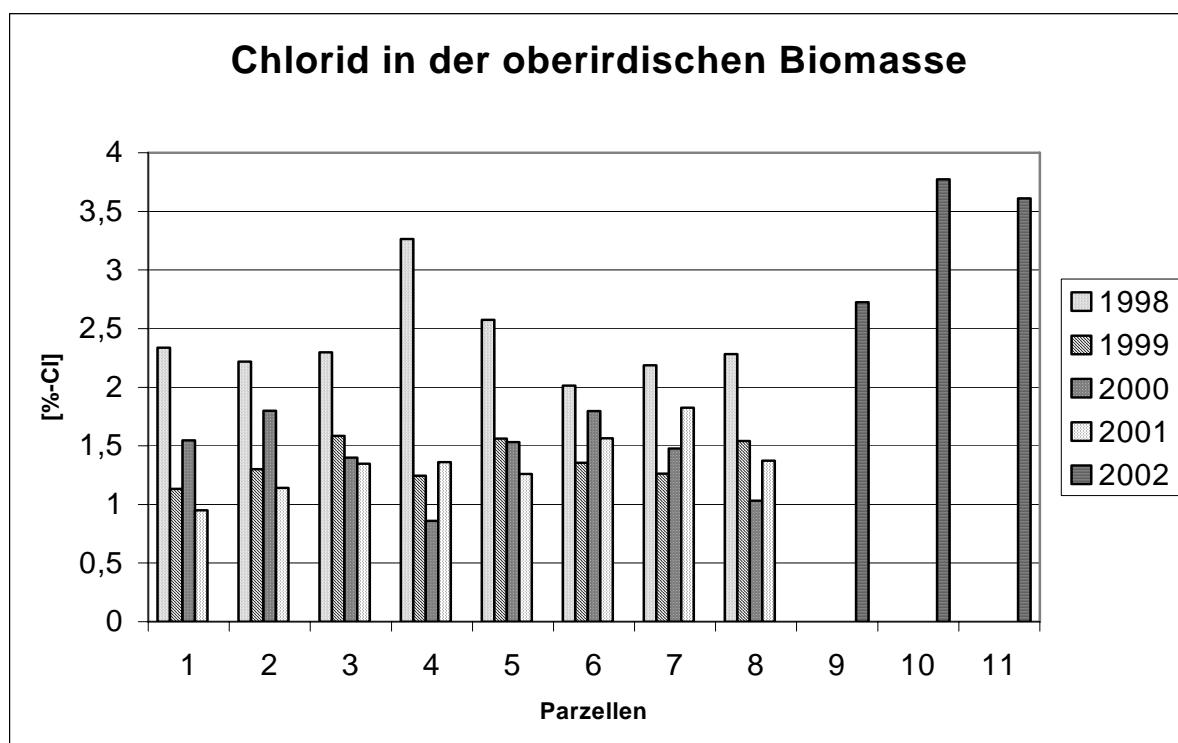


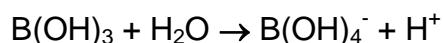
Abb. 47: Chlorid-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse

Ähnliches zeigte sich auch auf dem Versuchsfeld Süd, hier wurden im ersten Jahr 1998 Chloridgehalte in der Biomasse (Deckung besteht zu über 90% aus *Lolium perenne*) von 2 bis über 3% erreicht (siehe Abb. 47). Demnach muss eine gute Chloridverträglichkeit gegeben sein. In den folgenden Jahren nimmt der Chloridgehalt in den Pflanzen deutlich ab und erreicht 2002 ihren Tiefstand. Im Jahr 2003 steigen die Werte teilweise wieder drastisch an. Dies ist auf den sehr trockenen Sommer 2003 zurückzuführen. Der auf die Versuchsflächen aufgebrachte Mineraldünger trug zusätzlich Chlorid mit ein, was nicht gänzlich aus dem Substrat ausgewaschen werden konnte und von den Pflanzen aufgenommen wurde. Zusätzlich erfolgten westlich des Versuchsfeldes erneut Schüttungen mit nicht entsalztem SAV/REKAL-Substrat, was durch Verwehungen auf die Versuchsfläche gelangte.

Auf den Parzellen 9 - 11 sind relativ hohe Chloridwerte in den Pflanzen zu finden. Das bedeutet, dass das Substrat fünf Jahre nach der Schüttung zwar an der Oberfläche relativ gut entsalzt ist, aber die Pflanzen durch die Wurzeln auch in tieferen Schichten noch Chlorid verstärkt aufnehmen. Trotzdem lassen sich keine Schädigungen der Pflanzen aufgrund des Chlorids feststellen. Durch die Einarbeitung von Biokompost auf den Parzellen 5 - 8 können keine erhöhten Chloridwerte festgestellt werden. Vergleicht man die Messungen mit den Daten von SCHEER (2001), der mit den gleichen Substraten im Gefäßversuch arbeitete, kann die gleiche Bandbreite an Chloridgehalten festgestellt werden.

Bor

Bor ist häufig in Flugaschen und anderen Verbrennungsprodukten von Kraftwerken vorhanden und kann pflanzenschädigend wirken. Unter mitteleuropäischen Verhältnissen spielt Bor im Bereich der Mikronährstoffen bei den Pflanzen eine wichtige Rolle, wobei es interessant ist, dass Bor nicht für alle Lebewesen, selbst nicht für alle Pflanzenarten, lebensnotwendig ist. Das lösliche Bor im Boden besteht hauptsächlich aus Borsäure $\text{B}(\text{OH})_3$. Nach PARFITT (1978) kommt es bei höheren pH-Werten zur Bildung der Lewis-Säure:



Die Borat-Adsorption ist pH-abhängig. Die B-Verfügbarkeit nimmt mit dem pH-Anstieg oberhalb von pH 6,3 ab. Unterhalb 6,3 spielt der pH-Wert in Bezug auf die Verfügbarkeit keine Rolle (GUPTA, 1979). Die Pflanze nimmt Bor in undissoziierter Form als H_3BO_3 auf. Die eigentliche Funktion des Bors im pflanzlichen Stoffwechsel ist noch nicht vollständig geklärt. Bor ist unter anderem für den Membrantransport und für den pflanzlichen RNS-Stoffwechsel von Bedeutung. Gebraucht wird Bor auch für die Synthese einiger Ligninarten. Bei Gräsern ist hier aber kein Bor erforderlich, deshalb benötigen sie auch weniger hohe Gehalte. Die Spanne zwischen B-Mangel und Toxizität ist schmal und der B-Bedarf der einzelnen Pflanzenarten ist sehr unterschiedlich. Im Allgemeinen haben Gramineen einen geringeren B-Bedarf als zweikeimblättrige Pflanzenarten (MENGEL, 1991). Nach MANCHANDA & SHARMA (1991) spielt der Salzgehalt des Bodens hinsichtlich der B-Toleranz der Pflanzen eine entscheidende Rolle. So zeigen Versuche mit Weizen auf nichtsalzhaltigen Böden eine größere Toleranz gegenüber Bor als auf salzhaltigen Böden.

Nach BERGMANN (1993) sind die in Tabelle 43 dargestellten Mineralstoffgehalte an Bor in den Gräsern ausreichend.

Tab. 43: B-Gehalte in Gräsern (BERGMANN, 1993)

Gräser	B in ppm
Knaulgras (<i>Dactylis glomerata</i>)	6 - 12
Wiesenrispe (<i>Poa pratensis</i>)	6 - 12
Weidelgras (<i>Lolium spp.</i>)	6 - 12
Wiesenlieschgras (<i>Phleum pratense</i>)	6 - 12
Wiesenschwingel (<i>Festuca pratensis</i>)	6 - 12
Wiesen und Weidegräser Durchschnittswerte	6 - 12

AMBERGER (1988) gibt Borgehalte von verschiedenen Pflanzenarten in einem Spektrum von 2 ppm (Gerste) bis zu 95 ppm i. d. TS (Mohn) an. Ähnliche Angaben liefert FINCK (1969) mit häufigen Gehalten in Pflanzen von 2 - 100 ppm. Nach KLUGE (1990) liegt der toxische Ertragsgrenzwert bei einigen Poaceae bei 80 bis 130 ppm, bei anderen Pflanzen bei 220 bis 280 ppm. Dies zeigt deutlich die Spannbreite der Bortoleranz innerhalb einer Pflanzenfamilie. Leider sind aus dem Jahr 1999 nur die gemittelten Borgehalte der Parzellen bekannt. So liegen die Werte für die Parzellen 1 - 4 (SAV-Stabilisat) bei 135 ppm und für die Parzellen 5 - 8 (SAV-Stabilisat + Kompost) bei 120 ppm. Dies lässt auf einen sehr hohen Borgehalt im Substrat schließen, da keine Düngung mit Bor vorgenommen wurde.

Bei der Betrachtung der Borgehalte in den Parzellen 1 - 8, ist festzustellen, dass sie deutlich über den in der Natur auftretenden Werten liegen (s. Abb. 48). Im Jahr 2000 werden auf fast allen Parzellen diese Werte um das doppelte überschritten. 2001 und 2002 nehmen die Gehalte deutlich ab. Im folgenden Jahr konnte dann wieder ein Anstieg verzeichnet werden, welcher wahrscheinlich auf die Einweihungen des frisch geschütteten SAV/REKAL-Substrates westlich des Versuchsfeldes zurückzuführen ist. Die Parzellen 9 - 11 zeigen in den beiden Untersuchungsjahren ähnliche Borgehalte wie die restlichen Parzellen.

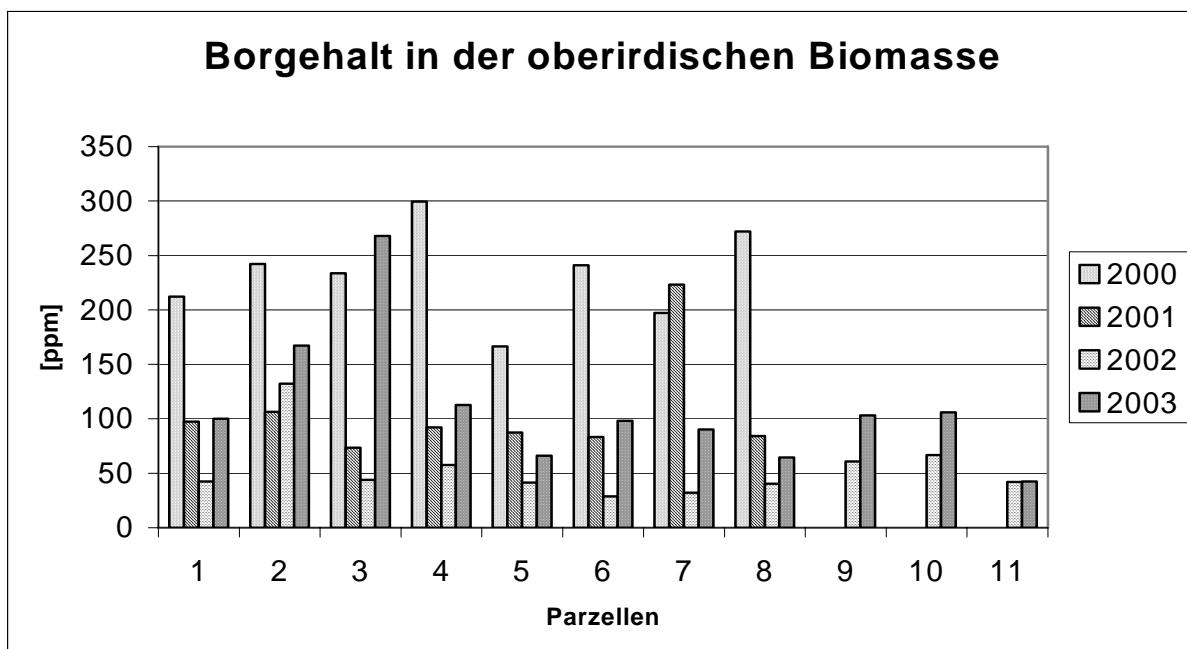


Abb. 48: Bor-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse

Im Vergleich mit den Literaturdaten liegen die Werte auf den Versuchsflächen recht hoch, so dass eine beginnende Schädigung der Pflanzen nicht ausgeschlossen werden kann. Bisher wurden aber noch keine Schädigungen in Form von nekrotischen Veränderungen festgestellt. Generell ist ein tendenziell positiver Rückgang der Bor gehalte, bis auf das Jahr 2003, zu verzeichnen.

Kupfer

Pflanzen nehmen Kupfer nur in geringen Mengen auf, so dass die Cu-Gehalte i. d. TS von Pflanzen im Allgemeinen bei 2 - 20 ppm liegen. KELLER & DEUEL (1958) stellten fest, dass Cu auf die meisten anderen Kationen verdrängend wirkt und sich sehr fest an die Pflanzenwurzel bindet. Dadurch kann es zu Fe- und Mn-Mangel kommen. Die Beweglichkeit des Cu in der Pflanze ist eher als gering einzustufen. In den Chloroplasten ist die Konzentration von Cu relativ hoch (MENGEL, 1991). Die Aufnahme des Kupfers erfolgt meist als Cu²⁺-Ion bzw. in Form von Chelaten.

Kupfer ist an Prozessen der Photosynthese und an Enzymreaktionen beteiligt. Es hat eine wesentliche Bedeutung für die Lignifikation, wirkt an der Nitratreduktion und an der Proteinsynthese mit.

Nach AMBERGER (1988) liegt der durchschnittliche Kupfergehalt zwischen 4 - 20 ppm. Ähnliche Werte geben WALLNÖFER & ENGELHARDT (1988) an. BERGMANN & NEUBERT (1976) sehen *Lolium perenne* mit Werten zwischen 7,6 bis 28,7 ppm ausreichend versorgt. BERGMANN (1993) erachtet die durchschnittlichen Mineralstoffgehalte an Kupfer in Wiesen- und Weidegräsern von 5 - 12 ppm als ausreichend. FINCK (1969) sieht bei Gräsern den Bereich optimaler Versorgung bei 5 - 20 ppm. Bei Gehalten < 4 ppm ist mit Mangelsymptomen zu rechnen und bei Gehalten > 100 ppm mit toxischen Reaktionen. SAUERBECK (1982) sieht die Toleranzschwelle für den pflanzlichen Organismus bei 15 - 20 ppm.

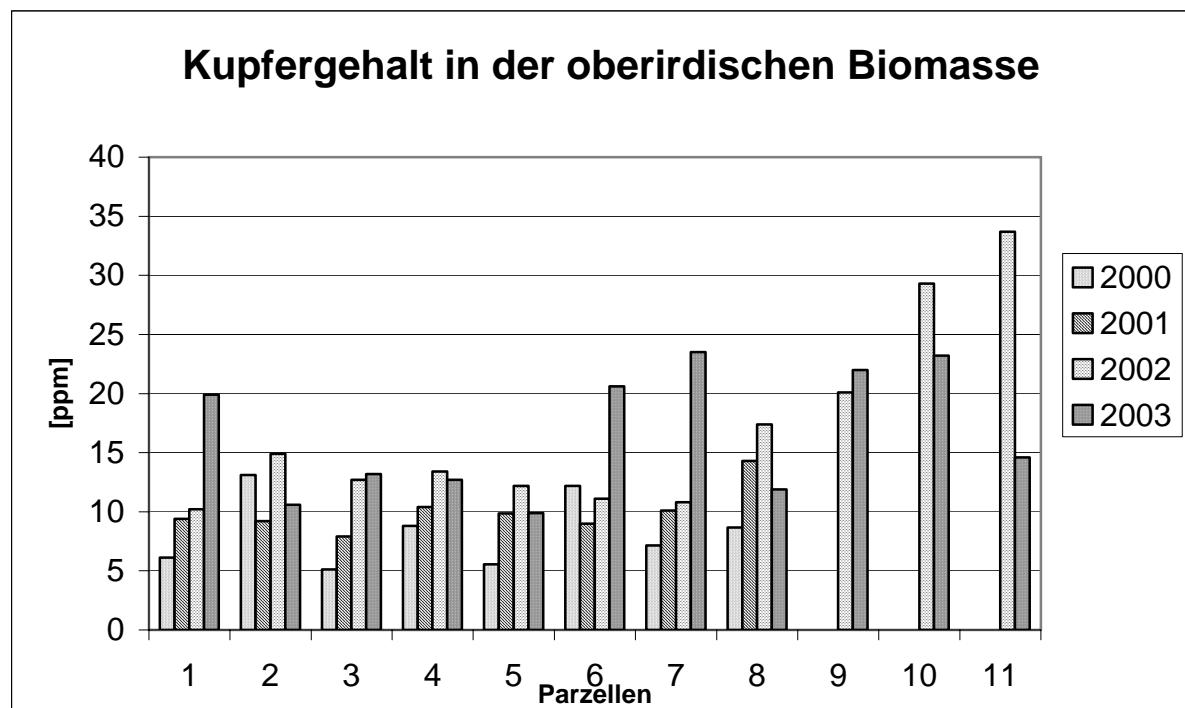


Abb. 49: Kupfer-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse

Betrachtet man die Kupfergehalte in der oberirdischen Biomasse der Parzellen 1 - 8, so liegen alle in Bereichen optimaler Versorgung bis leichter Erhöhung (siehe Abb. 49). Nach SAUERBECK (1982) überschreiten einige Werte sogar die Toleranzschwelle. Die Parzellen 9 - 11 mit dem REKAL/SAV-Gemisch als Substrat liegen teilweise über der optimalen Versorgung, aber noch nicht in toxischen Bereichen. Es könnte zu Ertragsminderungen kommen.

Trotz der hohen Cu-Gehalte im Ausgangssubstrat (REKAL) ist zur Zeit nicht mit einer toxischen Reaktion der Pflanzen zu rechnen. Das ist auf eine Festlegung des Kupfers aufgrund der hohen pH-Werte zurückzuführen (siehe SCHEER, 2001).

Die Tendenz der Kupfergehalte in der Biomasse ist auf den Parzellen 1 - 8 leicht, zum Teil auch deutlich ansteigend. Dies könnte an den leicht sinkenden pH-Werten im Verlauf der Jahre liegen und der damit verbundenen besseren Verfügbarkeit des Kupfers hinweisen.

Im Vergleich zu den Gefäßversuchen mit einem identischen REKAL/SAV-Gemisch von SCHEER (2001) weisen die Pflanzen des Gefäßversuches deutlich höhere Cu-Gehalte als die vergleichbaren Parzellen 9 - 11 im Freilandversuch auf. Im Gefäßversuch werden maximale Werte von über 80 ppm erreicht. Im 2. Schnitt gehen zwar auch hier die Werte deutlich zurück, liegen aber immer noch höher als auf dem Versuchsfeld. Dieser Unterschied beruht auf der Verwendung eines frisch gemischten REKAL/SAV-Gemisches im Gefäßversuch mit sehr hohen pH-Werten (9 – 9,4). Im Freilandversuch konnte erst 2002 erstmals Biomasse geerntet werden, d. h. das Material war bis zu diesem Zeitpunkt schon 5 Jahre den Klimaeinflüssen ausgeliefert und eine Erniedrigung des pH-Wertes konnte erfolgen. Da Kupfer sein Löslichkeitsminimum bei ca. pH 8,8 hat, war es im Freilandversuch stärker im Substrat festgelegt.

Nickel

Nickel-Ionen werden von den Pflanzen leicht aufgenommen und in fast allen Pflanzenarten in geringen Konzentrationen nachgewiesen. Untersuchungen haben gezeigt, dass Nickel bei einigen Enzymen eine essentielle Metallkomponente darstellt. Von der Pflanze wird Nickel als Ni^{2+} aufgenommen. Es neigt dazu, Chelatverbindungen einzugehen und verdrängt dadurch andere Schwermetalle, was erhebliche Stoffwechselstörungen auslösen kann. Hohe Nickelkonzentrationen verhindern aber auch die Aufnahme anderer Nährstoffe. Diese Aufnahmebehinderung erfolgt nach KNIGHT & CROKE (1956) aufgrund von Wurzelschäden durch Nickel.

Die Ni^{2+} -Aufnahme der Pflanzen wird durch den Ton- und Humusgehalt, vor allem aber durch den pH-Wert bestimmt. Mit einem Anstieg des pH-Wertes können Pflanzen wesentlich höhere Ni-Konzentrationen ohne Schadwirkungen ertragen. DIETRICH (1976) konnte zeigen, dass ebenso ein Anstieg des Tongehaltes die schädlichen Wirkungen des Nickels reduziert, wobei hier die Kationenaustauschkapazität des Tonens entscheidend ist. Ähnliches gilt auch für den Humusgehalt.

Weiterhin spielt der Gehalt an Fe- und Mn-Oxiden bei der Ni-Verfügbarkeit und der Ni-Aufnahme eine wichtige Rolle. Diese Verbindungen können Ni^{2+} -Ionen stark absorbieren und okkludieren (BERGMANN, 1993).

Die meisten natürlichen Böden haben einen sehr geringen Nickel-Gehalt, so dass Nickelschäden ausgeschlossen werden können. In Pflanzen kommen meist Gehalte von 0,1 und 5 ppm vor. Nickeltoxizität macht sich im Allgemeinen bei Pflanzen ab einer Konzentration von 50 ppm Ni i.d.TS bemerkbar (SMILDE, 1976). WALLNÖFER &

ENGELHARDT (1988) geben für natürliche Standorte Nickelgehalte in den Pflanzen von 0,1 bis 10 ppm an. Mit Schädigungen durch Nickelüberschuss ist nach CUNNINGHAM et al. (1975) ab 20 ppm und nach DELSCHEN & RÜCK (1997) ab 45 ppm zu rechnen. SAUERBECK (1982) gibt die Toleranzschwelle für Nickel im pflanzlichen Organismus mit 20 - 30 ppm an.

Erfolgreich bekämpfen kann man eine Nickeltoxizität durch Aufkalkung des Bodens, wobei hier nicht das Calcium an sich sondern die Neutralisation der Bodensäure wirksam wird (MENGEL, 1991).

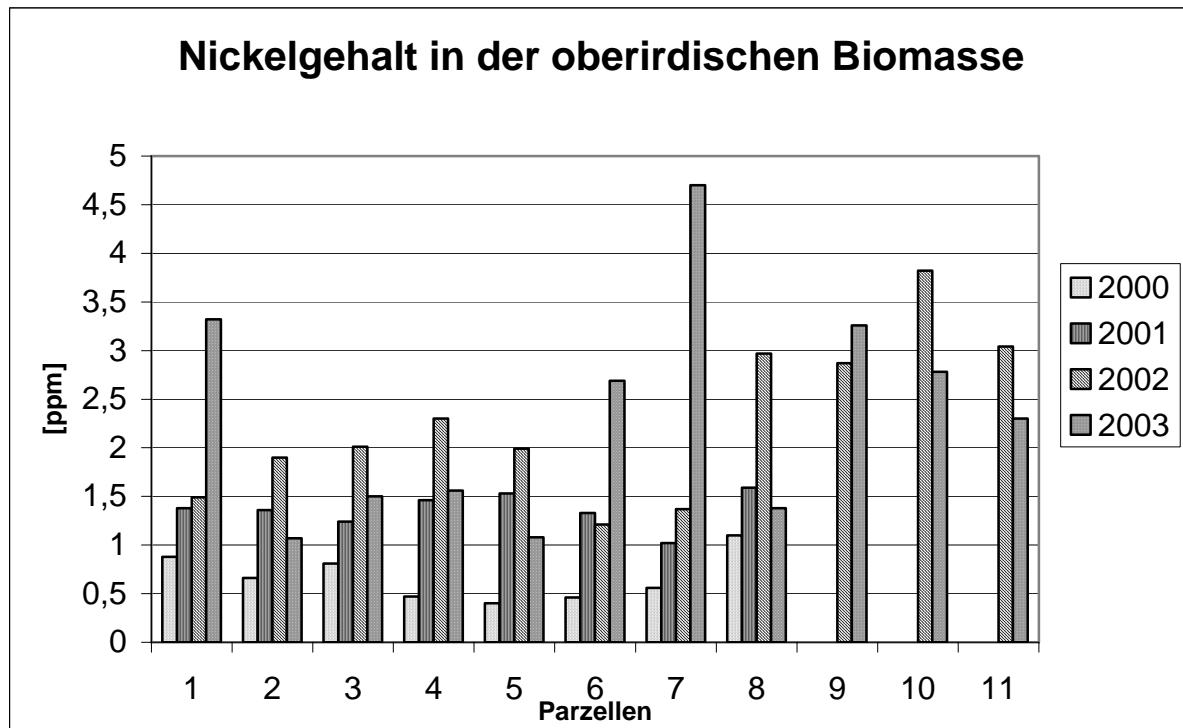


Abb. 50: Nickel-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse

Im Vergleich mit diesen Literaturdaten zeigt sich, dass die in Abb. 49 dargestellten Nickelgehalte in Bereichen natürlich vorkommender Böden liegen und mit einer Nickeltoxizität nicht zu rechnen ist.

Blei

Blei ist kein lebensnotwendiges Element für die Pflanzen, sondern kann das Wachstum und die Entwicklung der Pflanzen beeinträchtigen. In den Pflanzen führen zu hohe Pb-Gehalte zu einer Störung des Calciums-Stoffwechsels, zur Hemmung verschiedener Enzymsysteme und zu einer verminderten CO₂-Aufnahme. Außerdem kommt es zur Hemmung der Atmung, der Transpiration und des Wachstums. Zudem kann die Aufnahme anderer Elemente durch Pb²⁺ reduziert werden (BERGMANN, 1993).

Die Pflanze kann Pb²⁺ aus dem Boden nur sehr schwer aufnehmen, da sie Pb²⁺ stark an der Wurzeloberfläche anreichert und in den Zellwänden der Wurzel festlegt (MACHELET & STAIGER, 1983; SOMMER, 1984; STAIGER, 1984). Daraus lässt sich schließen, dass Pb-Akkumulationen in Böden nur einen sehr geringen Anstieg der Konzentration in den Sprosszonen der Pflanzen bewirkt (GRÜN et al., 1985).

Zwischen dem pH-Wert des Bodens und dem Verhältnis Gesamt-Pb/austauschbares Pb²⁺ als Maßstab der Löslichkeit besteht über pH 6 eine lineare Beziehung. Mit steigendem pH-Wert wird das Verhältnis größer und die Löslichkeit geringer (SIMON, 1978). Unterhalb pH 5 ist die Pb-Verfügbarkeit deutlich erhöht.

Der Pb-Toleranz-Index von Pflanzengesellschaften kann aber durch die Zufuhr von Ca²⁺-Ionen erheblich verbessert werden. Hierbei ist weniger die erhöhte Ca-Konzentration, sondern die Neutralisation der Bodensäure der wirksame Faktor (CROOKE, 1956).

GRÜN et al. (1985) geben für *Lolium perenne* einen phytotoxischen Grenzwert in den Sprosszweigen der Pflanze von 15 - 20 ppm i. d. TS. an. SAUERBECK (1982) nennt die Toleranzschwelle für Blei im pflanzlichen Organismus mit 10 - 20 ppm.

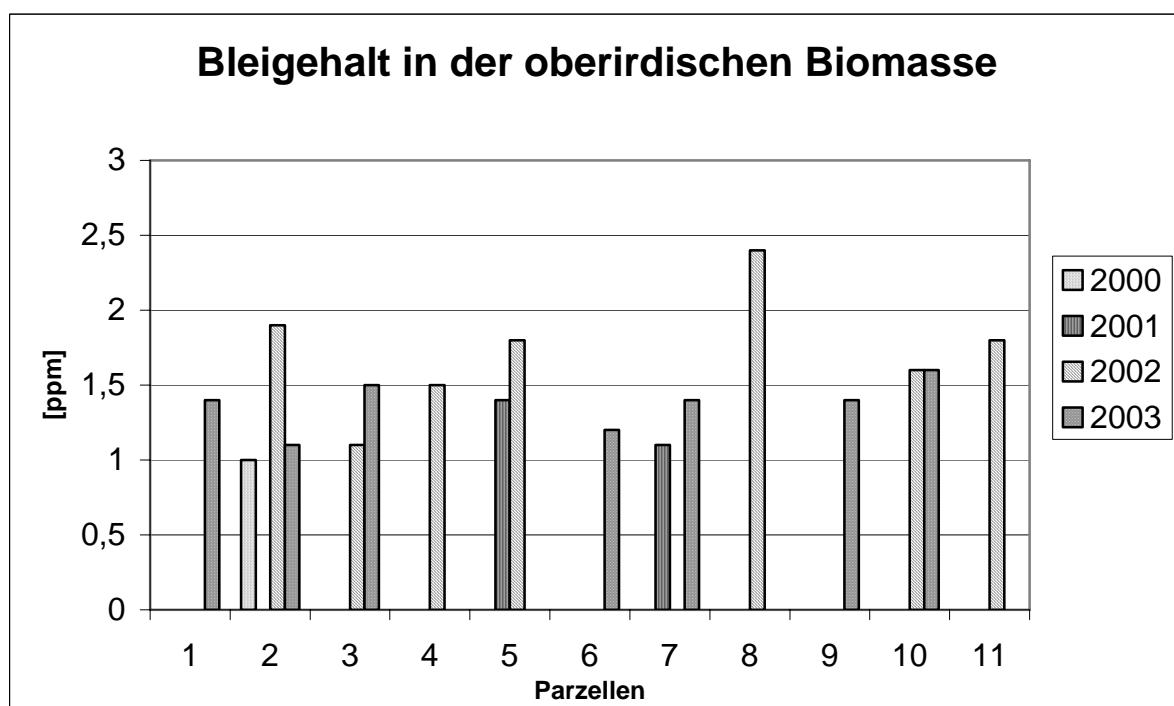


Abb. 51: Blei-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse

Die in Abb. 51 dargestellten Bleigehalte zeigen Werte in der oberirdischen Biomasse, die über der Bestimmungsgrenze von 1 ppm liegen.

Die sporadisch auftretenden Überschreitungen von 1 ppm deuten darauf hin, dass die Bleigehalte in der Biomasse in etwa um diesen Bestimmungsgrenzwert schwanken. Diese Werte sind aber weit von dem o. g. phytotoxischen Grenzwert für *Lolium perenne* entfernt. Aufgrund des hohen pH-Wertes der eingesetzten Substrate wird Blei sehr stark im Boden gebunden.

Zink

Die Zink-Ionen werden in Bodenkolloiden in Form von Zn²⁺, Zn(OH)⁺ und ZnCl⁺ ziemlich fest adsorbiert. Mit steigendem pH-Wert nimmt die Stärke dieser Bindung zu (GRIMME, 1968). Deswegen ist auch die Zn-Verfügbarkeit in alkalischen Böden eher gering einzustufen. Bei pH 7 ermittelt man ein Löslichkeitsminimum. Zn-Mangel tritt daher vor allem in Böden mit pH-Werten zwischen 6,5 - 8 auf. Die Pflanze nimmt Zink hauptsächlich als Zn²⁺ und bei höheren pH-Werten auch als Zn(OH)⁺ auf. Andere Schwermetalle, an erster Stelle Kupfer, behindern die Aufnahme von Zink (HAWF &

SCHMID, 1967). Phosphat verhindert dagegen in der Pflanze die Wirksamkeit von Zink und kann zu Mangelsituationen führen. Zinkmangel wirkt sich am stärksten auf die Aktivität der RNS-Polymerase aus. Die gesamte Proteinbildung wird gehemmt. Zink ist für die Stabilität der Ribosomen verantwortlich und im Falle eines Zn-Mangels kommt es zum Zerfall der Ribosomen. Durch Zn-Mangel wird auch das Wachstum der Pflanze gehemmt, die Entwicklung der Chloroplasten ist behindert und es bilden sich anstelle dieser nur Vakuolen aus (THOMSON & WEIER, 1962). Eine Überversorgung mit Zink führt bei Pflanzen zur Toxizität. Das Längenwachstum der Wurzeln ist gehemmt und Blätter zeigen chlorotische Symptome aufgrund eines gestörten Fe-Stoffwechsels (WOOLHOUSE, 1983).

Nach FINCK (1969) liegt der Bereich optimaler Versorgung der Pflanzen mit Zink zwischen 30 - 90 ppm. SAUERBECK (1982) sieht eine beginnende Schädigung der Pflanzen im Bereich von 150 - 200 ppm. DELSCHEN & RÜCK (1997) sehen den phytotoxischen Grenzwert bei 270 ppm. BERGMANN (1993) gibt für eine ausreichende Zn-Versorgung der Wiesen- und Weidegräser 20 - 70 ppm an, wobei 20 ppm schon als „kritischer Zn-Gehalt“ bzw. 15 - 20 ppm als „kritischer Zn-Bereich“ angesehen werden.

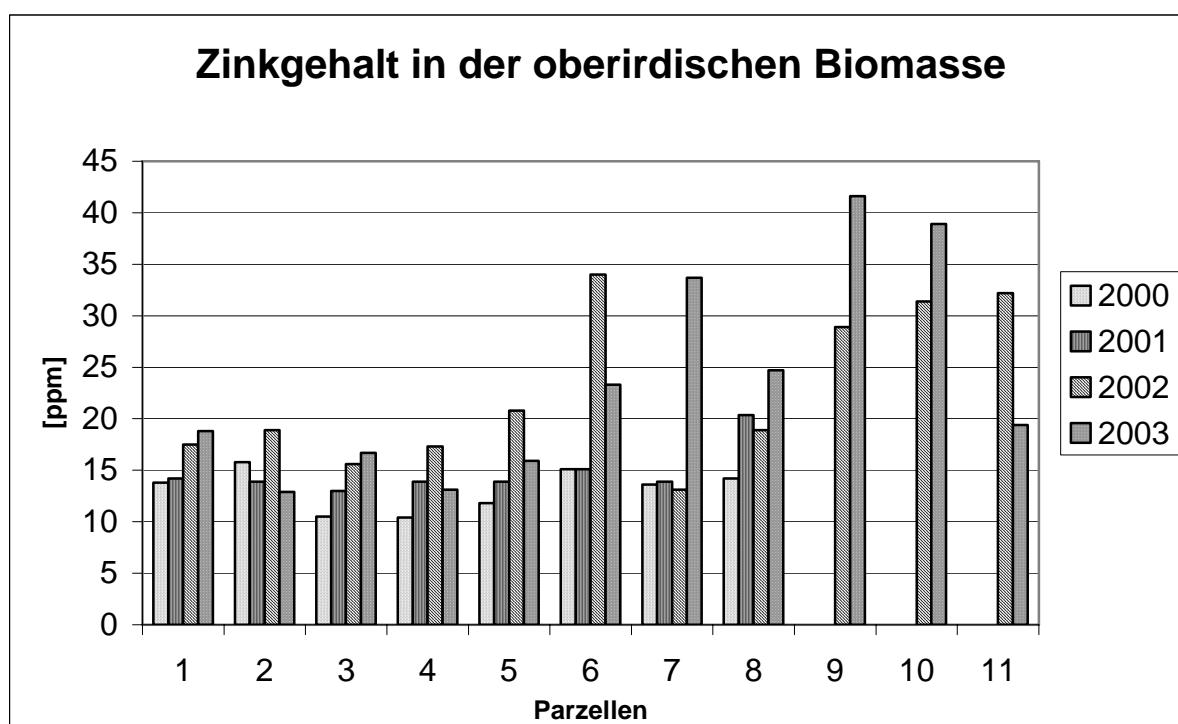


Abb. 52: Zink-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse

Vergleicht man die Darstellung der Zinkgehalte der Parzellen 1 - 8, mit den Literaturdaten, so kann festgestellt werden, dass die Biomasse eher im Bereich der Unterversorgung, d. h. im kritischen „Zn-Bereich“, liegt (s. Abb. 52). Dies ist um so verwunderlicher, da das Ausgangssubstrat deutlich erhöhte Zinkgehalte aufweist. Aber auch hier kommt es aufgrund des hohen pH-Wertes von 8 zu einer Festlegung im Substrat. Auf längere Sicht ist auf eine Zinkdüngung nicht zu verzichten, wobei eine ausreichende Bodendüngung im Allgemeinen nachhaltiger wirkt als eine Blattspritzung (BERGMANN, 1993).

Lediglich die Biomasse in den Parzellen 9 - 11 sind etwas höher versorgt. Mit einer Schädigung der Pflanzen aufgrund toxischer Reaktionen ist nicht zu rechnen.

Eisen

Die Pflanzen nehmen Eisen in Abhängigkeit von ihrer Aufnahmestrategie als Fe^{2+} - und Fe^{3+} -Ion sowie als Fe-Chelat auf. Das Eisen liegt im Boden vorwiegend in gebundener Form als Oxid, Hydroxid, Phosphat, Karbonat, etc. vor. Deshalb wird angenommen, dass die Pflanzenwurzel mittels spezifischer Aufnahmemechanismen, unter Ausscheidung von Protonen (H^+), reduzierender Substanzen und Chelatbildnern, die Fe-Aufnahme durch die Erhöhung der Fe-Verfügbarkeit im Nährmedium verbessern (BERGMANN, 1993). Dennoch kommt es bei Pflanzen zu Fe-Mangel und zwar auf Böden, die wenig Fe enthalten – hauptsächlich organische Böden und Böden mit erhöhtem pH-Wert – besonders auf carbonathaltigen Böden. Hier ist die Fe-Löslichkeit gering.

Schwermetalle wie Cu, Ni, Co, Zn, Cr und Mn können die Fe-Aufnahme hemmen (MENGEL, 1991). Eisen ist Bestandteil mehreren Gruppen von Enzymen. Des Weiteren ist Eisen durch den Wertigkeitswechsel $\text{Fe}^{2+} \leftrightarrow \text{Fe}^{3+}$ in Häminstrukturen für die Elektronenabgabe und -aufnahme von Bedeutung. Über diese Reaktionen ist Eisen wichtig für den Aufbau von Chlorophyll und Eiweiß, anorganischen Verbindungen und Fe-Phosphat. Durch Eisenmangel kommt es zu einer verringerten Produktion von Kohlenhydraten und Eiweißen. Als Symptome treten Chlorosen an jüngeren Blättern, bei starkem Mangel weiße Blätter und dann Nekrosen auf. Bei Überschuss treten vor allem auf sauren Böden toxische Schäden auf. Die Symptome sind aber wenig spezifisch (FINCK, 1969).

Eisengehalte für eine gesunde Entwicklung der Pflanzen werden nach JUNGK (1988) und MARSCHNER (1995) mit 50 - 150 ppm gesehen. GÜTTLER et al. (1941) wiesen in wildwachsendem Weidelgras 152 ppm Eisen nach. Nach Finck (1969) liegt der Bereich optimaler Versorgung zwischen 50 und 200 ppm. Die häufig vorkommenden Gehalte liegen bei 50 – 1.000 ppm.

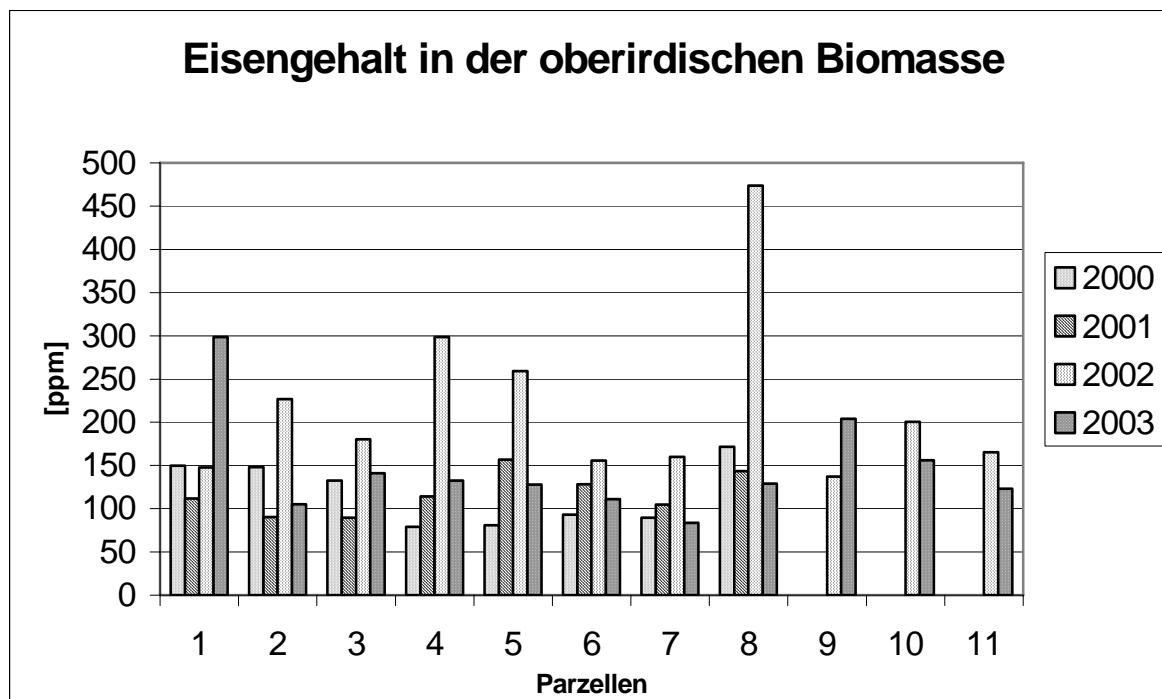


Abb. 53: Eisen-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse

Erfreulicherweise ist eine ausreichende Eisenversorgung trotz der hohen pH-Werte, der Pflanzen gewährleistet. Die Werte pendeln um die 100 ppm mit leichten Schwankungen nach unten und z. T. großen Schwankungen nach oben (siehe Abb. 53). Mit toxischen Reaktionen ist zur Zeit nicht zu rechnen.

Mangan

Als verfügbares Mangan gilt Mn^{2+} und leicht reduzierbares Mangan. Beide Fraktionen werden als „aktives Mangan“ bezeichnet. Für eine ausreichende Manganversorgung der Pflanzen muss der Gehalt an „aktivem Mangan“ um so höher sein, je höher der pH-Wert ist. Nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002) bewirkt eine Senkung des pH-Wertes um eine Einheit, eine Zunahme an Mn^{2+} -Ionen um etwa das Hundertfache. Chloridhaltige Salze unterstützen das Aufnahmeverhalten der Pflanzen. Die einzelnen Pflanzenarten unterscheiden sich erheblich in ihrem Mn-Aufnahmeverhalten. Behindert wird die Aufnahme durch Mg, Ca und Fe. Ähnlich wie Magnesium aktiviert auch Mn zahlreiche Enzyme. Mangan ist beteiligt an der Photosynthese, an der Chlorophyllbildung, am Eiweißstoffwechsel, an der Synthese von Vitamin C und an anorganischen Verbindungen (FINCK, 1969). Alkalische und vor allem gekalkte Böden sind mangelgefährdet, da infolge von Oxidation das Mn^{2+} zu unlöslichen Mn-Oxiden reagiert (SCHILLING, 1982). Mn-Mangel zeigt sich durch verringertes Wachstum sowie eine verringerte Produktion von Kohlenhydraten und Eiweißen. Die Symptome zeigen unterschiedliche Fleckigkeit. Ab Werten von > 1.000 ppm zeigen sich unspezifische toxische Reaktionen. In der Literaturübersicht von BERGMANN & NEUBERT (1976) findet sich eine Bandbreite von Mangangehalten, die eine ausreichende Versorgung von *Lolium perenne* sicherstellt und mit Werten zwischen 42 bis 404 ppm angegeben wird. Mangangehalte > 1.000 ppm werden als deutlicher Manganüberschuss interpretiert. Bei Gehalten von 2.000 - 5.000 ppm kommt es je nach Pflanzenart zum Absterben. BERGMANN (1993) gibt für Wiesen- und Weidegräser einen Gehalt von 35 - 100 ppm an. Nach FINCK (1969) sind 20 - 200 ppm häufige Gehalte in Pflanzen.

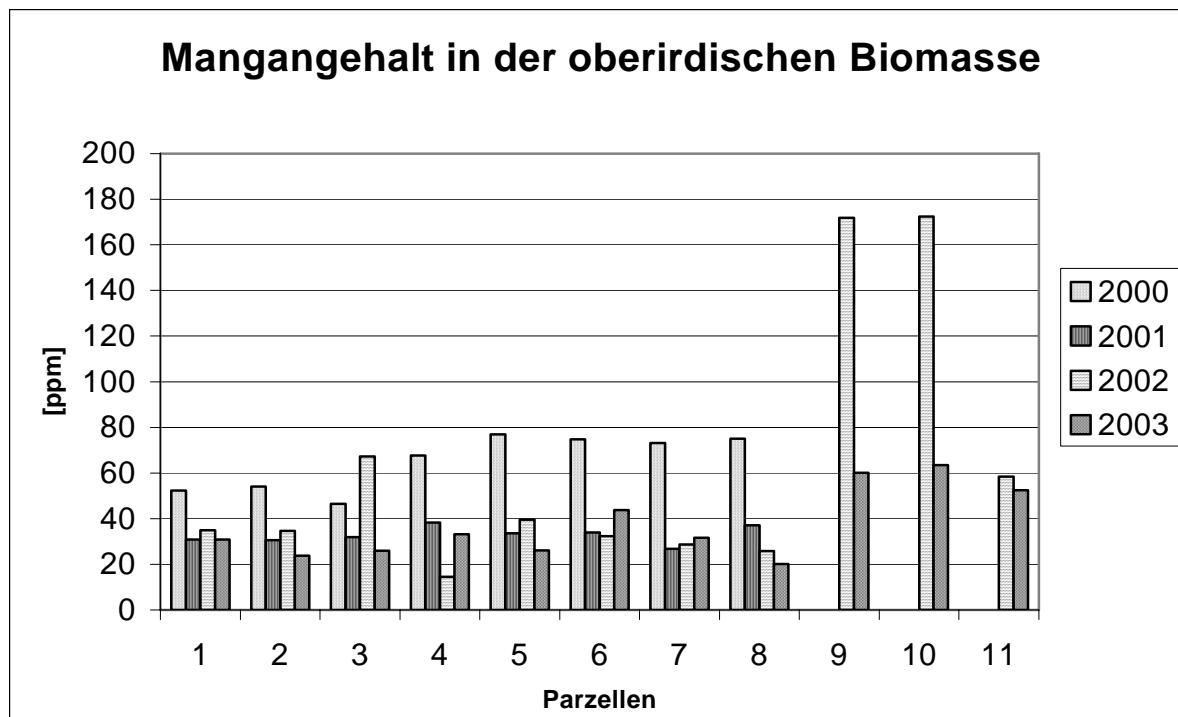


Abb. 54: Mangan-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse

Im Verlauf des Untersuchungszeitraumes ist ein Rückgang der ermittelten Mangangehalte zu verzeichnen (siehe Abb. 54). Die Pflanzen auf den Parzellen 1 - 8 liegen in Mangelbereichen. Etwas besser gestaltet sich die Situation auf den Parzellen 9 - 11. Aber auch hier lässt sich eine abnehmende Tendenz feststellen. In den Jahren 1998 und 1999 schwankten die ermittelten Mangangehalte noch in Bereichen zwischen 150 und 310 ppm. In den kommenden Jahren könnte diese Mangelsituation mit Problemen verbunden sein, so dass eine Blattspritzung mit Mangansulfat vielleicht notwendig wird. Die relativ geringen Mangangehalte in der Vegetation sind auf die hohen pH-Werte der Substrate zurückzuführen. Die Mangangehalte im Ausgangssubstrat waren zudem nicht sehr hoch.

Cadmium

Cadmium ist schon bei relativ niedrigen Konzentrationen ein toxisch wirkendes Element und wird deshalb als das „gefährlichste Schwermetall“ bezeichnet. Dies beruht auf der guten Aufnahme durch Pflanzen und der relativ schnellen Verlagerung in oberirdische Pflanzenteile.

An der Pflanzenwurzel wird Cd^{2+} an den Austauschstellen bis zu einem gewissen Grad zurückgehalten; Ca^{2+} , Mn^{2+} und Zn^{2+} können es dort verdrängen und nach der Aufnahme seine Verlagerung begünstigen. Die Mobilität von Cd wird, wie bei vielen anderen Elementen, durch relativ hohe pH-Werte eingeschränkt. Für fast alle Pflanzen gilt Cd als nicht lebensnotwendig. Bis jetzt wurden keine gesicherten positiven Ertragsbeeinflussungen durch Cd beobachtet, sondern es wird vorwiegend von Schädigungen bei bestimmten Cd-Gaben bzw. Cd-Gehalten gesprochen (BERGMANN, 1993).

Nach KLOKE (1973) gelten 0,2 - 3,0 ppm i. d. TS. in höheren Pflanzen als normal.

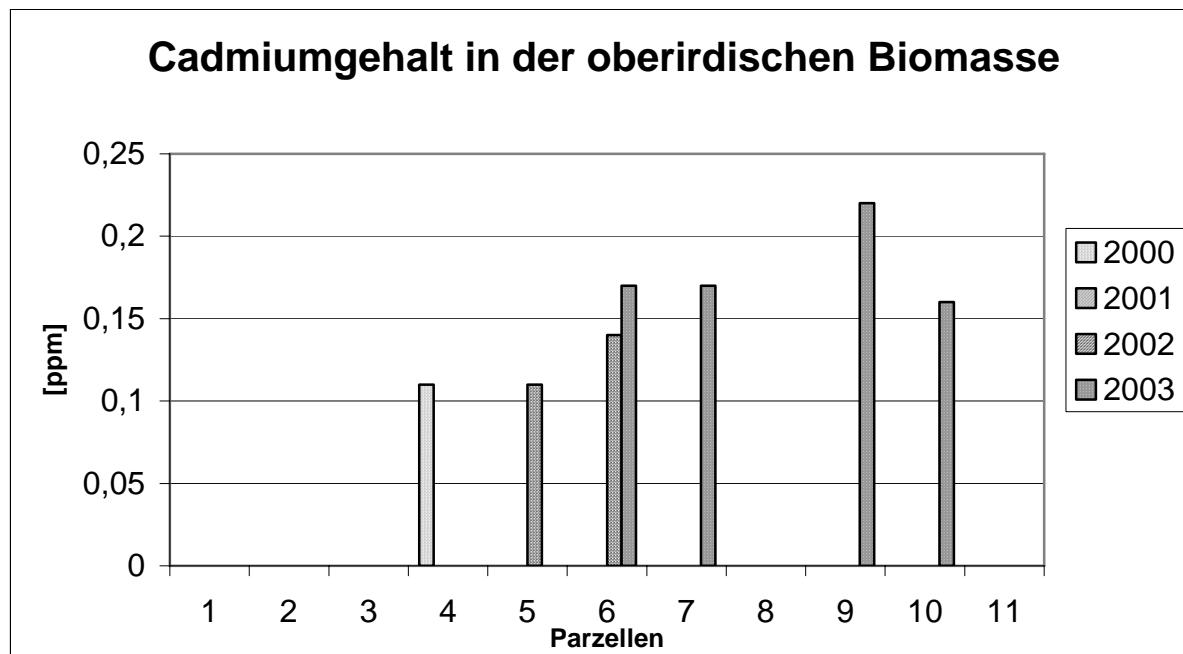


Abb. 55: Cadmium-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse

Aufgrund der Nachweisgrenze von 0,1 ppm haben im Rahmen der Analyse der Bodenproben nur wenige Werte diese Grenze überschritten und können in der Grafik (siehe Abb. 55) dargestellt werden. Generell liegen fast alle Werte mit Ausnahme der Parzelle 9 im Jahr 2003 unterhalb der natürlich vorkommenden Werte. Mit einer toxischen Reaktion ist somit auf keinen Fall zu rechnen. Weiter zu beobachten wäre der

Cadmiumgehalt insofern, da die Werte mit fortschreitender Zeit (sinkender pH-Wert), sich leicht erhöhen bzw. sich überhaupt nachweisen lassen.

Chrom

Bis heute gibt es keine exakten Beweise für die Lebensnotwendigkeit von Chrom für die Pflanze. Vor allem gibt es keine Angaben über Cr-Mangel bei Pflanzen. Dafür stehen aber zahlreiche Hinweise und Beobachtungen in der Literatur für Cr-Toxizität bei Pflanzen (LAHOUTI & PETTERSEN, 1979).

Nach PRATT (1966) und EL-BASSAM (1978) soll Cr^{3+} in geringen Mengen das Pflanzenwachstum stimulieren sowie die Chlorophyllbildung und die Photosynthese positiv beeinflussen.

Bei den toxischen Wirkungen von Chrom muss berücksichtigt werden, dass sechsvalentes Cr als Anion um ein vielfaches giftiger ist als das dreiwertige Kation Cr^{3+} . Die Chromtoxizität macht sich bei Pflanzen durch ein mehr oder weniger stark gehemmtes Wachstum, durch Chlorosen, kleine braunrote oder purpurfarbene Blätter mit Nekroseflecken bemerkbar. Ebenso wird das Wachstum der Wurzeln stark gehemmt. Bei hohen Konzentrationen wird die Photosynthese gehemmt (BERGMANN, 1993).

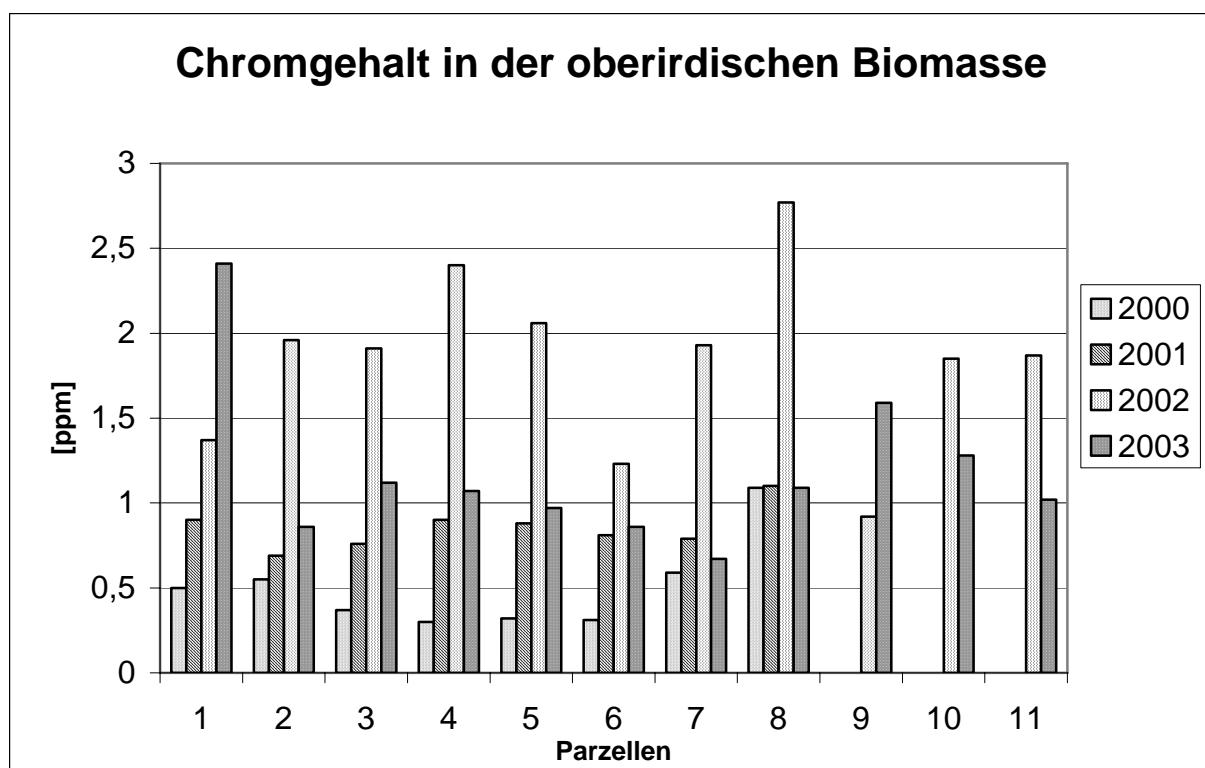


Abb. 56: Chrom-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse

Nach MENGEL (1993) liegt die Toleranzschwelle für den pflanzlichen Organismus bei 1 - 2 ppm Cr.

Chromgehalte von maximal 2 ppm werden auf den Parzellen 4, 5 und 8 im Jahr 2002 und auf der Parzelle 1 im Jahr 2003 überschritten (siehe Abb. 56). Die Parzellen 9 - 11 überschreiten diesen Wert nicht. Toxische Reaktionen konnten aber bis jetzt noch nicht nachgewiesen werden.

8.4 Bodenmechanik

Um Rückschlüsse auf die Standfestigkeit und Materialeigenschaften der Mischungen ziehen zu können, wurden an den Versuchsflächen bodenmechanische Versuche durchgeführt. Ebenso waren die bodenmechanischen Eigenschaften hinsichtlich der Wasserspeicherung und –aufnahmefähigkeit von besonderem Interesse, um die Versorgung der Pflanzen mit Wasser sicher zu stellen. Beprobt wurden fast ausschließlich die Parzellen 9 - 11, da der Einsatz von REKAL/SAV-Mischungen im Großversuch feststand. Die Parzellen 1 - 8 (reines SAV-Substrat) wurden lediglich im Jahr 2002 auf ihre Scherfestigkeit hin untersucht.

Trockendichte

Die Beprobung erfolgte, wie auch bei der Feuchtdichte mit einem Stechzylinder in 6-maliger Wiederholung auf den Parzellen 9 - 11 in einer Tiefe von 0 - 10 cm (Lockerschicht). Die Trockendichten variieren zwischen 0,54 und 0,73 g/cm³ und liegen im Mittel bei 0,63 g/cm³, wobei die größten Dichten der jeweiligen Parzellen jeweils im Hangfuß erreicht werden. Zwischen den drei Parzellen konnten keine Dichteunterschiede festgestellt werden. Die Dichte des trockenen Bodens bzw. die Lagerungsdichte der untersuchten Parzellen liegen zwischen häufig ermittelten Werten von organischen Böden (0,48 - 0,12 g/cm³) und Tonböden (1,32-0,92 g/cm³). Nach der AG BODEN (1996) werden Trockendichten < 1,25 g/cm³ als sehr gering eingestuft.

Feuchtdichte

Die ermittelten Feuchtdichten lagen im Bereich zwischen 0,78 und 1 g/cm³. Auch hier zeigt sich eine Zunahme der Dichte am Hangfuß, aber kein Unterschied zwischen den einzelnen Versuchsparzellen.

Wassergehalt

Der Wassergehalt spiegelt nur einen momentanen Zustand wider. Die Wassergehaltsbestimmung erfolgte in den obersten 0 - 10 cm des Substrates der Parzellen 9 - 11. Die Wassergehalte schwankten im Bereich von 35 – 45%. Es ist eine leichte Tendenz der Abnahme vom Oberhang zum Unterhang zu erkennen. Dies kann im Versuchsaufbau begründet sein. Die Oberkante der Versuchsparzellen wurden nicht abgedichtet, so dass Wasser nicht nur vertikal, sondern auch horizontal in den Oberhang eintreten kann.

Vergleicht man diese Wassergehalte mit Untersuchungen von WÖHLER (1999), der Substratmischungen mit REKAL/SAV in unverfestigtem Zustand testete, müssten bei Mischungen (70/30) und einem Wassergehalt von ca. 31 % die Fließgrenze überschritten sein. Da hier weit höhere Wassergehalte (bis 45 %) sogar in der Lockerschicht vorliegen und kein Fließverhalten beobachtet werden kann, müssen in der Lockerschicht noch Abbindereaktionen wirksam sein.

Durchlässigkeit

An dem REKAL/SAV-Stabilisat-Gemisch (70/30) wurde die Durchlässigkeit bestimmt. Sie beträgt im Mittel

$$K = 1,2 \times 10^{-3} \text{ [m/s]}$$

Laut Literatur wird dieser Wert als stark durchlässig bezeichnet (PRINZ, 1991). Daraus folgt, dass 1 m Boden in 14 Minuten durchströmt wird, in einer Stunde demnach 4,32 m Boden. Die Probe spiegelt aber nur den obersten Lockerbereich eines RE-

KAL/SAV-Stabilisats (70/30) wider. In tieferen Schichten ist dieses Gemisch weitaus dichter gelagert, da die puzzolanischen Abbindeeigenschaften noch stärker intakt sind. Hier ist eine weitaus geringere Durchlässigkeit zu erwarten. Positiv zu vermerken ist dieses Ergebnis hinsichtlich der Niederschlagsaufnahme an der Oberfläche eines solchen Substrates. Niederschlagswässer können gut aufgenommen und in tieferen Schichten gespeichert werden. Das heißt, eine Oberflächenerosion wird weitgehend vermieden und der Vegetation steht ausreichend Niederschlagswasser zur Verfügung.

Scherfestigkeitsmessungen

Die Scherfestigkeiten auf der Versuchsfläche Süd wurden über einen Zeitraum von 4 Jahren (2001 – 2004) gemessen. Insbesondere wurden die Parzellen 9 - 11 beprobt, da diese Substratmischung auch auf der Versuchsfläche Nord zum Einsatz gekommen ist. Die Parzellen 1 - 8 wurden lediglich im Jahr 2002 untersucht. 2002 und 2003 wurde zusätzlich zu den Messungen im Frühjahr/Sommer eine 2. Messung im Herbst/Winter durchgeführt, um eine jahreszeitliche Abhängigkeit der Scherfestigkeit auf den Parzellen 9 - 11 zu ermitteln. Pro Parzelle wurden jeweils an 6 Profilen die Messungen durchgeführt. Die maximale Mess-Tiefe lag bei 1,10 m. Darunter waren Messungen aufgrund der hohen Scherfestigkeiten nicht mehr möglich.

Die Ergebnisse werden in folgenden Abbildungen (Abb. 56 bis 59) als gemittelte Scherfestigkeiten dargestellt.

Scherfestigkeit 2001 (P 9 – 11)

Auf den Parzellen 9 - 11 lassen sich keine deutlichen Unterschiede erkennen. Leichte Schwankungen sind zwischen den Parzellen zu erkennen, überwiegend unterliegen sie aber alle dem gleichen Trend.

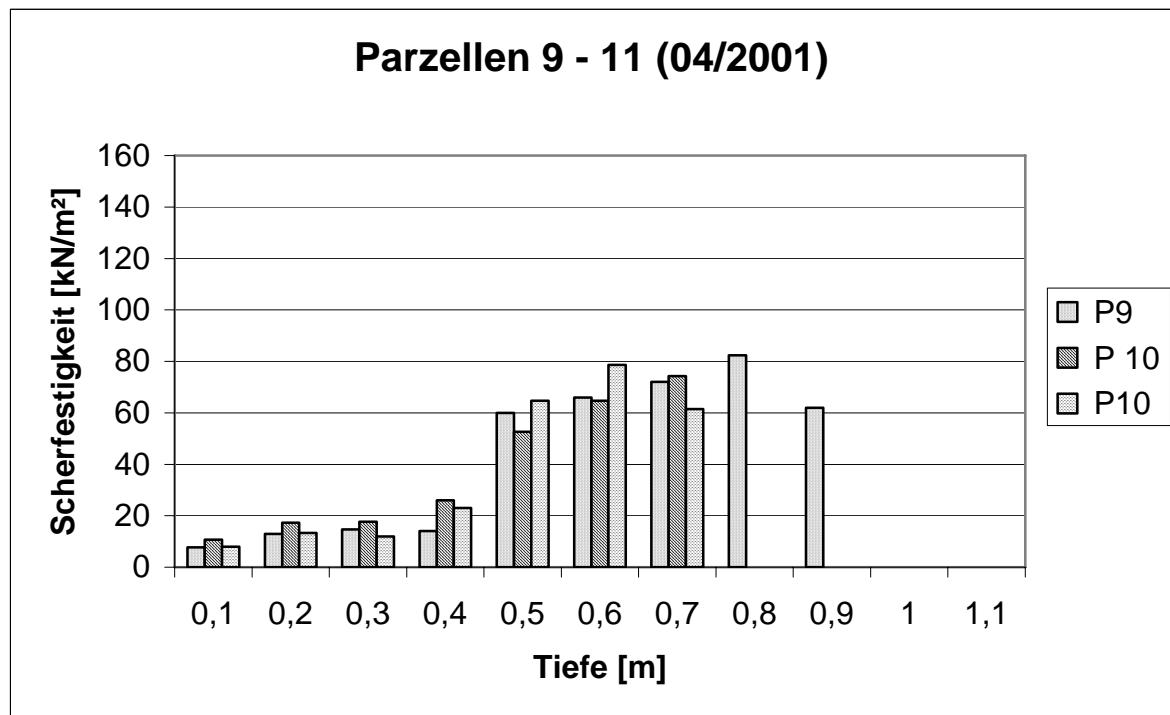


Abb. 57: Gemittelte Scherfestigkeiten (04/2001)

Wie Abb. 57 zeigt, gehören die ersten 40 cm zu einer relativ locker gelagerten Schicht an der Oberfläche. Die Scherfestigkeiten variieren hier zwischen 8 - 26 kN/m². Unterhalb von 40 cm nimmt die Scherfestigkeit deutlich zu und schwankt zwischen 50 - 80 kN/m². Darunter (> 70 cm) steigen die gemessenen Werte in den Parzellen, mit Ausnahme der Parzelle 9, so weit an, dass sie außerhalb des Messbereiches der Handflügelsonde liegen. Die Parzelle 9 erreicht diesen Bereich erst unterhalb von 90 cm. Grundsätzlich lassen sich deutlich drei Zonierungen unterscheiden.

1. Lockerschicht (0 – 40 cm)
2. Schicht mittlerer Verfestigung (40 – 70 cm)
3. Schicht starker Verfestigung (> 70 cm)

Eine generelle Zunahme der Scherfestigkeit mit der Tiefe wurde in diesen 3 Bereichen, wie dies auch zu erwarten war, beobachtet. Da die Scherfestigkeit auf normalen Böden vom Wassergehalt abhängig ist, werden die Niederschlagsmengen in dem jeweiligen Beprobungsmonat angegeben.

Scherfestigkeit Juni 2002 (P 9 – 11)

Die gemessenen Scherfestigkeiten im Juni 2002 (siehe Abb. 58), ähneln denen des Vorjahrs. In den ersten 40 cm befinden sich alle Werte zwischen 9 und 18 kN/m², mit Ausnahme von Parzelle 11. Hierzu lässt sich anmerken, dass es durch die Beprobung an einem 38° steilen Hang zu Messfehlern in cm-Bereichen der Tiefe kommen kann. Leichte Variationen der Mächtigkeit der Lockerschicht lassen sich daher auch zum Teil auf Messfehler zurückführen. Wichtig ist insbesondere, die Messsonde lotgerade in das Substrat einzubringen, da ansonsten schon Abweichungen in den Tiefangaben auftreten können. Unterhalb der Lockerschicht steigen die Scherfestigkeiten in allen Parzellen wieder stark an und verfünfachen sich zum Teil. Unterhalb von 80 cm sind die Substrate der Parzellen 10 und 11 so stark verfestigt, dass die Scherfestigkeiten nicht mehr gemessen werden können. In der Parzelle 9 sind dagegen noch bis zu 1,10 m Tiefe Messungen möglich. Die Scherfestigkeiten liegen aber auf einem hohen Niveau von 120 - 130 kN/m².

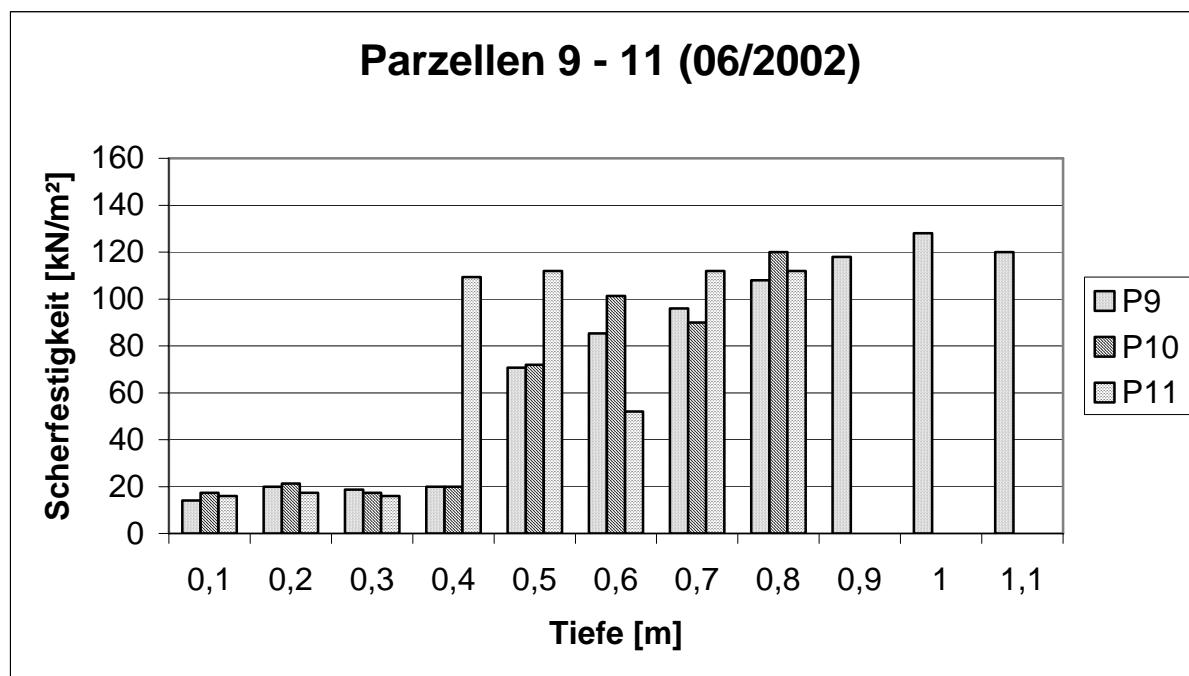


Abb. 58: Gemittelte Scherfestigkeiten (06/2002), n = 6

Scherfestigkeit Juni 2002 (P 1 – 8)

Auf den Parzellen 1 - 8 mit reinem SAV-Substrat lassen sich nur Messungen bis zu einer Tiefe von 30 cm durchführen (siehe Abb. 59). Darunter ist das Material so stark abgebunden, dass keine Sondierung mehr möglich war. Aber auch in den ersten 30 cm kann man nicht von einer Lockerschicht sprechen, da Scherfestigkeiten von über 200 kN/m² gemessen werden konnten. Die Parzellen 5 - 8 liegen z. T. deutlich unter diesen hohen Werten, was auf die mechanische Einarbeitung von Kompost in den obersten 30 cm zurückzuführen sein dürfte.

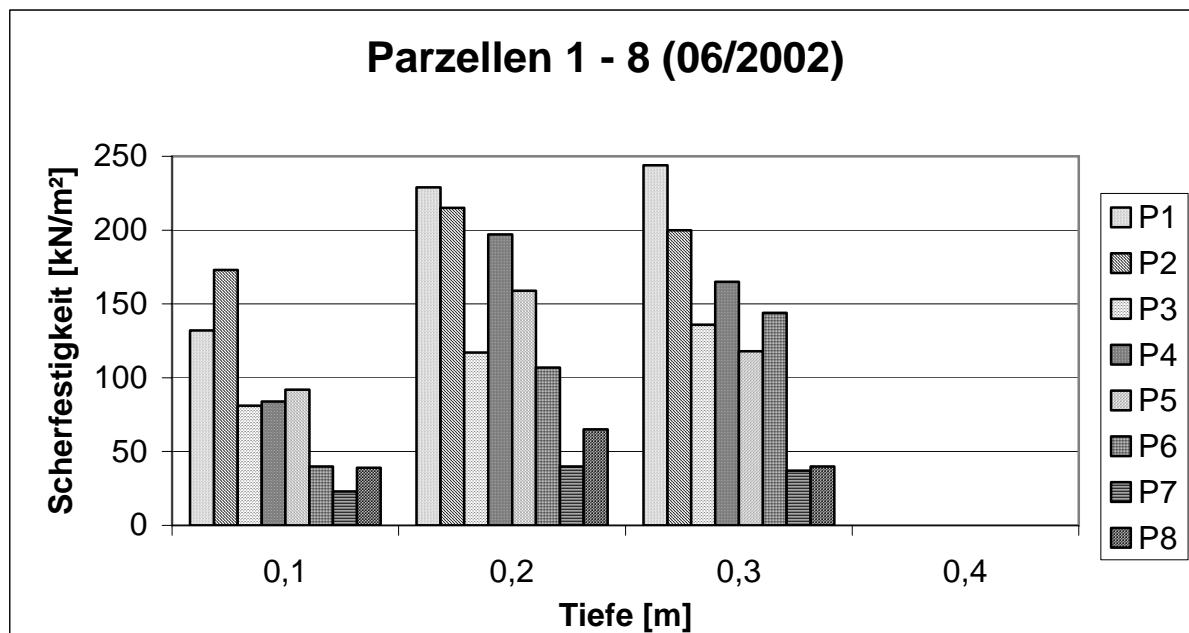


Abb. 59: Gemittelte Scherfestigkeiten der Parzellen 1 – 8
(06/2002), n = 6

Diese enorm hohen Scherfestigkeiten zeigen, dass es nicht ideal ist, mit reinem SAV-Stabilisat als Abdeckungssubstrat zu arbeiten. Die starke Verfestigung verhindert plastische Eigenschaften des Materials. Bei der sehr mobilen Haldenoberfläche kann es bei Wassereintritt zu Unterspülungen und Lösungserscheinungen kommen. Das SAV-Stabilisat wäre nicht in der Lage, sich diesen neuen Konturen anzupassen. Hohlräume würden entstehen. Die Folge wären Einbrüche und Rutschungen.

Scherfestigkeit Dezember 2002 (P 9 – 11)

Im Jahr 2002 wurde im Dezember eine weitere Messung durchgeführt (siehe Abb. 60). Auch hier konnten ähnliche Beobachtungen in der Lockerschicht, wie bei der Messung im Juni gemacht werden. Unterhalb der Lockerschicht stiegen die Werte wieder an. Auffallend sind die Scherfestigkeiten unterhalb der Schicht mit mittlerer Verfestigung. Diese stark verfestigten Bereiche lassen sich im Gegensatz zu Messungen im Juni bei allen Parzellen bis zu einer Tiefe von 1,10 m messen. Die Scherfestigkeiten steigen nicht abrupt, sondern langsam und kontinuierlich mit zunehmender Tiefe an, wobei die Parzelle 11 meist deutlich über den Werten der anderen beiden Parzellen liegt. Dieser Unterschied zu den vorausgegangenen Jahren dürfte auf den höheren Wassergehalt des Substrates im Dezember, aufgrund der geringeren Evapotranspiration gegenüber den Sommermonaten, hinweisen.

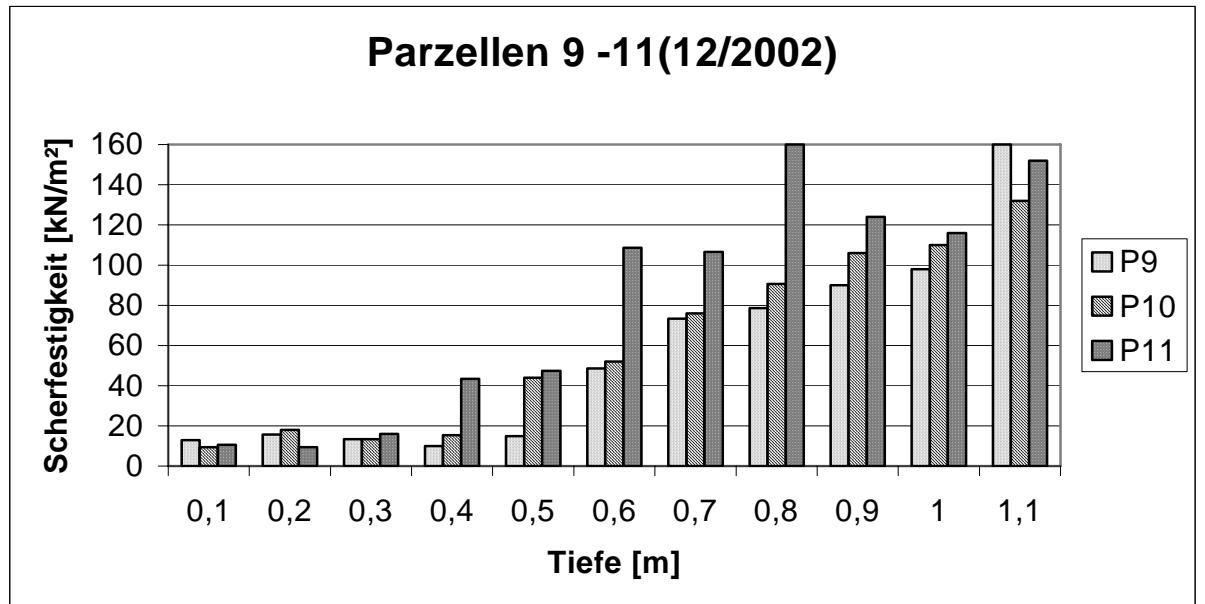


Abb. 60: Gemittelte Scherfestigkeiten (12/2002)

Scherfestigkeit April 2003 (P9 – 11)

Die noch im Jahr 2001 vorhandene eindeutige Differenzierung in „Schicht mit mittlerer Verfestigung“ und „Schicht mit starker Verfestigung“ ist nicht mehr eindeutig erkennbar. Bis zu einer Tiefe von 40 cm liegt eine Lockerschicht vor. Darunter schwanken die Werte stark. In einer Tiefe von 1,10 m lässt sich nur noch die Parzelle 10 messen (siehe Abb. 61).

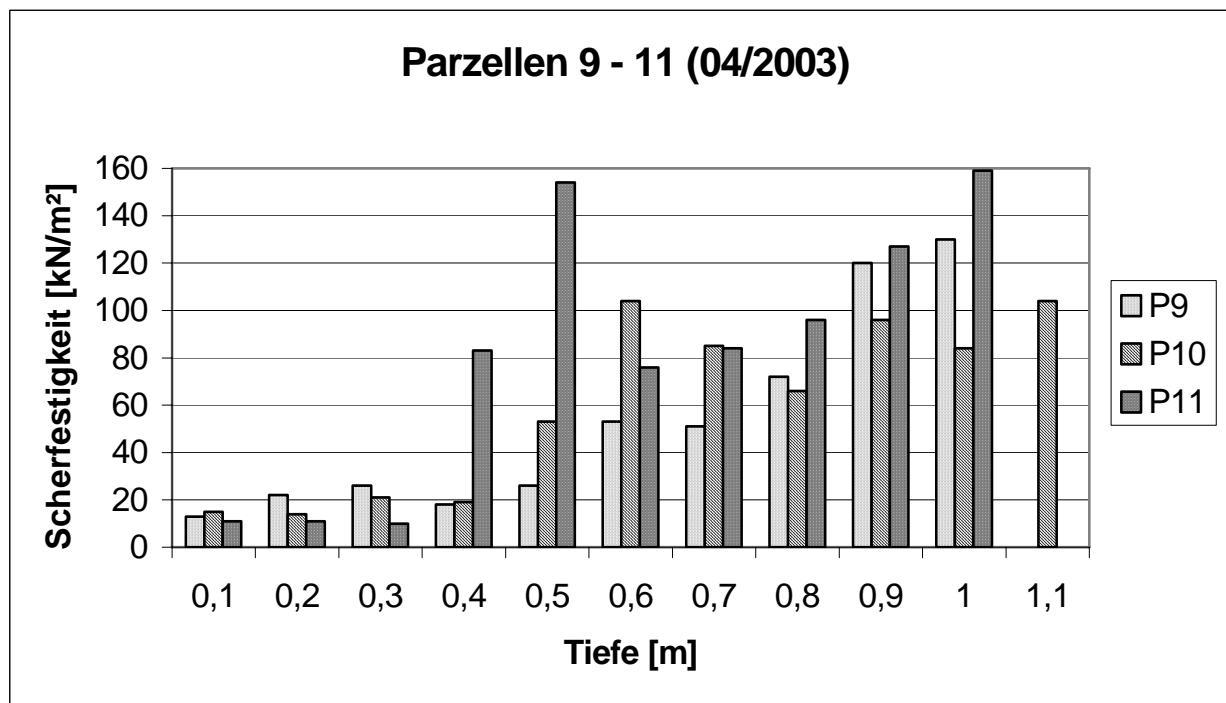


Abb. 61:Gemittelte Scherfestigkeiten (04/2003)

Scherfestigkeit November 2003 (P9 – 11)

Die Messungen im November 2003 zeigten eine kontinuierliche Festigkeitszunahme mit fortschreitender Tiefe bis zu 70 cm (siehe Abb. 62). Unterhalb von 70 cm ist die

Parzelle 11 so stark verfestigt, dass keine Messungen mehr möglich waren. Parzelle 9 kann noch bis zu einer Tiefe von 90 cm und Parzelle 10 bis zu 1 m verfolgt werden.

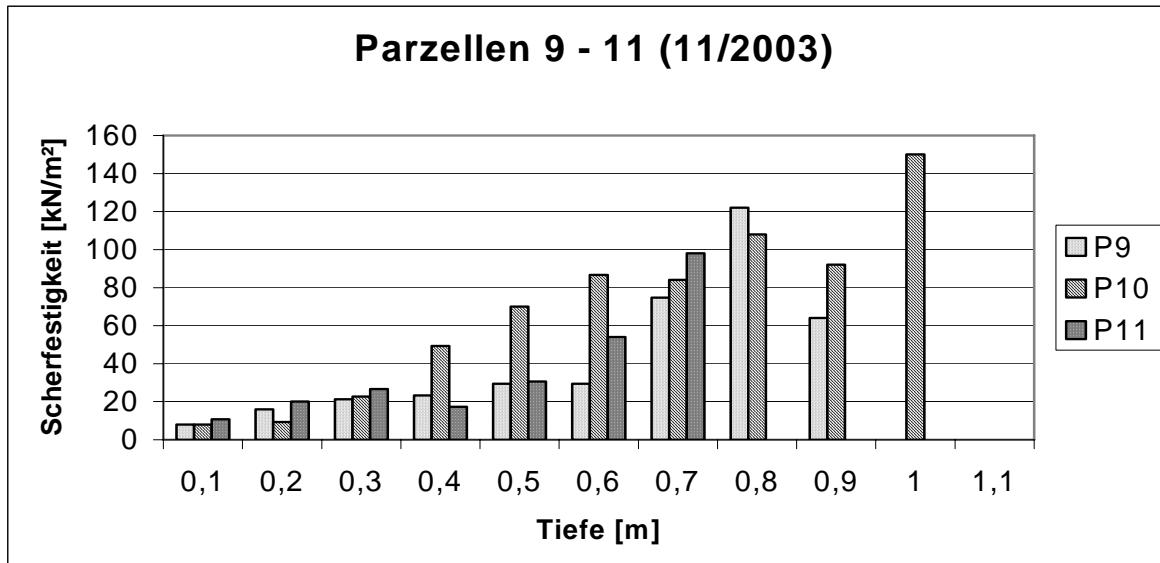


Abb. 62: Gemittelte Scherfestigkeiten (11/2003)

Scherfestigkeit April 2004

Die Messungen im letzten Untersuchungsjahr (siehe Abb. 63), zeigen wieder deutlich die Ausbildung der Lockerschicht. Darunter lässt sich aber nur noch die Parzelle 9 bis zu einer Tiefe von 70 cm sondieren. Die anderen Parzellen sind schon unterhalb von 40 cm so stark verfestigt, dass sich keine Messungen mehr durchführen lassen.

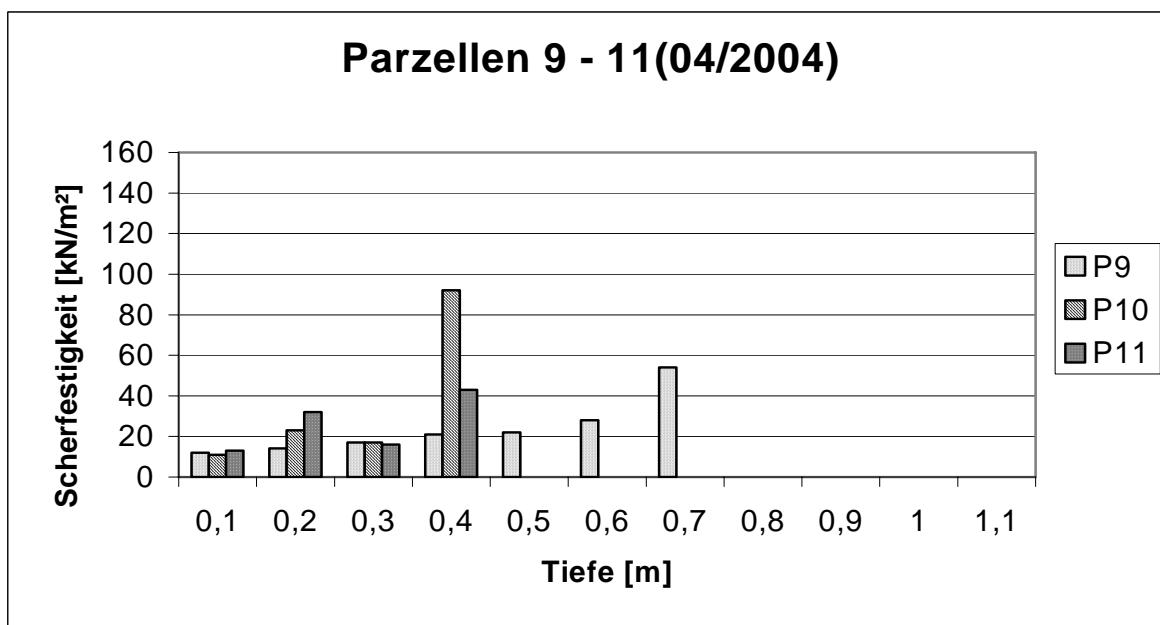


Abb. 63: Gemittelte Scherfestigkeiten (04/2004), n = 6

Eine Abnahme der Scherfestigkeit mit fortschreitender Zeit ist nicht zu erkennen. Die z. T. recht starken Schwankungen sind auf unterschiedliche Wassergehalte im Substrat zurückzuführen.

9 Aufbau Versuchsfeld Nord

Auf dem Versuchsfeld Nord sollte erstmalig in einem Großversuch eine komplette Haldenflanke mit REKAL-Material hangparallel abgedeckt und begrünt werden. Das Abdeckmaterial sollte sich der Haldenflanke optimal anpassen. Die ersten Schüttungen mit reinem REKAL-Material erfolgten im Jahr 1995. Aufgebracht wurde das Material mit Schaufelladern an der Nordflanke der Halde. Bereits im folgenden Jahr wurden zum erstenmal Rutschungen beobachtet. Auch weitere Variationen der Abwurftechnik bzw. Einstellung des Salzgehaltes und der Feuchte brachten keine ausreichenden Erfolge.

Parallel dazu wurde im Jahr 1997 das Versuchsfeld Süd mit SAV-Stabilisat und REKAL/SAV-Stabilisat-Mischungen angelegt. Ziel war es, die Möglichkeiten der Abdeckung mit Kraftwerksaschen bzw. die Verbesserung der Standfestigkeit von REKAL durch Zumischung von Kraftwerksaschen zu erreichen. Nach Laborversuchen und erfolgreichem Aufbau des Versuchsfeldes Süd zeigte sich, dass ein Zuschlag von 20 - 30% SAV-Stabilisat zu REKAL die Materialeigenschaften deutlich verbesserte.

Ab dem Sommer 1998 wurde dieses Gemisch, bis zu einer Gesamtmächtigkeit von 12 - 15 m, durch Absetzer auf die Nordflanke der Halde aufgebracht, insgesamt eine Menge von 130.000 t REKAL und 40.000 t SAV-Stabilisat.

Zwischenzeitlich kam es zu reinen SAV-Schüttungen (ca. 2.500 t) im oberen drittel der Haldenflanke. Ziel dieses Schüttungsversuches war es, durch Aufbringung einer dünnen Schicht SAV-Stabilisats die Haldenflanke sofort begrünbar zu machen. Dieser stark abbindende Bereich führte später immer wieder zu Problemen bei den Begrünungsmaßnahmen.

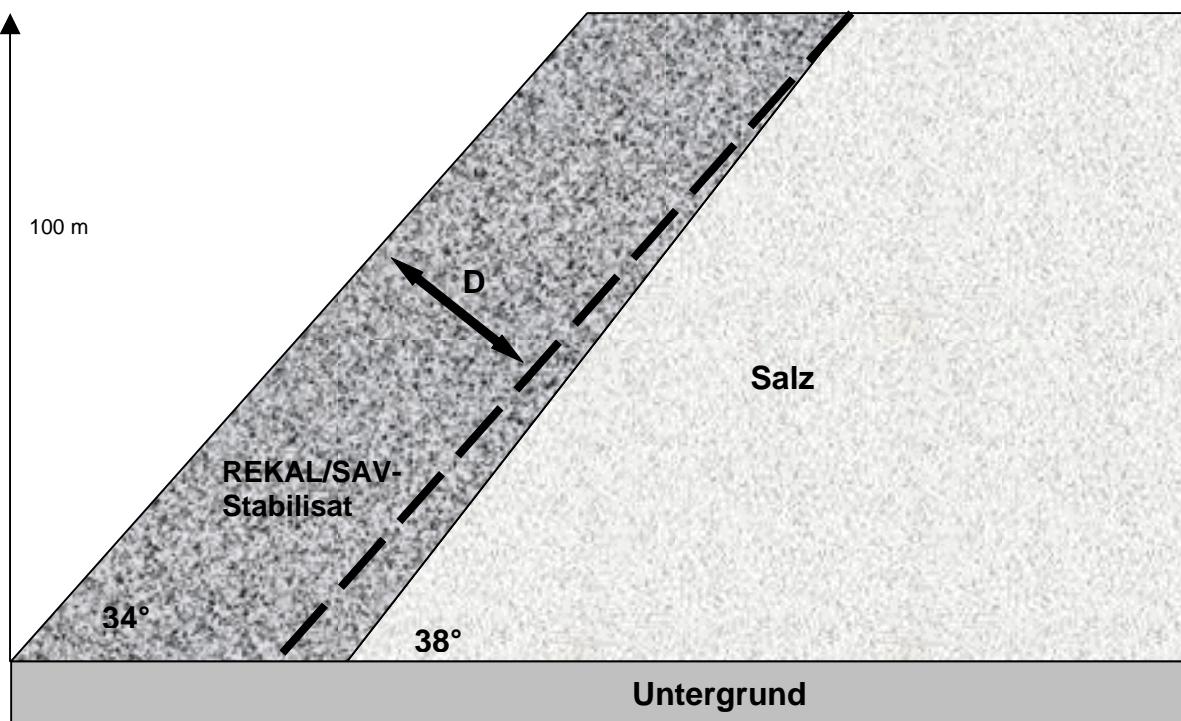


Abb. 64: Idealisiertes Regelprofil des Versuchsfeldes Nord

Seit 2000 kann die Versuchsfläche Nord durch Niederschläge ausgesalzt werden, um eine Begrünung zu ermöglichen. Abbildung 64, zeigt den Aufbau des Versuchsfeldes in Form eines idealisierten Regelprofils.

- Mächtigkeit D des REKAL-Materials variiert zwischen $D = 12 \text{ m}/15 \text{ m}$
- Böschungshöhe = 100 m
- Neigung der Salzböschung = 38°
- Neigung der REKAL/SAV-Böschung = 34°

Eine betrieblich bedingte Schüttung aus reinem SAV-Stabilisat im oberen Haldendrittel, zeigte sich im Nachhinein als sehr problematisch. Das reine SAV-Stabilisat bindet so stark ab, dass keine plastischen Eigenschaften mehr vorhanden sind. Dieser Bereich ist nur sehr schwer zu bearbeiten und zu begrünen. Zusätzlich verbirgt sich hier noch die Gefahr der Unterspülung, was für die Standfestigkeit des Haldenhanges problematisch werden könnte.

10 Ergebnisse und Diskussion – Versuchsfeld Nord

10.1 Begrünungsmaßnahmen

Erstmalig wurde versucht eine komplette Haldenflanke mit technogenem Substrat zu begrünen. Neben der biologischen Herausforderung waren auch die technischen Aufgaben nicht zu unterschätzen.

10.1.1 Ausgangssituation im Frühjahr 2002

Nach einer 2-jährigen Aussalzungsphase wurde im Frühjahr 2002 die Ausgangssituation überprüft. Die Versuchsfläche Nord war bis zu diesem Zeitpunkt vollkommen vegetationsfrei (Abb. 65). Um eine erfolgreiche Begrünungsmaßnahme durchzuführen, war es unerlässlich, dass sich der Salzgehalt in für Pflanzen tolerierbaren Bereichen bewegte. Dazu wurden auf der Versuchsfläche Nord 3 Profile (siehe Abb. 65), gelegt und 10 - 12 Bodenproben je Profil entnommen. Der Beprobungsbereich lag in einer Tiefe von 0 - 10 cm.



Abb. 65: Versuchsfeld Nord mit Messprofilen im Mai 2002

Zusätzlich wurde die Plateaufläche an den Punkten PV und PIV beprobt. Ermittelt wurde Chloridgehalt, Elektrische Leitfähigkeit und pH-Wert.

Ergebnisse der Chloridgehalte, der Elektrischen Leitfähigkeit und der pH-Werte

Die Messungen ergaben 2002 Chloridgehalte wie in Abb. 66 dargestellt.

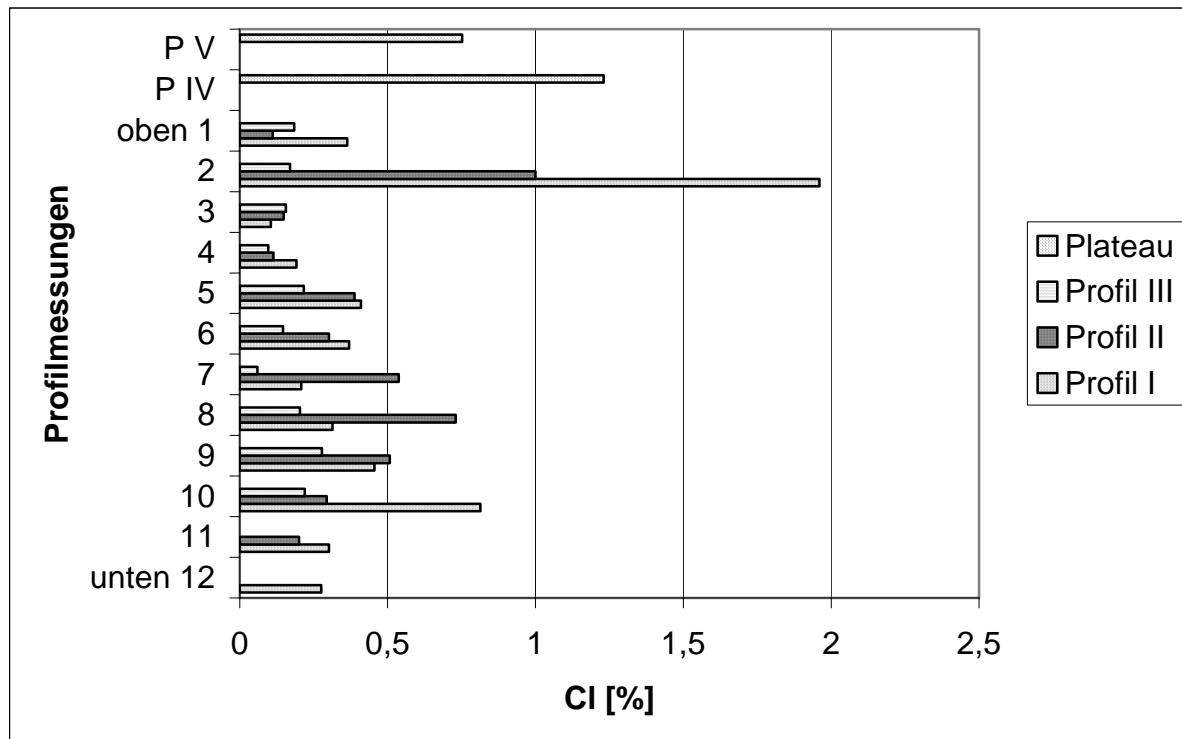


Abb. 66: Chloridgehalte Versuchsfäche Nord, (oben = Haldenplateau, unten = Haldenfuß)

Das Profil III zeigt deutlich geringere Chloridgehalte als Profil I und II. Das dürfte auf die starke Beeinflussung der Profile I und II durch weitere Salzschüttungen im Westen des Versuchsfeldes Nord und der damit verbundenen Einweihungen im westlichen und nordwestlichen Teil des Feldes zurückzuführen sein. Auf dem Plateau und im Oberhang sind die Chloridgehalte deutlich erhöht. Sie liegen in einem Spektrum von erhöht belasteten Werten bis zu absoluten Extremstandorten für Pflanzengesellschaften. Allerdings geben diese Messungen nur den Gesamtgehalt an Chlorid im Substrat wieder. Tatsächlich wirken auf Pflanzen nur Chloride in der Bodenlösung ein, d. h. je nach Wassergehalt des Bodens werden Chloride gelöst und können dann auf die Pflanzen einwirken. Dies ist ein sich ständig ändernder Zustand und daher nur sehr schwer zu erfassen.

Die Elektrische Leitfähigkeit korreliert mit den Chloridgehalten der Messungen sehr stark. Es wurden maximale Werte von 6,03 mS/cm gemessen. Der pH-Wert schwankt zwischen 8,3 und 9,6 und ist für Pflanzen sehr hoch einzuschätzen.

10.1.2 Begrünungsversuch

Trotz der noch relativ hohen Chloridwerte wurde im Frühjahr 2002 mit einem Einstaatversuch begonnen.

Bei der Auswahl der Ansaatmischung flossen schon zum Teil erste Ergebnisse aus dem Begrünungsversuch der Versuchsfäche Süd mit ein. Es kam überwiegend *Lolium perenne*, das sich als Ammengras hervorragend bewährt hat, zum Einsatz (siehe

Kap. 6). Zusätzlich wurden noch trockenresistente Gräser dazugemischt. Der Raps sollte durch seine tiefere Verwurzelung das Substrat schneller vor Oberflächenerosion schützen. Als Dünger und Saatgut wurden folgende Mengen auf dem Versuchsfeld (siehe Tab. 44) und dem Haldenplateau (siehe Tab. 45) in den folgenden Jahren verwendet:

Tab. 44: Saatgut und Dünger Versuchsfeld Nord

Nordseite	Verwendeter Dünger	Aufwandmenge/Ausbringungsort
26.03.03	NP (12/50)	200 kg +70 kg Saatgut – komplettes Versuchsfeld Nord ca. 3,7 ha
21./22.05.03	NP (12/50)	300 kg +60 kg Saatgut – komplettes Versuchsfeld Nord ca. 3,7 ha
26.08.03	NP (18/46)	150 kg + 100 kg Saatgut – obere Hangfläche (in Biokompost eingemischt)
27.08.03	NP (18/46)	170 kg + 25 kg Saatgut - untere Hangfläche
02.03.04	NPK (15/15/15)	75 kg – kompl. Versuchsfeld Nord ca. 3,7 ha
15.03.04	NPK (15/15/15)	225 kg – kompl. Versuchsfeld Nord ca. 3,7 ha

Tab. 45: Dünger auf dem Haldenplateau des Versuchsfeldes Nord

Datum	Verwendeter Dünger	Aufwandmenge ca.
02.03.04	Grünkompost	1 t
02.03.04	NPKMg 12/12/17/2	30 kg N/ha
26.05.04	NPKMg 12/12/17/2	30 kg N/ha
15.09.04	NPK (15/15/15)	30 kg N/ha

Begrünungsmaßnahmen im Jahr 2002

Mit Hilfe der Kompressionstechnik wurde im Jahr 2002 gleichzeitig Saatgut und Dünger auf die zu begrünenden Flächen verbracht. Dies erfolgte sowohl vom Haldenplateau als auch vom Haldenfuß aus. Mit diesem 1. Begrünungsversuch wurden nur unzureichende Ergebnisse erzielt. Das Saatgut lief in Bereichen starker Bewässerung und in der Umgebung der Verrohrung, wie auch in Trittspuren von Tieren und Versuchsbearbeitern gut auf. Auf den restlichen Flächen, die durch keine mechanische Einwirkung an der Oberfläche gestört waren, konnte sich kaum Gras bzw. Raps etablieren (siehe Abb. 67).



Abb. 67: Nordhang ohne mechanische Bearbeitung

Um den Vorgang der Haldenbegrünung zu optimieren, kam das Verfahren mit dem am Fachgebiet entwickelten Haldenigel im Sommer 2002 zum erstenmal zum Einsatz. Der erste Begrünungsversuch zeigte deutlich, dass Pflanzen auf der Substratoberfläche nur wachsen können, wenn die feine, kristalline Schicht, die durch Abbindereaktionen entsteht, gestört wird. Der Haldenigel sollte mit Hilfe seiner Stacheln diese Aufgabe übernehmen. Gleichzeitig arbeitet er Dünger und Saatgut in die gestörte Substratoberfläche mit ein.

Der herausragende Vorteil des Haldenigels gegenüber den herkömmlichen Bodenbearbeitungsgeräten besteht darin, dass er die Substratoberfläche zwar stört aber die Struktur der Oberfläche soweit erhält (siehe Abb. 67), dass es trotz einer Hangneigung von 38° , zwischen der Bearbeitung und der Etablierung einer gleichmäßigen Vegetationsdecke, zu keinen nennenswerten Erosionserscheinungen kommt.

Das Verfahren erfüllte seine in sie gesetzten Erwartungen. Nach der Bearbeitung konnte ein gleichmäßiges Laufmuster des Haldenigels über die komplette Flanke beobachtet werden (siehe Abb. 68).



Abb. 68: Laufmuster des Haldenigels

Schon nach wenigen Tagen liefen die ersten Samen in dem gelockerten Substrat auf. Der in das Saatgut beigemischte Raps dominierte deutlich gegenüber dem Gras. Erfreulicherweise konnten am Ende der ersten Vegetationsperiode großflächige, geschlossene Verbände von Gras und Raps aufwachsen (siehe Abb. 69). Das Laufmuster des Haldenigels war zu diesem Zeitpunkt immer noch deutlich erkennbar.



Abb. 69, Begrünungszustand am Ende der Vegetationsperiode 2002

Um die bereits etablierte Vegetation mit Nährstoffen zu versorgen und weiteres Saatgut aufzubringen, ohne diese zu zerstören, kam die Kompressionstechnik wieder zum Einsatz.

Begrünungsmaßnahmen im Jahr 2003

Schon ein Jahr nach den ersten Begrünungsmaßnahmen zeigten sich Bereiche mit geschlossenen Vegetationsdecken. Gerade im Frühjahr dominierte der Raps mit seinem gelben Blühaspekt (siehe Abb. 70).



Abb. 70: Blühaspekt im Frühjahr 2003 auf dem Versuchsfeld Nord

Im Sommer dominierte dann das Gras gegenüber dem Raps (siehe Abb. 71). Somit konnten ca. 2/3 des Versuchsfeldes mit einer Vegetationsdecke begrünt werden.



Abb. 71: Vegetationsdecke im Sommer 2003

Problematisch sind immer noch die Bereiche im oberen Haldendrittel. Hier spielen extreme Klimabedingungen durch den starken Wind sowie die sehr stark ausgehärte-

ten Partien, aus einer betrieblich bedingten reinen SAV-Stabilisat-Schüttung, eine hemmende Rolle.

Erste oberirdische Biomasseproben konnten am Haldenfuß genommen werden, um die Nährstoffsituation der Flächen zu beurteilen (siehe Kap. 10.4).

Begrünungsmaßnahmen im Jahr 2004

Im letzten Untersuchungsjahr 2004 konnte sich das Gras immer deutlicher gegenüber dem Raps durchsetzen. Das Laufmuster des Haldenigels war kaum noch erkennbar, es zeigte sich eine gut etablierte Vegetationsdecke. Als problematisch erwies sich jedoch die Einwanderung von *Atriplex*-Arten auf dem gesamten Versuchsfeld Nord (siehe Kap. 10.3.3). Die noch offenen Flächen werden nur sehr langsam von den Pflanzen erobert.

Unbefriedigend Ergebnisse wurden nach wie vor auf den stark ausgehärteten reinen SAV-Flächen und den oberen, noch mit hohen Chloridgehalten belasteten Haldenbereichen sowie Flächen, die durch chloridhaltige oberflächliche Abflüsse vom Haldenplateau aus beeinflusst sind, erzielt. Die stark chloridhaltigen Abflüsse lassen immer wieder gut etablierte Pflanzenbestände absterben. Um diese Beeinflussungen zu minimieren, ist eine Begrünung des Haldenplateaus unerlässlich.

Begrünung Haldenplateau

Aus den oben genannten Gründen wurde 2004 der Versuch unternommen, das Haldenplateau zu begrünen. Die Begrünung hat den Vorteil, dass das chloridhaltige Oberflächenwasser des Haldenplateaus, nicht mehr in Erosionsrinnen über den Haldenrand laufen kann und somit die Erosion wie auch das Absterben der etablierten Pflanzenbestände gestoppt würde. Ein weiterer entscheidender Vorteil einer geschlossenen Vegetationsdecke wäre, dass ein Versickern von Haldenabwässern hinter dem Böschungsrand durch die Evapotranspirationsleistung der Pflanzen minimiert und somit das Risiko einer Rutschung herabgesetzt werden würde.

Im März 2004 wurde die Oberfläche des Haldenplateaus durch mechanische Bearbeitung aufgerissen und ca. 1 t Grünkompost der Anlage Homberg/Efze (nicht abgesiebtes Material, Rottegrad 5) eingearbeitet. Anschließend erfolgte die Einsaat mit der in folgender Tabelle 46 beschriebener Ansaatmischung.

Tab. 46: Saatgut Haldenplateau

50%	Deutsches Weidelgras „JUWEL“
20%	Wiesenrispe „COMPÜACT“
20%	Rotschwingel „LIPROSA“
10%	Rotschwingel „LIFALLA“

Gedüngt wurde mit einem NPKMg-Dünger 12/12/17/2.

Der Erfolg dieser Maßnahme war nur begrenzt, da ein Großteil durch starke Windeinwirkung sofort abgeweht wurde. Ein erneuter Versuch im Mai 2004 unter besseren klimatischen Bedingungen war erfolgreicher. Fehlstellen wurden nochmals im Oktober 2004 bearbeitet, so dass sich eine relativ gut entwickelte Vegetationsdecke ausbreiten konnte.

10.2 Substratuntersuchungen

Am Nordhang wurden im Jahr 2003 10 und im Jahr 2004 15 Bodenproben in zwei verschiedenen Tiefen 0 - 4 cm und 10 - 14 cm gezogen, wobei es sich um Probenstandorte aus dem Unterhang handelt. An den gleichen Stellen wurden auch die Biomasseproben genommen. Die Bodenproben wurden auf die Makronährstoffe Stickstoff, Phosphor, Kalium, Magnesium und als Mikronährstoff Chlorid hin untersucht. Daneben wurden der pH-Wert und die elektrische Leitfähigkeit bestimmt. Die einzelnen Elemente wurden schon in Kapitel 9 ausführlich besprochen. Hier werden lediglich die Ergebnisse der Analysedaten beleuchtet.

pH-Wert

Die in Abb. 72 ermittelten pH-Werte liegen in Bereichen zwischen 8 - 8,3. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002) stufen pH-Werte dieser Kenngröße in den Bereich schwach bis mäßig alkalisch ein.

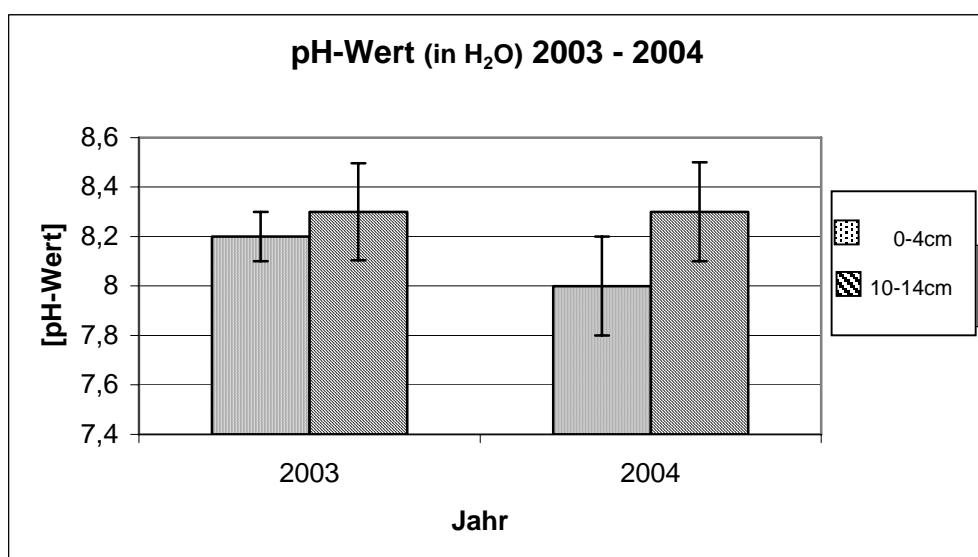


Abb. 72: Gemittelte pH-Werte mit Standardabweichung

Nach FINCK (1969) treten toxische Schäden ab pH-Wert 9 auf. Somit ist keine Toxizität gegeben. Trotzdem spielen diese recht hohen pH-Werte eine wichtige Rolle bei der Pflanzenernährung, da die Verfügbarkeit von wichtigen Nährelementen für die Pflanze oft abhängig von der Höhe des pH-Wertes ist. Wie schon die Ergebnisse vom Versuchsfeld Süd gezeigt haben, kommt es in diesem pH-Bereich zur Festlegung der Nährelemente im Substrat. Das kann zu einer Unterversorgung der Pflanze mit bestimmten Nährelementen führen, sie aber auch vor der Aufnahme von zu hohen Mikronährlementgehalten im Substrat schützen.

In einer Tiefe von 10 - 14 cm waren die pH-Werte noch etwas höher als an der Oberfläche, was auf die noch nicht stattgefundene Basenauswaschung zurückzuführen ist. SCHEER (2001) bestimmte die Ausgangswerte von dem hier eingesetzten RE-KAL/SAV-Stabilisat-Gemisch mit pH 9 - 9,4. Das bedeutet, dass der pH-Wert seit der letzten Schüttung, eine deutliche Absenkung, um eine pH-Stufe, erfahren hat. Das entspricht in etwa den Ergebnissen aus dem Versuchsfeld Süd.

Elektrische Leitfähigkeit

Die Elektrische Leitfähigkeit (ELF) korreliert im Allgemeinen eng mit den Chloridwerten im Substrat. Um den Ertrag vieler Kulturen nicht stark zu vermindern, sollte die ELF unter dem Wert von 0,75 mS/cm liegen. Dieser Wert entspricht in etwa 0,05% Salz (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002).

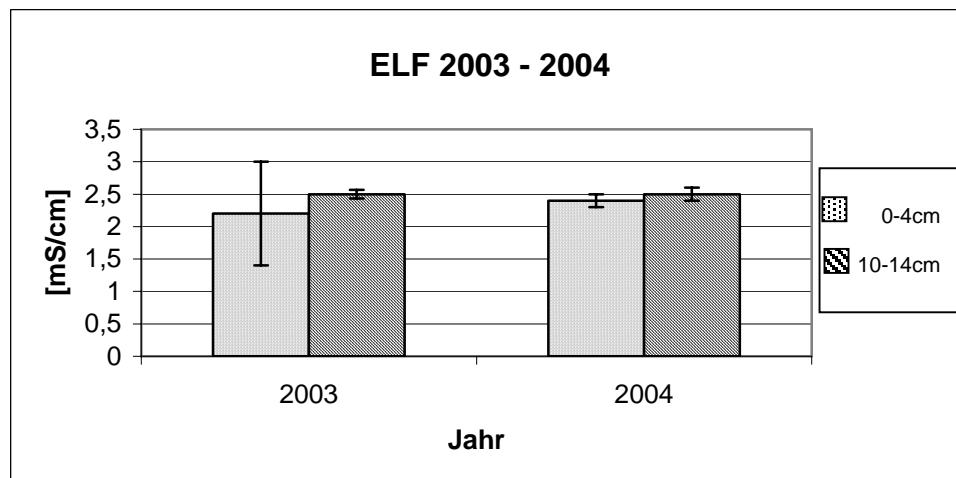


Abb. 73: Gemittelte ELF mit Standardabweichung

Nach WITHERS (1978) kann man den Grad der Versalzung anhand der ELF zuordnen. Danach befindet sich das Versuchsfeld Nord in Bereichen von hoher bis sehr hoher Versalzung (siehe Abb. 73). Zu berücksichtigen ist aber, dass es sich bei dieser hohen ELF im Substrat nicht allein um Chlorid-Ionen, sondern auch um die im SAV-Stabilisat vorhandenen Calciumverbindungen handeln kann. Somit ist die hohe Leitfähigkeit nicht ausschließlich negativ zu bewerten.

Kohlenstoff

Die Kohlenstoffgehalte lagen leicht über den auf der Versuchsfläche Süd (Parzellen 9 - 11) ermittelten Werten von durchschnittlich 3,4% C (siehe Abb. 74). Dies könnte auf den etwas höheren Biomassenaufwuchs auf dem Versuchsfeld Nord zurückzuführen sein, obgleich auch hier die Werte starken Schwankungen unterworfen waren.

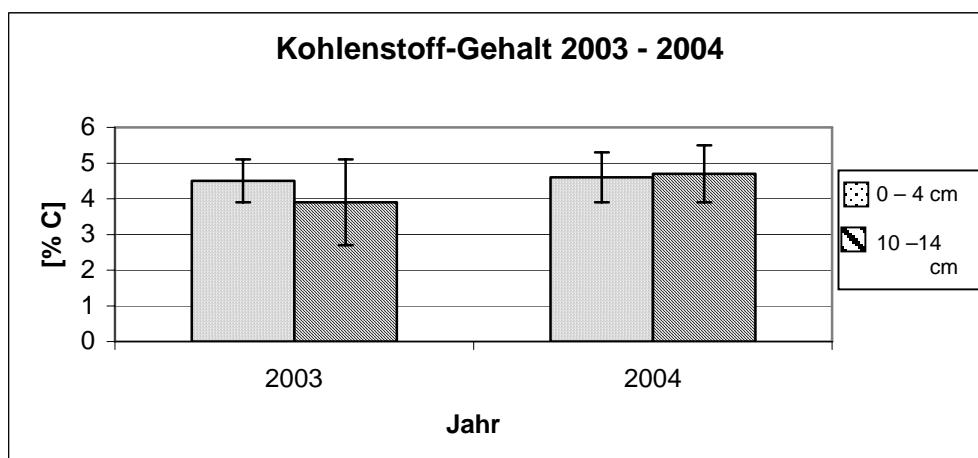


Abb. 74: Gemittelte Kohlenstoff-Gehalte mit Standardabweichung

10.2.1 Makronährstoffe

Die einzelnen Makronährstoffe wurden im Kapitel 8.2 schon näher beschrieben, so dass sich hier lediglich auf die Ergebnisbeschreibung beschränkt wird.

Stickstoff

Im Ausgangssubstrat liegen die Stickstoffgehalte nach SCHEER (2001) zwischen 0,12 - 0,15%.

Die Substratproben ergaben auf dem Versuchsfeld Nord Stickstoffgehalte von 0,06 - 0,08%, was nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002) noch in den Bereich natürlich vorkommender Böden (0,03 - 0,4) fällt (Abb. 75). Trotzdem liegen die Werte eher im unteren Niveau der Stickstoffversorgung. Ohne weitere Düngung auf dem Versuchsfeld werden die Pflanzen auf längere Sicht in Mangelbereiche rutschen.

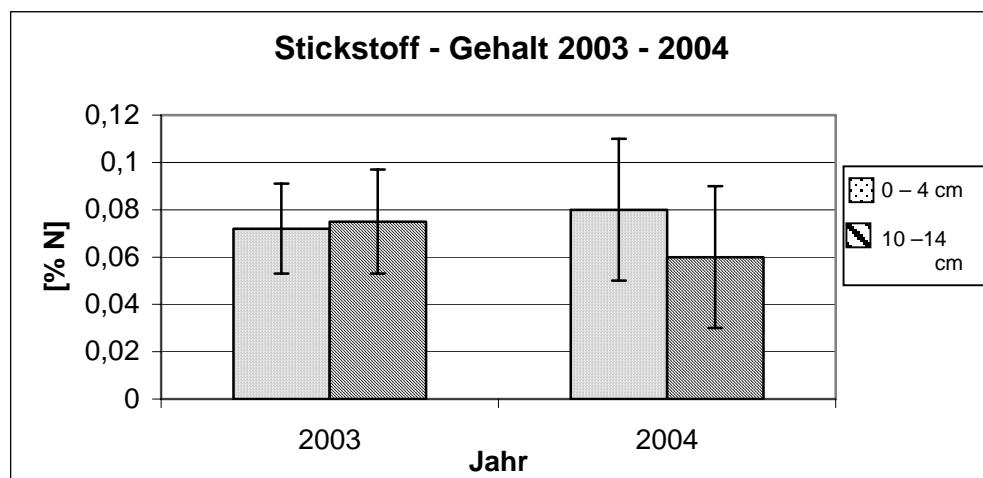


Abb. 75: Gemittelte Stickstoff-Gehalte mit Standardabweichung

Phosphor

Der Phosphorgehalt natürlicher Böden liegt im Schwankungsbereich von 0,02 – 0,08%. Nach SCHEER (2001) liegen die Ausgangsgehalte des Substrates weit unterhalb dieser Werte bei 0,007%. Die in Abb. 76 dargestellten Werte liegen nach Düngungsmaßnahmen oberhalb von Gehalten natürlicher Böden, d. h. es müsste eine ausreichende Phosphorversorgung gewährleistet sein. Zu berücksichtigen sind aber die relativ hohen pH-Werte im Substrat, die eine Festlegung des Phosphors begünstigen und so die Pflanzen in die Unterversorgung bringen könnten. Dies spiegelt sich in den Biomasseproben wider (siehe Kap. 10.4).

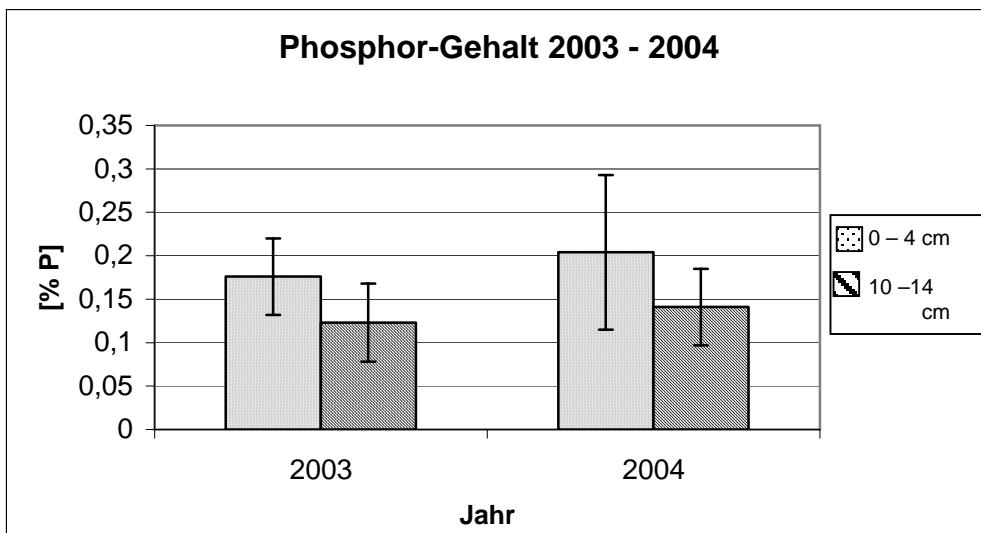


Abb. 76: Gemittelte Phosphor-Gehalte mit Standardabweichung

Kalium

Kalium ist eines der 10 häufigsten Elemente in der Erdkruste und kommt in natürlichen Böden in Bereichen von 0,2 - 3,3% vor. Schon das Ausgangssubstrat zeigt nur Kaliumgehalte in Bereichen von 0,038 - 0,065%. Das liegt deutlich unter den Gehalten in natürlich vorkommenden Böden. Durch Düngungsmaßnahmen im Jahr 2003 und 2004 konnten die Werte im Substrat auf Werte >1,5 % angehoben werden (siehe Abb. 77). Kalium ist aber zusätzlich noch durch Niederschläge leicht auswaschbar, so dass auf eine weitere zusätzliche Zuführung von Kalium durch Düngung nicht verzichtet werden kann.

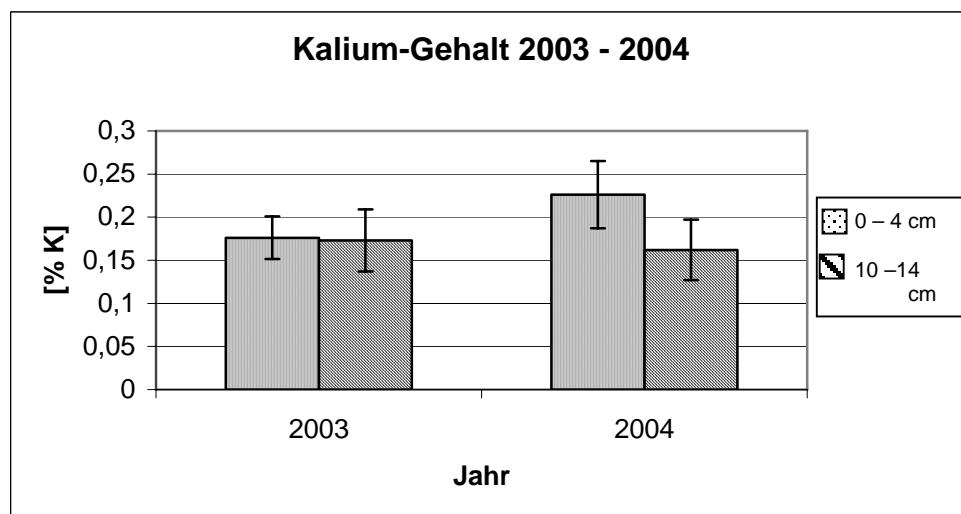


Abb. 77: Gemittelte Kalium-Gehalte mit Standardabweichung

Magnesium

Auch Magnesium liegt im Ausgangssubstrat (0,004 – 0,013%) nach SCHEER (2001) unterhalb Werten natürlich vorkommender Böden von 0,05 – 0,5%. Durch Düngungsmaßnahmen konnten die Gehalte aber durchschnittlich auf Werte von 0,6 - 0,7% angehoben werden (siehe Abb. 78). Dies liegt oberhalb der natürlich vorkom-

menden Gehalte. Eine ausreichende Versorgung der Pflanzen sollte vorerst gewährleistet sein.

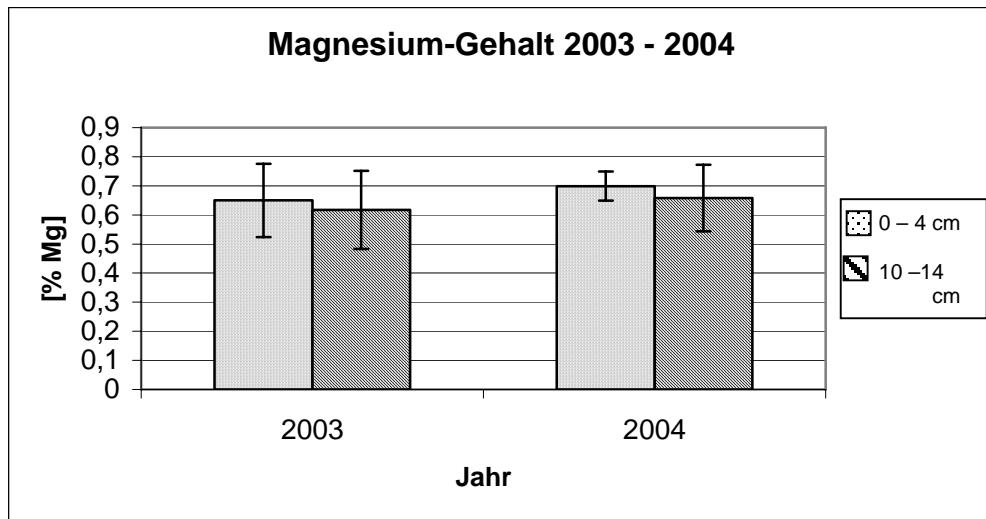


Abb. 78: Gemittelte Magnesium-Gehalte mit Standardabweichung

10.2.2 Mikronährelemente

Auf dem Versuchsfeld Nord wurde im Substrat lediglich das Mikronährelement Chlor ermittelt. Vor allem interessierten Bereiche, mit abgestorbener Vegetation, da hier ein Einfluss von salzhaltigen Sickerwässern bzw. oberflächlichem Abfluss vermutet wurde.

Chlorid

Extremstandorte, wie Salzrohnmarschen (maximale Werte von bis zu 2%), können nur von salzresistenten und salztoleranten Pflanzen besiedelt werden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002). SCHEER (2001) gibt die Ausgangsgehalte im Substrat (salzfrees REKAL) mit 0,018 – 0,036% an.

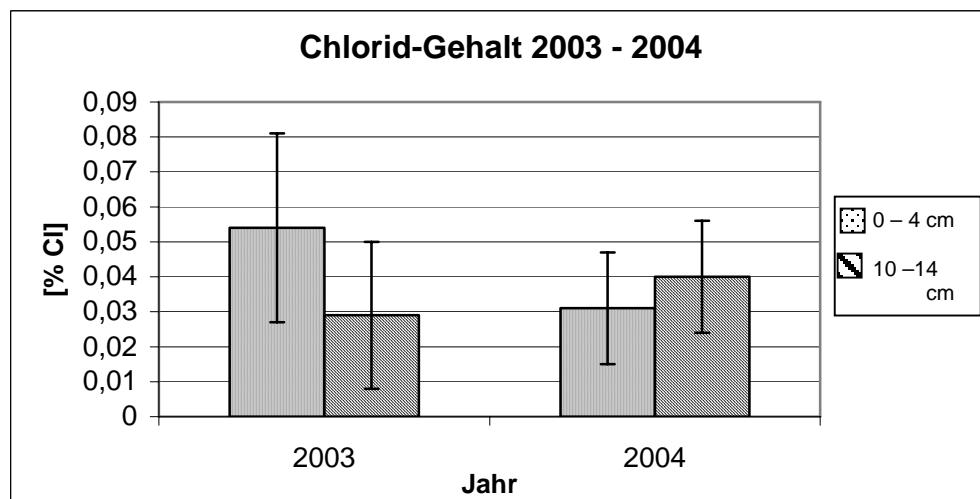


Abb. 79: Gemittelte Chlorid-Gehalte mit Standardabweichung

Die in Abb. 79 dargestellten Chloridgehalte liegen in Bereichen, die keine Schädigung der Pflanzen mit sich bringen. Die Proben wurden am Haldenfuß unter einer gut etablierten Pflanzendecke gewonnen. Sie bewegen sich gegenüber dem Ausgangssubstrat z. T. in leicht erhöhten Regionen.

Chloridgehalte in Bereichen mit abgestorbener Vegetation

Des Weiteren wurden Bodenproben aus Flächen mit abgestorbener Vegetation und aus benachbarten intakten Bereichen im Mittelhang und Oberhang genommen. Diese wurden auf pH-Wert, ELF und Chlorid untersucht. Die ermittelten Chloridkonzentrationen in der Bodenlösung lagen am Mittelhang mit Gehalten von 0,03 - 0,08% in der Bodenlösung oberhalb der natürlichen Gehalte der Böden des humiden Klimabereichs (0,0002% - 0,02%). Diese Konzentrationen können aber nicht verantwortlich für das Absterben der Vegetation sein, da sie auch z. T. in den intakten Flächen gemessen wurden.

Anzunehmen ist, dass das mit Chloridionen angereicherte Sickerwasser direkt hinter der Haldenflanke auf dem Haldenplateau versickerte und an den abgestorbenen Flächen sporadisch wieder austrat. Durch erneute Niederschläge süßte der Boden oberflächlich wieder aus und ein erhöhter Chloridgehalt konnte nicht mehr festgestellt werden. Dagegen zeigten sich auf einigen vegetationslosen Flächen am Oberhang derart hohe Chloridgehalte, dass kein Wachstum der Pflanzen möglich war. Die Werte lagen zwischen 3,4% -10%. Hervorgerufen wurden diese extrem hohen Werte durch oberflächlichen Ablauf von chloridhaltigen Wässern über das Haldenplateau. Deshalb war es enorm wichtig, das Haldenplateau schnellstmöglich zu begrünen.

10.3 Vegetationsaufnahmen

Die Biomassenernte erfolgte jährlich am Hangfuß des Nordhangs im Grasbestand in 32-facher Wiederholung (2002) bzw. in 16-fachiger Wiederholung (2003 und 2004).

10.3.1 Biomasseertrag

Im Jahr 2002 wurde ein durchschnittlicher Ertrag von 57,7 dt/ha verzeichnet (siehe Abb. 80). Das ist ein erstaunlich gutes Ergebnis für die erste Vegetationsperiode auf der Versuchsfläche Nord. Vergleicht man den Ertrag mit mäßig feuchten bis frischen Standorten, so werden Erträge erzielt, die man von Glatthaferwiesen und gedüngten Goldhaferwiesen her kennt. Im extrem trockenen Sommer 2003 zeigten die Ergebnisse einen deutlichen Rückgang der Biomasse. Es konnte nur noch ein Ertrag von 38,3 dt/ha verzeichnet werden. Das entspricht dem Ertrag einer Weidelgrasweide. Im Jahr 2004 erholt sich der Bestand wieder auf 47 dt/ha, was einem Biomasseertrag entspricht, der auf gut versorgten Weidelgrasweiden aber auch auf Goldhaferwiesen erzielt werden kann.

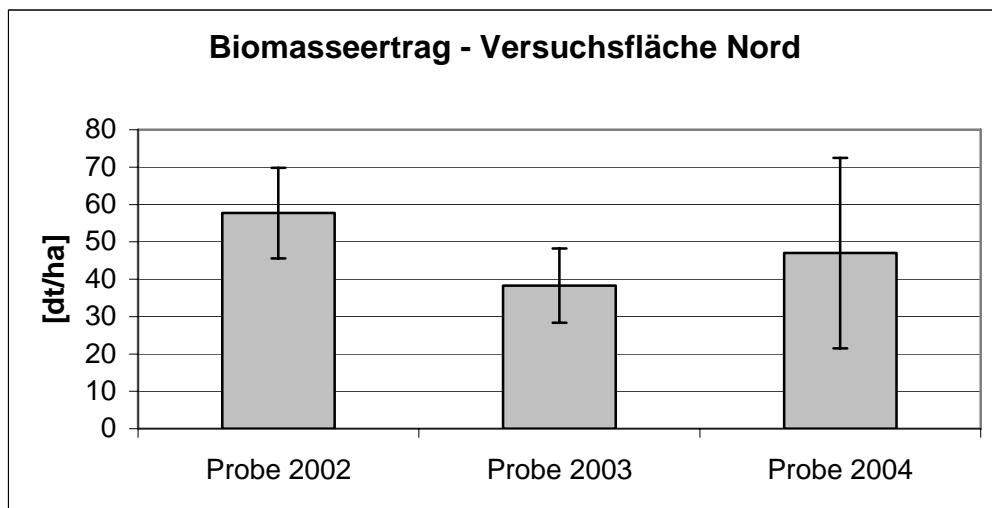


Abb. 80: Biomassenerträge 2002 – 2004

Bestimmt werden die Erträge eindeutig durch die Niederschlagsmenge und die Düngung. So wurde im Jahr 2004 die Düngung stark reduziert, um die nitrophilen *Atriplex*-Arten zu unterdrücken. Dies spiegelt sich auch in den etwas niedrigeren Erträgen gegenüber dem Anfangsjahr wider.

10.3.2 Artenkombination

Die Artenkombinationen wurden nicht wie auf der Versuchsfläche Süd einzeln erfasst, sondern in ihrer Gesamtheit beobachtet. Nach der ersten Ansaat mit Hilfe des „Haldenigels“ dominierte *Brassica napus*. Daneben konnte sich im unteren Drittel der Halde und am Haldenfuß *Lolium perenne* durchsetzen. Daraus ergab sich im Frühjahr 2003 ein gelber Blühaspekt des Versuchsfeldes Nord (siehe Abb. 81). Im weiteren Verlauf des Jahres konnte sich dann *Lolium perenne* weiter etablieren. Im NW des Versuchsfeldes wurden große Bestände an *Brassica napus* durch Raupen dezimiert. Im weiteren Jahresverlauf kam es durch erneute Salzschüttungen westlich des

Versuchsfeldes zu starken Salzeinweihungen auf den NW-Hang, was große Vegetationsbereiche zum Absterben brachte.

Neben den oben genannten Arten wanderte nun auch *Atriplex sagittata* ein.

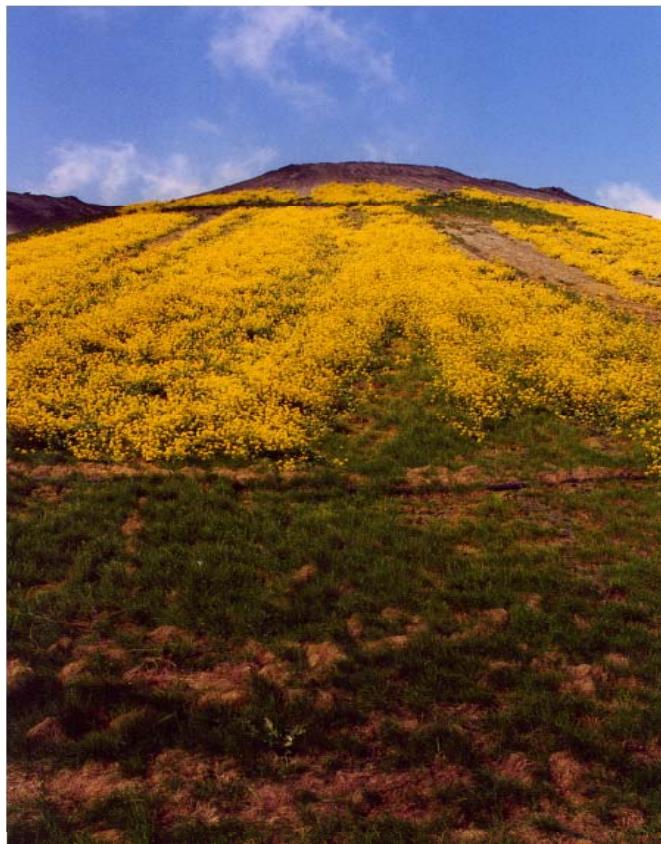


Abb. 81: Stadium der Vegetationsentwicklung
im Frühjahr 2003

Im Versuchsjahr 2004 zeigte sich im Frühjahr ein vollkommen verändertes Bild. Anstatt des gelben Blühaspektes vom Vorjahr herrscht nunmehr ein roter (siehe Abb. 82). Dieser stammt von *Papaver rhoeas*. *Brassica napus* wurde stärker zurückgedrängt. Neben diesen im Frühjahr stark auffälligen Pflanzen, tritt *Lolium perenne* deckend auf. Problematisch war das immer stärkere Auftreten verschiedener *Atriplex*-Arten, da die konkurrenzstarken, schnellwüchsigen Pflanzen sämtliche anderen Formen der Vegetation unterdrückten. Im Frühjahr 2004 wurden zuerst stark salzbeeinflusste Bereiche von *Atriplex sagittata* eingenommen. Im Verlauf der Vegetationsperiode eroberte sich vor allem diese Art und *Atriplex prostrata*, sowie *Atriplex oblongifolia* weite Bereiche des kompletten Versuchsfeldes.



Abb. 82: Frühjahr 2004 Versuchsfeld Nord

10.3.3 *Atriplex*-Problematik

Alle *Atriplex*-Arten gehören der Familie der Chenopodiaceae (Gänsefußgewächse) an. Sie sind gegenüber Gräsern, aber auch Gehölzen im Anfangsstadium sehr konkurrenzstark, unterdrücken diese und haben neben einer großen Salztoleranz auch eine erfolgreiche Fortpflanzungsstrategie. *Atriplex*-Arten bilden zweierlei Samen aus; die dickschaligen Samen sind erst ab dem zweiten Jahr keimfähig. Dies wird als Strategie zum Überdauern ungünstiger Bedingungen angesehen. Die dünnsschaligen braunen Samen sind hingegen sofort keimfähig. Die Gattung *Atriplex* gilt als sekundär zur Windbestäubung zurückgekehrte Gruppe. Dennoch konnte dokumentiert werden, dass das noch vorhandenen Nektar- und Pollenangebot von Wildbienen, Ameisen, Schwebfliegen und Fransenflüglern genutzt wird. Die Wuchsleistung von *Atriplex*-Arten ist auf salzarmen Böden am höchsten; die Art ist also trotz hoher Salztoleranz ein fakultativer Halophyt bzw. eine halotolerante Art.

Die Samen zeigen bei sehr hohen Salzgehalten des Substrates Keimhemmungen; beim eigentlichen Keimungsvorgang jedoch eine erhöhte Salztoleranz. Bei erhöhten NaCl-Gehalten im Boden wird Na^+ in den Vorblättern und Laubblättern angereichert; der K^+ -Gehalt geht zurück. Dies entspricht Befunden anderer halotoleranten Arten. Schon geringe Zunahmen an NaCl im Boden führen zu einer deutlichen Zunahme des Aschegehaltes der Pflanzen (SCHULZ, 2004).

Die Problematik der *Atriplex*-Arten besteht in ihrer Konkurrenzstärke und ihrer Einjährigkeit. Das bedeutet, dass sie sich gegenüber etablierten Beständen durchsetzen, diese verdrängen und nach der Vegetationsperiode vollkommen absterben. Damit sind die Haldenflanken der Erosion schutzlos preisgegeben. Im ersten Begrünungsjahr 2002 konnten auf dem Versuchsfeld Nord noch keine *Atriplex*-Bestände festgestellt werden. Lediglich vereinzelt trat *Atriplex sagittata* am Haldenfuß auf. Besorgnisregend waren aber die Beobachtungen auf dem ehemaligen Versuchsfeld der Universität Hannover. Hier kamen einheitliche Bestände mit ausschließlich *Atriplex*

sagittata und einer Wuchshöhe von bis zu 2,20 m und einer 100%igen Deckung vor. Biomassenschnitte ergaben durchschnittliche Erträge von 118 dt/ha mit maximalen Erträgen von bis zu 218 dt/ha (siehe Abb. 83).

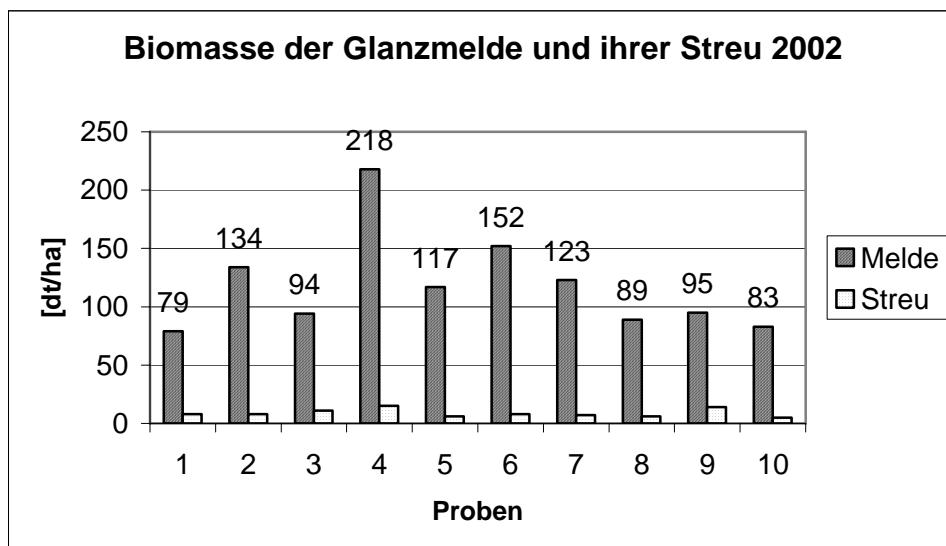


Abb. 83: Biomassenerträge von *Atriplex sagittata* und ihrer Streu auf dem Versuchsfeld der Universität Hannover

Im folgenden Versuchsjahr zeigte das Versuchsfeld der Universität Hannover eine vollständige Umstellung der Vegetationsbestände. Anstatt 100% *Atriplex sagittata* bestand die Fläche nun mit 100% *Atriplex prostrata* (siehe Abb. 84).



Abb. 84: 100%ige Deckung des Versuchsfeldes der Universität Hannover mit *Atriplex prostrata* (2003)

Leider traten auch auf dem Versuchsfeld Nord im Jahr 2003 ganze Bereiche von *Atriplex sagittata* auf. Begünstigt wurde die Ausbreitung durch Salzverwehrungen angrenzender Haldenbeschüttung. Die bestehende Vegetation starb aufgrund hoher Salzbelastung ab und machte den Weg für *Atriplex sagittata* frei (siehe Abb. 85).



Abb. 85: *Atriplex sagittata* auf dem Versuchsfeld Nord

Trotz des gezielten Einsatzes von BANVEL M, einem wuchsstoffhaltigem Herbizid zur Bekämpfung von Unkräutern, und mechanischer Entfernung dehnten sich die Bestände auch im nächsten Jahr weiter aus. Zu den bereits erwähnten Arten kam noch eine weitere, *Atriplex oblongifolia*, hinzu. Die *Atriplex*-Arten drangen sogar in gut etablierte Grasbestände ein. Zu beobachten war, dass die Bestände nicht mehr so homogen wie zu Beginn der Beobachtungen waren, sondern zwischen den drei genannten Arten variierten. Um die Bestände zu dezimieren, wurde die Düngung drastisch verringert, was aber gegenwärtig noch nicht erfolgreich war.

Generell sind *Atriplex*-Arten auf und in der Umgebung von Rückstandshalden der Kaliindustrie schon länger bekannt. Als einer der Ersten schenkte SIMON (1958) den besonderen Pflanzengesellschaften an den elsässischen Kalihalden Beachtung. Zu diesem Zeitpunkt waren schon große *Atriplex*-Bestände vorhanden (AELLEN, 1961, 1962), welche auch noch heute bestehen. GARVE (2000) untersuchte 96 Kaliabrahmehalden im Elsass und im gesamten Bundesgebiet. Dabei traf er neun verschiedene *Atriplex*-Arten an:

- *Atriplex micrantha*
- *Atriplex sagittata*
- *Atriplex hortensis*
- *Atriplex littoralis*
- *Atriplex longipes*
- *Atriplex prostrata*
- *Atriplex pedunculata*
- *Atriplex rosea*
- *Atriplex tartarica*

Die auf der Rückstandshalde der Kaliindustrie in Sigmundshall angetroffene Art *Atriplex sagittata* wurde von GARVE (2000) auf keiner elsässischen Kalihalde gefunden, hier dominierte *Atriplex micrantha*. In den nördlich vom Harz gelegenen Kalige-

bieten und auf Halden in Thüringen und Sachsen-Anhalt überwiegten dagegen *Atriplex sagittata* und andere *Atriplex*-Arten (GUDER et al., 1998).

Atriplex sagittata (Glanzmelde) ist sehr häufig auf salzbefestigten Standorten zu finden (Rückstandshalden der Kaliindustrie, streusalzbefestigte Straßenränder), daher wird eine hohe Salztoleranz angenommen. Im südlichen Niedersachsen baut *A. sagittata* im Wechsel durchmischt mit *A. micrantha* bandartige Massenbestände an der A 7 und anderen Autobahnstrecken auf. Sie findet sich hier als einzige Art schon vom Auto aus sichtbar, öfter auch an Feldwegen und Ackerrändern der angrenzenden Feldmark in kleinen Trupps (GRIESE, 1996).

Von SCHWARZ (2004) wurde das Keimverhalten verschiedener *Atriplex*-Arten, u. a. auch von *A. sagittata*, in Abhängigkeit vom Salzgehalt in der Bodenlösung, untersucht. Die Versuchsansätze ohne NaCl keimten am besten, wie dies bei vielen fakultativen Halophyten der Fall ist. Dagegen keimte *Atriplex sagittata* im Versuch noch bei einer 3,25% Salzkonzentration mit 16%. Nach LARCHER (2001) keimen nur wenige obligate Halophyten, wie *Salicornia*, bei einem Salzgehalt der Bodenlösung von über 2%. Meist liegt die Grenze für Keimung und Etablierung darunter. *A. sagittata* hat demnach eine sehr hohe Salztoleranz bei der Keimung. Bei den Untersuchungen zeigte sich auch, dass die Samen von *Atriplex* in hoher Salinität dormant sind, was ein Charakteristikum von Halophyten-Samen ist. Bei abnehmender Salinität wird die Keimhemmung überwunden. Bei Wachstumsversuchen mit salzhaltigem Substrat konnte *A. sagittata* noch bis zu 8 g/l NaCl wachsen und gedeihen. Mit ansteigender Ionenkonzentration zeigten sich zunehmend Wuchsdepressionen.

Atriplex oblongifolia (Langblättrige Melde) besitzt ihren Verbreitungsschwerpunkt zur Zeit im Gebiet der östlichen Bundesländer (BENKERT et al., 1996). Als Ausbreitungsachsen aus Richtung Osten bzw. Südosten waren bisher vor allem Bahnanlagen (BRANDES & GRIESE, 1991) und Flüsse, wie z. B. die Werra und die Weser (BRANDES & OPPERMANN, 1994), verantwortlich. In Niedersachsen finden sich die Wuchsorte schwerpunktmäßig an der Autobahn A 2 im Bereich der Böden und des Hügellandes sowie einigen Anschlussstrecken (GRIESE, 1996).

Die Standorte von ***Atriplex prostrata*** (Spießmelde) sind stickstoffreiche Böden auf Äckern und Schuttgrundstücken. Durch ihre Salztoleranz kann sie auch auf den mittleren und oberen Salzwiesen der Nordsee vorkommen. Die Samen werden von den Winterstürmen verbreitet. Die Keimung erfolgt im April, die Blüte im Juni und im Oktober stirbt sie ab.

In der oberirdischen Biomasse wurden die Mikronährstoffe von reinen *Atriplex sagittata*-Beständen bestimmt (siehe Tab. 47).

Tab. 47: Mikronährälemente

Mikronährälemente	Mittelwert, n = 10 [ppm]
B	26,5
Cd	0,1
Cr	0,6
Cu	16,4
Ni	1,4
Pb	2,4
Zn	45,2
Fe	116,6
Mn	101,1

Die hier ermittelten Werte liegen alle in Bereichen natürlich häufig vorkommender Gehalte bzw. optimaler Versorgung von Pflanzen. Es kann keine übermäßig hohe Konzentration von Schwermetallen in den Pflanzen festgestellt werden, vgl. Kap. 8.

10.4 Nährälemente in der oberirdischen Biomasse

Die Bestimmung der Makronährälemente Stickstoff, Phosphor, Kalium und Magnesium, erfolgten analog zu den Versuchen auf der Versuchsfläche Süd, siehe Kap. 8. Es werden die Jahre 2002 – 2004 betrachtet. Bei den Mikronährälementen werden lediglich 2002 und 2003 in die Beobachtungen mit einbezogen.

10.4.1 Makronährälemente

Die Stickstoffversorgung war im Verlauf der Untersuchungsjahre deutlich rückwärtig. Im Untersuchungsjahr 2003 lag der Stickstoffgehalt unter dem Niveau des Vorjahres und im letzten Untersuchungsjahr sogar in Mangelbereichen (siehe Abb. 86). Nach BERGMANN (1993) gelten Pflanzen mit Stickstoffgehalten unter 1,5% als mangelerährt, siehe Kap. 10.

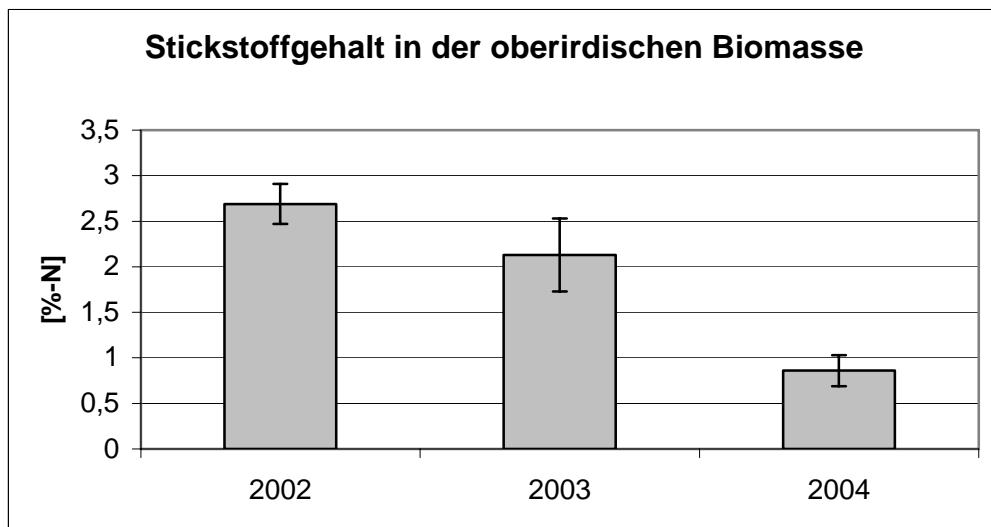


Abb. 86: Stickstoff-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse

Diese deutliche Stickstoffabnahme in den Pflanzen war auf die stark reduzierte Düngung, aufgrund der *Atriplex*-Problematik, auf der Versuchsfläche zurückzuführen.

Einen ähnlichen Verlauf zeigte auch die Phosphorversorgung (siehe Abb. 87). Sie nahm um über die Hälfte ab und lag im Untersuchungsjahr 2004 eindeutig im Mangelbereich. Nach BERGMANN & NEUBERT (1976) sind Pflanzen unterhalb eines Gehaltes von 0,2% mangelernährt.

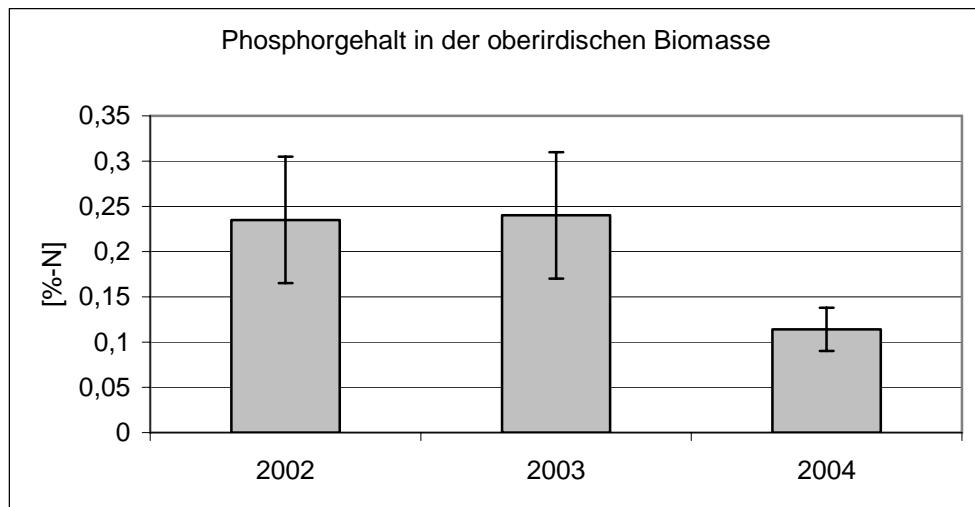


Abb. 87: Phosphor-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse

Die Kaliumgehalte lagen, nach Reduzierung der Düngung, wie Stickstoff und Phosphor ebenfalls unterhalb einer ausreichenden Versorgung von 1,5% (siehe Abb. 88). Die im Substrat vorhandenen Nährstoffe waren zu gering, um eine ausreichende Versorgung zu gewährleisten.

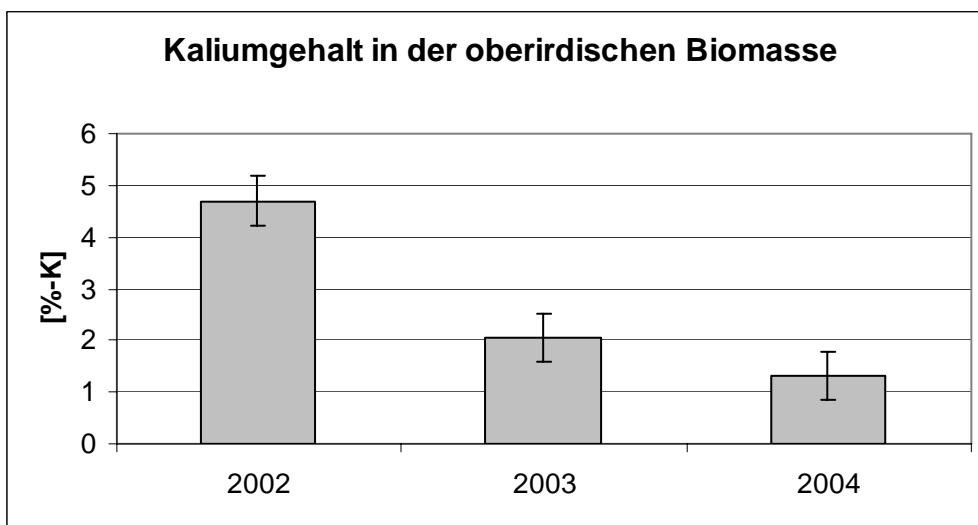


Abb. 88: Kalium-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse

Die Magnesiumgehalte der Biomasse 2004 zeigten ein noch etwas günstigeres Bild und lagen zwar unterhalb einer optimalen Versorgung, mit Mangelsymptomen war aber nicht zu rechnen (siehe Abb. 89).

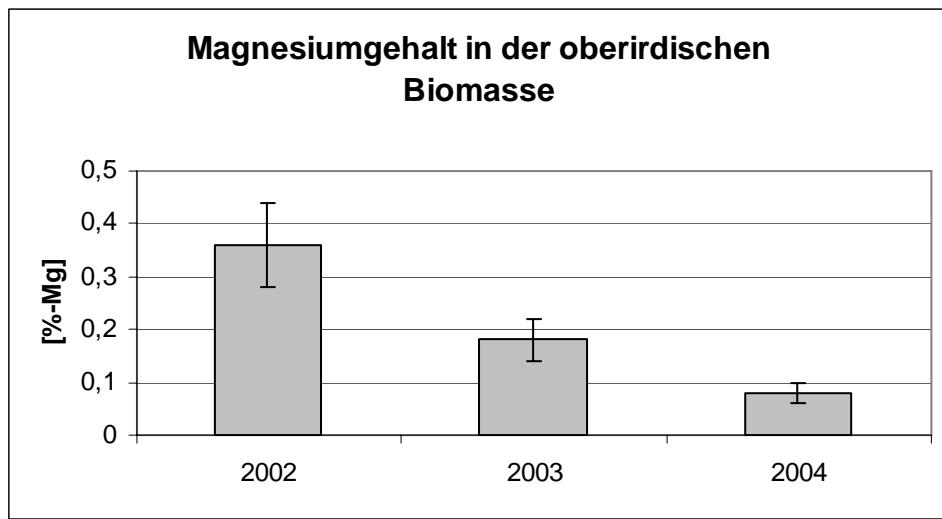


Abb. 89: Magnesium-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse

Wie auch auf der Südseite spiegelte sich die verringerte Düngung mit niedrigeren Nährelementgehalten in den Pflanzen wider. Sie lagen meist außerhalb der optimalen Versorgung. Auch hier war noch kein geschlossener Nährstoffkreislauf zu erkennen.

10.4.2 Mikronährelemente/Schwermetalle

Die natürlich vorkommenden Borgehalte werden in der Literatur in etwa mit 2 – 100 ppm angegeben, vgl. Kap. 8.3.2. Die in der Biomasse ermittelten Werte lagen deutlich darüber (siehe Abb. 90). Deshalb kann eine beginnende Schädigung der Pflanzen nicht ausgeschlossen werden. Zu beobachten waren bis zu diesem Zeitpunkt noch keine Schädigungen in Form von Nekrosen. Positiv zu bewerten ist ein eventueller tendenzieller Rückgang der Borgehalte in den Pflanzen.

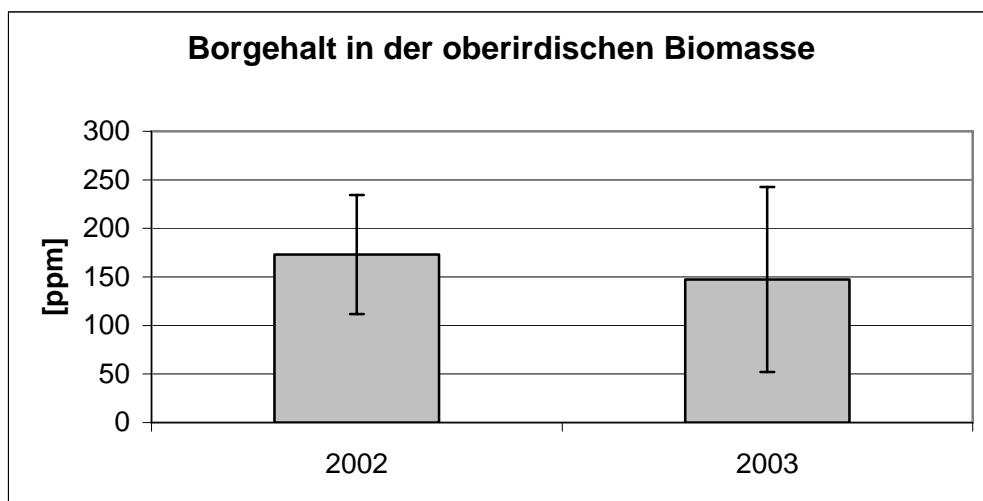


Abb. 90: Bor-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse

Die ermittelten Cadmiumgehalte lagen unterhalb bzw. im untersten Bereich der natürlich vorkommenden Gehalte in Böden, die zwischen 0,2 – 3 ppm i. d. TS ~~Auffallend~~ war ein starker Anstieg um fast das Doppelte vom Untersuchungsjahr 2002 zu 2003 (siehe Abb. 91). Eine toxische Wirkung ist aber nicht zu befürchten.

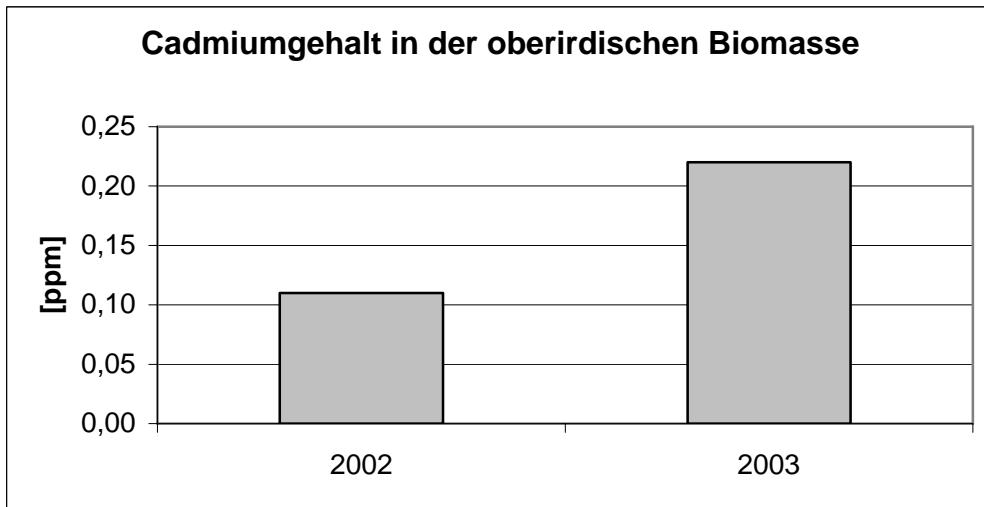


Abb. 91: Cadmium-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse

Eine Standardabweichung konnte aufgrund der wenigen Daten oberhalb der Nachweisgrenze nicht angegeben werden. Berücksichtigt man die nicht ermittelbaren Werte unterhalb der Nachweisgrenze, lägen die Mittelwerte deutlich niedriger als in der Grafik dargestellt.

Die natürlichen **Kupfergehalte** befinden sich laut Literaturdaten, vgl. Kap. 8.3.2, zwischen 5 - 20 ppm. Im Jahr 2002 lagen die Gehalte in der oberirdischen Biomasse darüber (siehe Abb. 92). Die Abnahme im Jahr 2003 könnte auf den trockenen Sommer zurückzuführen sein. Ob es sich um eine abnehmende Tendenz handelt, kann anhand von nur zwei Beprobungsjahren nicht geklärt werden.

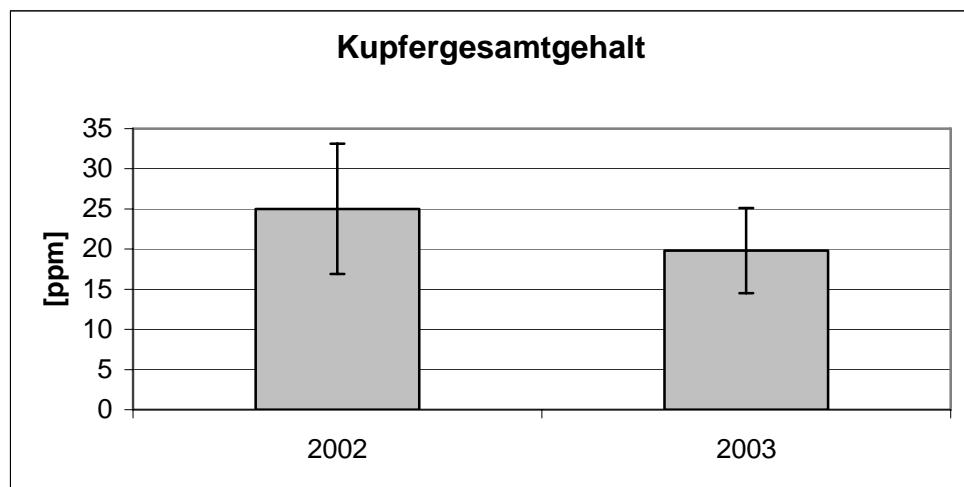


Abb. 92: Kupfer-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse

Sollte der pH-Wert weiter abnehmen, könnte Kupfer von den Pflanzen besser aufgenommen werden. Es könnte zu erhöhten Gehalten in den Pflanzen kommen.

Für **Nickel** werden natürliche Gehalte von 0,1 - 10 ppm angenommen. Die hier ermittelten Werte zeigten keine erhöhte Nickelaufnahme der Pflanzen (siehe Abb. 93).

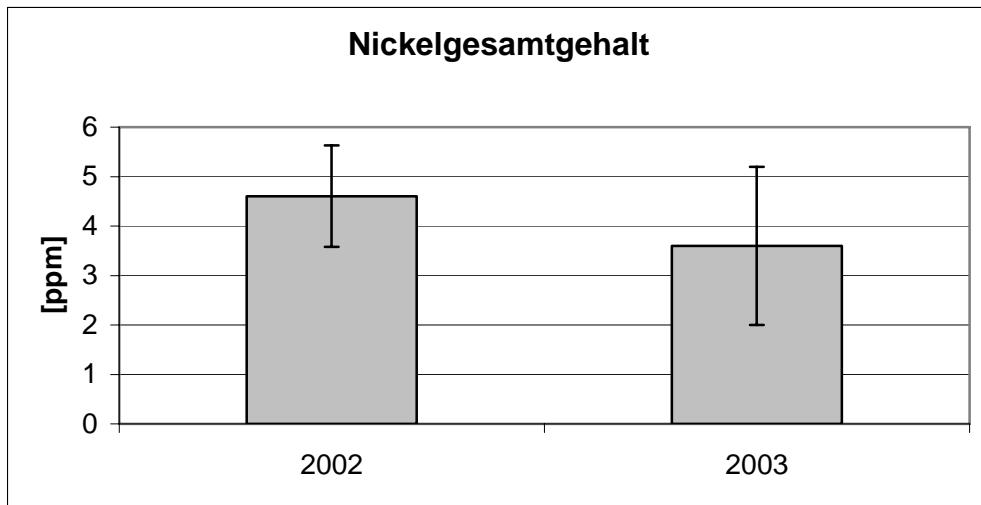


Abb. 93: Nickel-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse

Wie in Kap. 8.3.2 schon beschrieben, liegt der natürliche **Bleigehalt** in der oberirdischen Biomasse in Bereichen von 10 - 20 ppm. Die hier stark streuenden Daten liegen weit unterhalb dieser Gehalte (siehe Abb. 94). Mit einer toxischen Reaktion ist nicht zu rechnen.

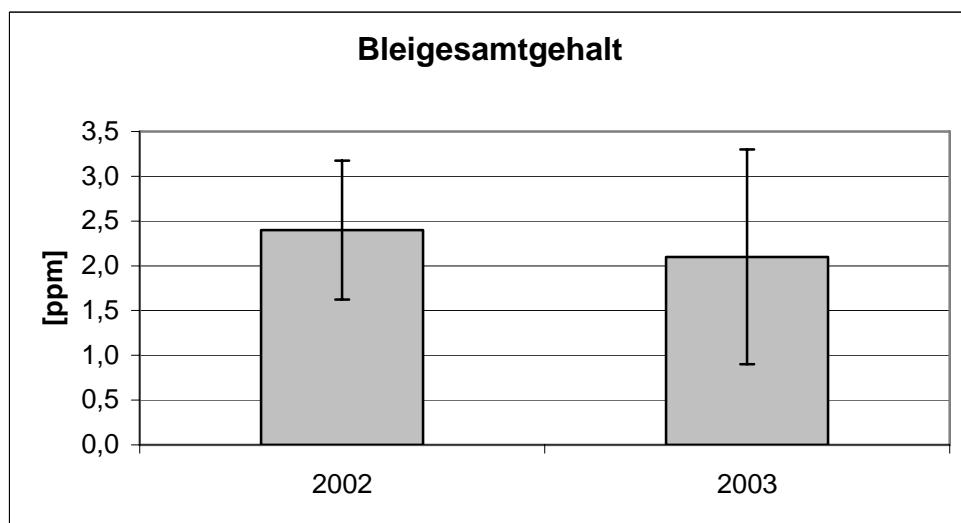


Abb. 94: Blei-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse

Die Literatur gibt für **Zink** natürliche Gehalte in der oberirdischen Biomasse von 30 - 90 ppm an, vgl. Kap. 8.3.2. Auch die hier ermittelnden Daten lagen unterhalb bzw. in der unteren Region dieser Werte (siehe Abb. 95). Auch hier ist mit keiner Schädigung der Pflanzen zu rechnen. Unterhalb von 20 ppm wird die Versorgung der Pflanzen mit Zink kritisch. Es muss über eine Düngung nachgedacht werden.

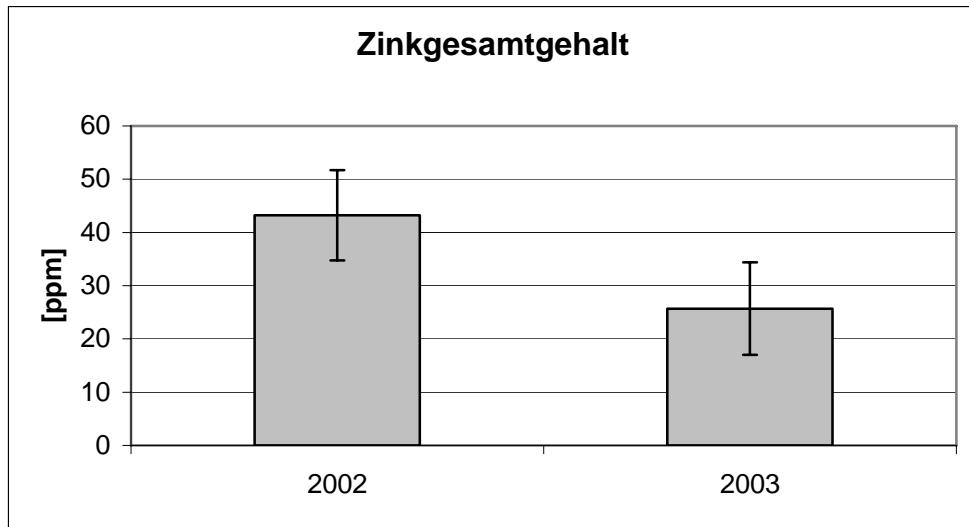


Abb. 95: Kalium-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse

Eine optimale Eisenversorgung liegt bei 50 – 200 ppm. Häufig kommen Werte zwischen 50 – 1.000 ppm vor. Aufgrund dieser Literaturdaten, vgl. Kap. 8.3.2, sind die Pflanzen ausreichend bis überversorgt (siehe Abb. 96).

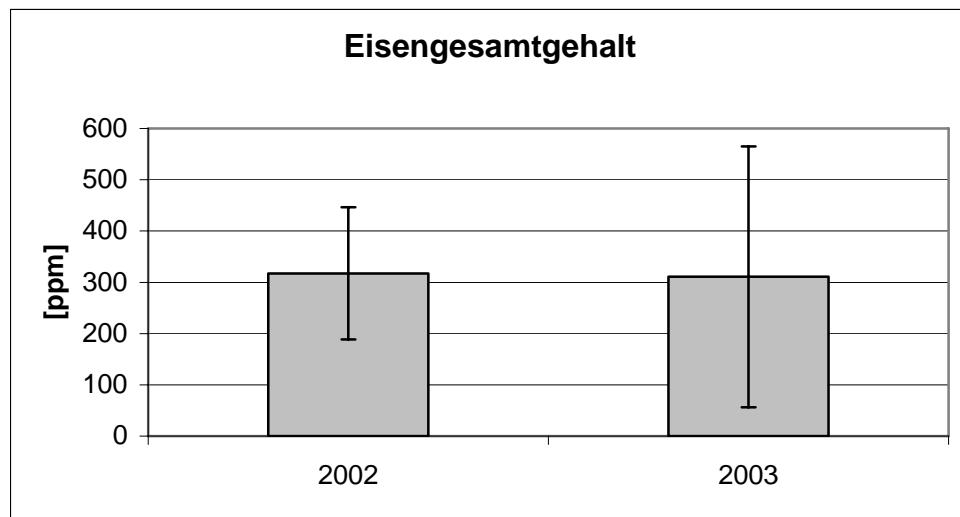


Abb. 96: Eisen-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse

Nach FINCK (1969) sind **Mangangehalte** von 20 - 200 ppm häufig in Pflanzen vorkommende Werte. Mit einer toxischen Reaktion ist aber erst in Bereichen von > 2.000 ppm zu rechnen. Die dargestellte Grafik (Abb. 97) zeigt, dass die Pflanzen im Jahr 2002 überdurchschnittlich mit Mangan versorgt sind.

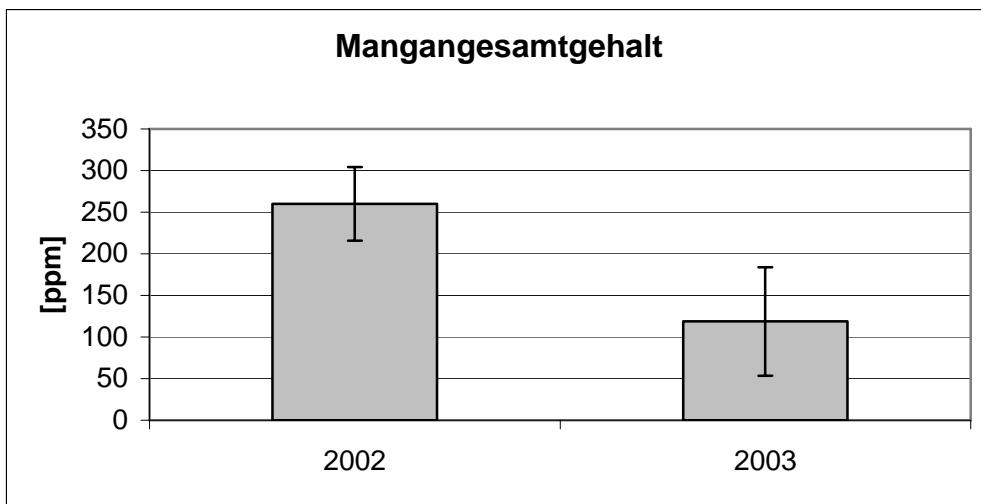


Abb. 97: Mangan-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse

Pflanzen haben gegenüber **Chrom** eine Toleranzschwelle, die bei 1 - 2 ppm liegt MENGEL (1991). Die in Abb. 98 dargestellten gemittelten Werte lagen noch innerhalb der Toleranzschwelle, d. h. auch hier war mit keiner toxischen Reaktion zu rechnen. Betrachtet man aber die Standardabweichung liegen Werte bis zu 3,4 ppm vor. Toxische Reaktionen sind somit nicht auszuschließen.

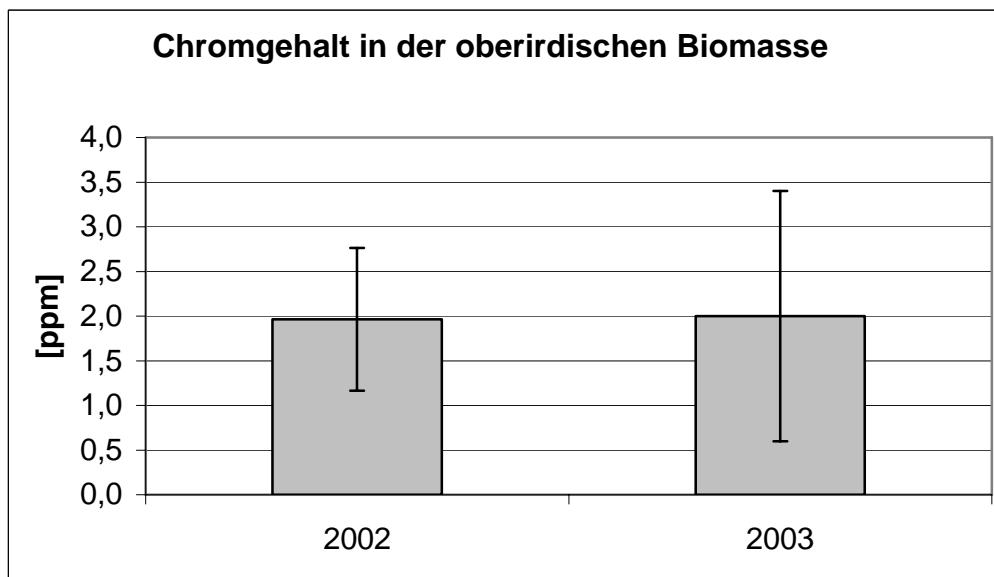


Abb. 98: Chrom-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse

10.5 Bodenmechanik

Wie auch auf dem Versuchsfeld Süd wurden hier in erster Linie die Scherfestigkeiten ermittelt, um Aussagen über das Abbindeverhalten und die längerfristige Scherfestigkeit des Substrates treffen zu können.

Scherfestigkeiten

Auf dem Versuchsfeld Nord wurden im Jahr 2003 die Scherfestigkeiten anhand von drei Profilen mit jeweils 6 Messungen an drei unterschiedlichen Terminen ermittelt. Im Jahr 2004 konnten die Scherfestigkeiten im Mai nochmals gemessen werden. Die Messprofile verteilen sich auf dem Versuchsfeld jeweils am Hangfuß im NE, im N und im NW (siehe Abb. 99). Die drei Profile sind gleichmäßig über das Versuchsfeld Nord verteilt. Die Messungen wurden bewusst zu verschiedenen Jahreszeiten durchgeführt, um den unterschiedlichen Wassergehalten und Temperaturen in dem Substrat gerecht zu werden.

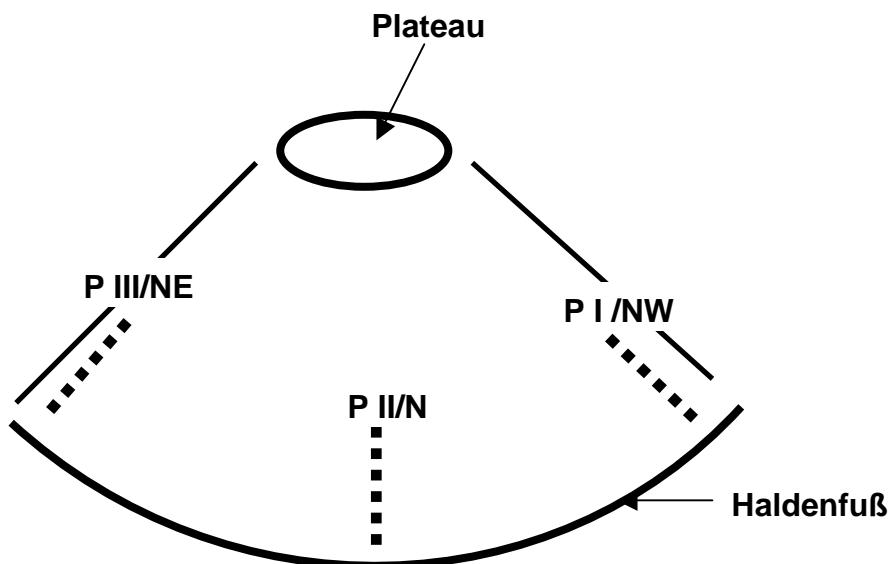


Abb. 99: Lage der Messprofile auf der Versuchsfläche Nord

Die in Abb. 100 dargestellten Daten zeigen eine relativ gute Homogenität in den ersten 60 - 70 cm. Zu erkennen ist eine Lockerschicht bis zu einer Tiefe von ca. 70 cm. Danach steigen die Werte weiter an und es bildet sich eine Zwischenschicht mit stärkerer Verfestigung. Unterhalb von ca. 100 cm bis 110 cm verfestigt sich das Substrat so stark, dass es nicht mehr von der Handflügelsonde gemessen werden kann.

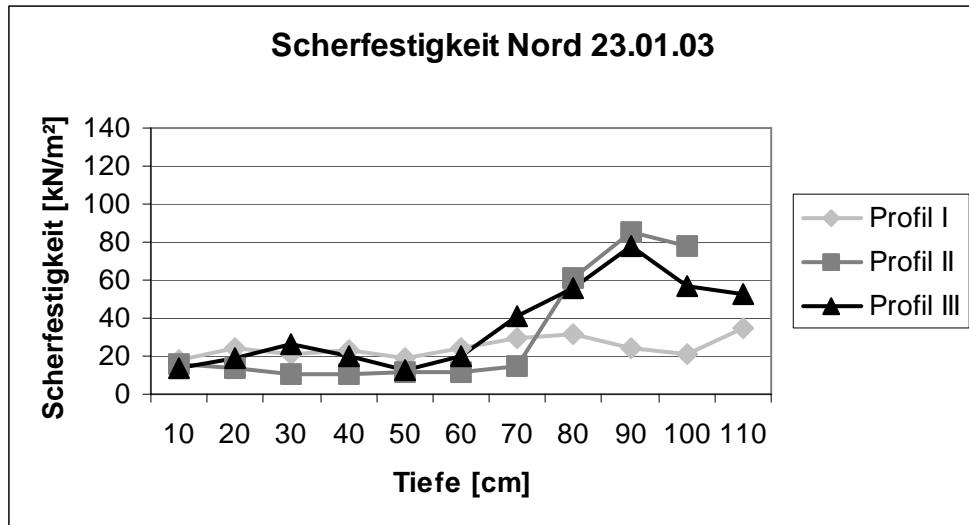


Abb. 100: Gemittelte Scherfestigkeiten vom Januar 2003

Ein ähnliches Bild zeigt sich auch bei Messungen im April des gleichen Jahres (siehe Abb. 101). In der Lockerschicht sind die Werte geringfügig höher gegenüber der Messung im Januar. Ab einer Tiefe von 60 - 70 cm steigen sie dann wieder deutlich an und erhöhen sich ab einer Tiefe von 100 - 110 cm in nicht mehr messbare Bereiche. Lediglich das Profil im NW zeigt in 110 cm Tiefe einen Ausreißer nach unten. Das kann auf Inhomogenitäten im Substrat bzw. unterirdische Sickerwasserwegbarkeiten zurückzuführen sein. Darunter steigen dann die Werte drastisch an.

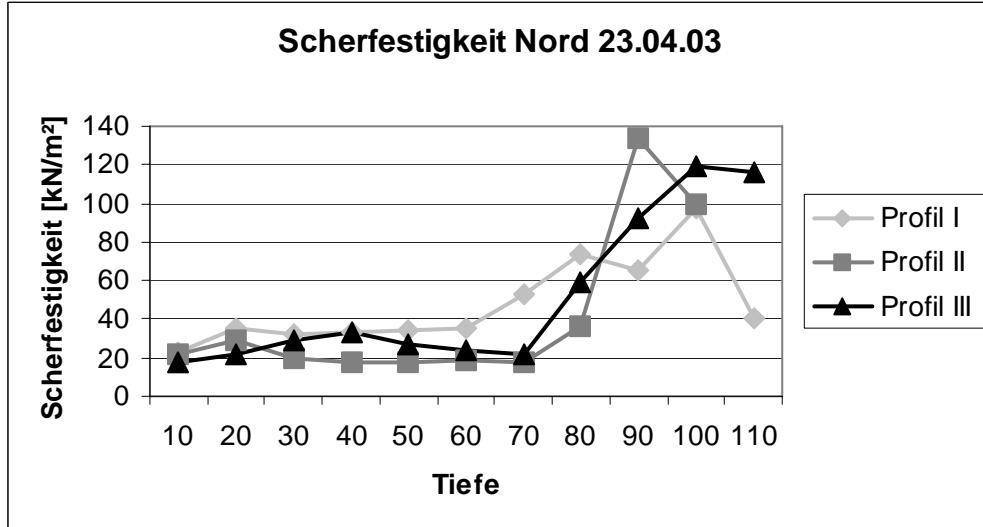


Abb.101: Gemittelte Scherfestigkeiten vom April 2003

Im Oktober des gleichen Jahres sind die Werte (siehe Abb. 102) innerhalb der Lockerschicht z. T. etwas höher. Dies spricht für eine leichte Zunahme der Festigkeit gegenüber der letzten Messung. Schon unterhalb einer Tiefe von 80 - 90 cm sind die Scherfestigkeiten z. T. nicht mehr messbar.

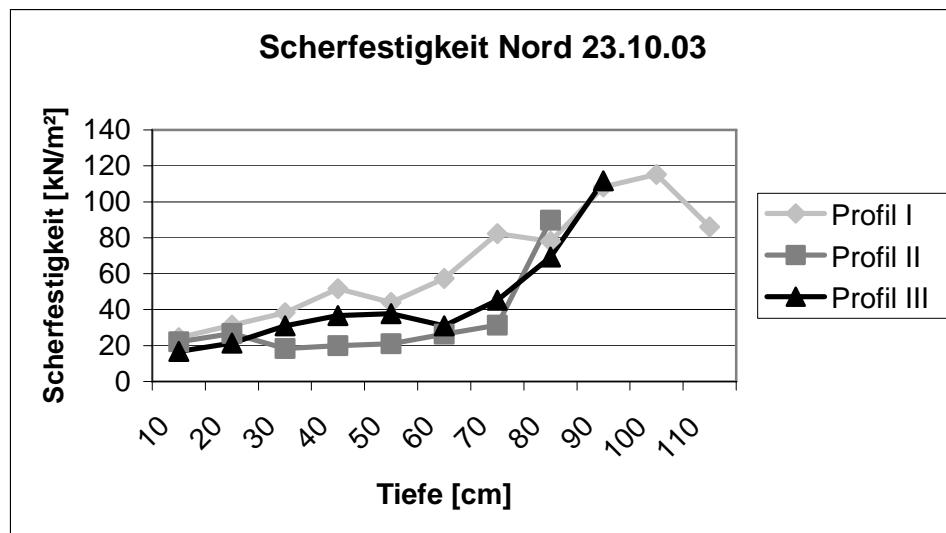


Abb. 102: Gemittelte Scherfestigkeiten vom Oktober 2003

Im Oktober 2003 wurden zusätzlich an drei Messprofilen Bodenproben in einer Tiefe von 0 - 4 cm gezogen, um die Dichte und den Wassergehalt zu bestimmen. Hier wurden durchschnittliche Werte von 43% Wassergehalt gemessen. Der Wassergehalt ist relativ hoch. Trotzdem lassen sich keine signifikanten Scherfestigkeitsminderungen feststellen. Die Feuchtdichte wurde mit $1,08 \text{ g/cm}^2$ und die Trockendichte mit $0,75 \text{ g/cm}^2$ bestimmt. Eine Trockendichte von $< 1,4 \text{ g/cm}^2$ wird nach AG BODEN (1996) als eine sehr geringe effektive Lagerungsdichte bezeichnet. Eine Zunahme des Wassergehaltes am Haldenfuß konnte nicht festgestellt werden.

Der Trend der vorangegangenen Scherfestigkeitsmessungen setzt sich auch nach dem Winter 2003/2004 im Untersuchungsjahr 2004 fort (siehe Abb. 103). Selbst der Frost-/Tauwechsel im Winter setzte die Scherfestigkeiten nicht herab. Schwankungen zwischen den einzelnen Messungsterminen waren zwar feststellbar, sind aber eher auf den unterschiedlichen Wassergehalt des Substrates zu dem jeweiligen Beprobungstermin zurückzuführen.

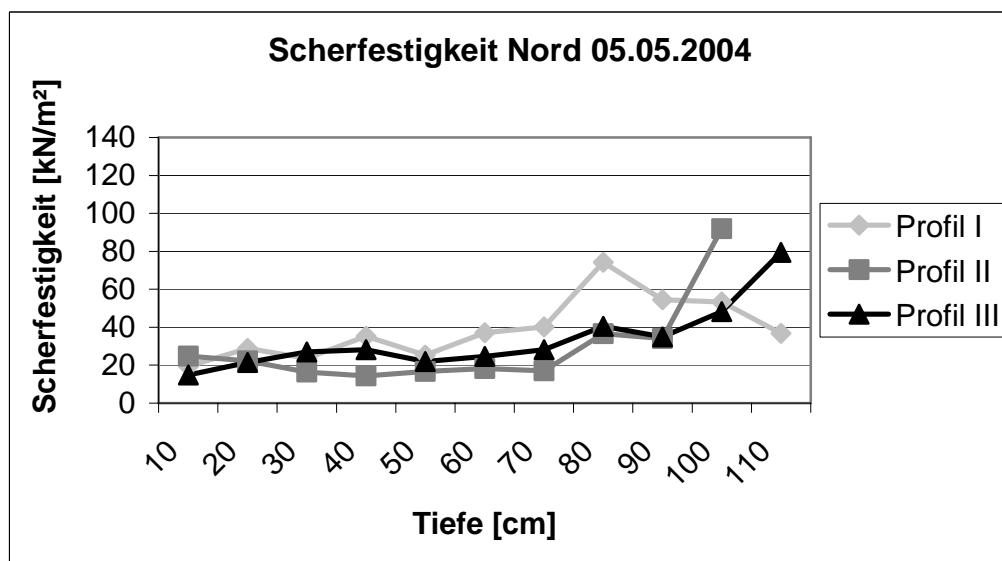


Abb. 103: Gemittelte Scherfestigkeiten vom Mai 2004

Wasserinfiltration

Auf dem ehemaligen Versuchsfeld der Universität Hannover wurde ein Wasserinfiltrationsversuch in sechsmaliger Wiederholung durchgeführt (siehe Abb. 104). Die Ergebnisse zeigen, dass die Wasserdurchlässigkeit im wassergesättigtem Boden bei dem bereits entsalztem REKAL/SAV-Gemisch nach AG BODEN (1996) als äußerst hoch bezeichnet werden kann. Durchschnittlich lagen die Werte bei 311 mm/h. Das würde einem Regenereignis von knapp einem halben Jahresniederschlag innerhalb einer Stunde gleichkommen. Die Abweichungen waren aber aufgrund von inhomogenen Bodenverhältnissen (Mäusebauten) und Verschlämungserscheinungen an der Oberfläche sehr groß, so dass hier nur von einer groben Einschätzung der Infiltrationsverhältnisse gesprochen werden kann. Schon 1999 ermittelte WÖHLER ähnlich hohe Werte in entsalztem REKAL-Material.



Abb. 104: Doppelringinfiltrometer

Direkt übertragbar sind die Ergebnisse auf die steilen Haldenflanken des Versuchsfeldes nicht. Aufgrund der hohen Infiltrationsraten dürfte es eigentlich keine Erosionserscheinungen geben, da kaum ein Regenereignis unter unseren klimatischen Verhältnissen vorstellbar wäre, dass fast einen halben Jahresniederschlag in einer Stunde ergibt. Die starke Böschungsneigung muss hier mit berücksichtigt werden, die trotz der sehr hohen Infiltrationskapazität des Bodens zu oberflächlichen Abflüssen führt. Dennoch werden die an das Substrat gestellten Forderungen nach hohen Infiltrationskapazitäten voll erfüllt und die Erosionserscheinungen sind trotz des starken Gefälles erheblich minimiert.

11 Ergebnisse und Diskussion der klimatologischen Untersuchungen

Das Klima wirkt neben dem Substrat und den Nährstoffen entscheidend auf die Vegetation ein. Eine stark exponiert liegende Halde weist andere klimatische Verhältnisse auf als das sie umgebende Flachland. Durch die Inselposition der Halde und ihren extremen Steillagen stellen sich hier auch andere mikroklimatische Verhältnisse ein. Zudem unterscheiden sich die Verhältnisse auf den unterschiedlich exponierten Haldenflanken erheblich (HFvA, 2003). Um die klimatischen Gegebenheiten zu beschreiben, wurde ein umfassendes klimatologisches Untersuchungsprogramm durchgeführt.

In der Stadt Wunstorf wurden seit Versuchsbeginn 1997 durchschnittlich 649 mm Niederschlag im Jahr gemessen (siehe Abb. 105). Dies liegt leicht unterhalb des Durchschnittswertes von Deutschland. Für den gleichen Untersuchungszeitraum liegen Messungen am Flughafen Hannover vor, mit durchschnittlich 625 mm Niederschlag.

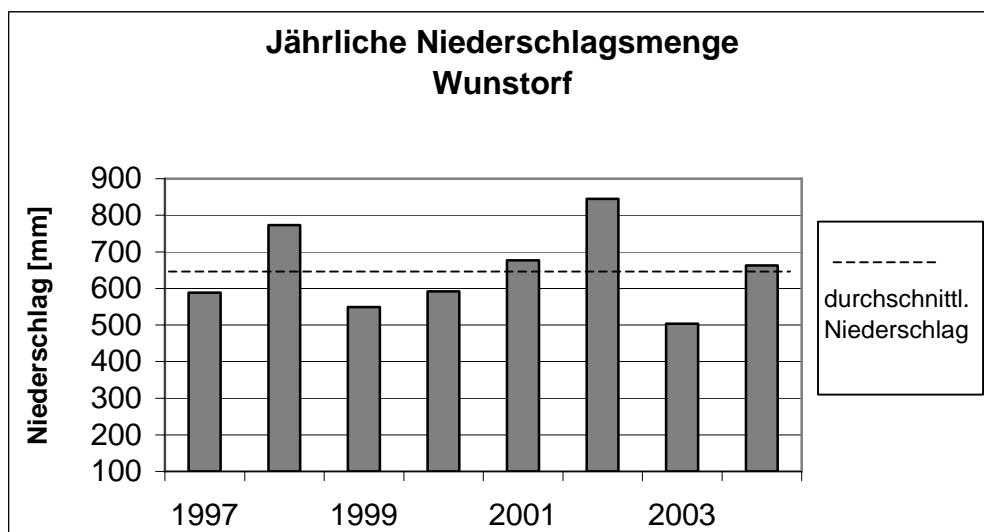


Abb. 105: Niederschlagserfassung Wunstorf, Klimarechner von www.wetteronline.de

In Abb. 105 zeigt sich das Jahr 2002 mit 845 mm Niederschlag als das feuchteste Jahr, mit 30% über dem durchschnittlichen Niederschlag des Untersuchungszeitraumes. Im Jahr 2003 folgte dann das trockenste Jahr mit 504 mm Niederschlag, das sind rund 23% unterhalb des Mittelwertes.

11.1 Niederschlagserfassung - Versuchsfeld Süd

Die Niederschlagserfassung erfolgte auf der Versuchsfläche Süd mit den Niederschlagssammlern, in Anlehnung an Typ Hann. Münden gemäß der Vorgabe in DVWK (1982), mit einer Auffangfläche von 100 cm². Hiervon wurden jeweils 10 Sammler am Versuchfeldrand unten und 10 oben aufgestellt (siehe Abb. 106). Begonnen wurden die Messungen mit Beginn der Vegetationsperiode Anfang April in 2-wöchigem Rhythmus und schlossen am Ende der Vegetationsperiode Ende Oktober ab. Die Messungen erfolgten seit dem Jahr 1998 kontinuierlich.

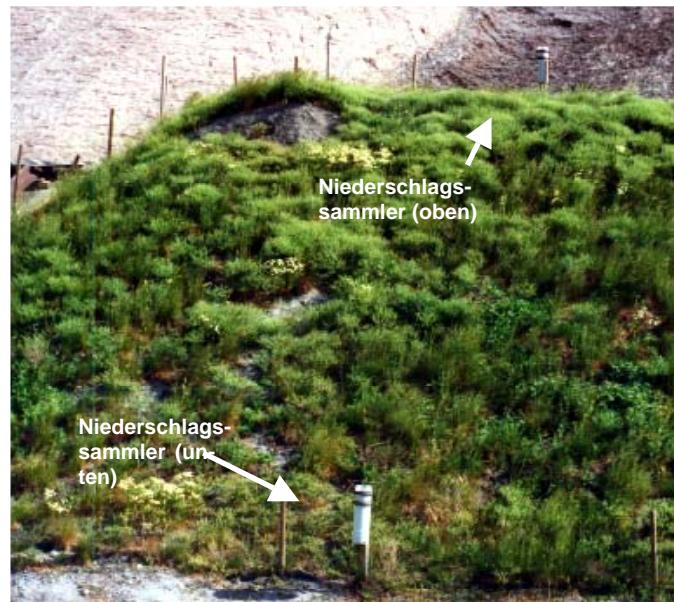


Abb. 106: Niederschlagssammler Typ Hann.
Münden auf dem Versuchsfeld Süd

Die Regensammler am oberen Versuchsfeldrand weisen durchgehend eine geringere Niederschlagsmenge gegenüber den Niederschlagssammlern am unteren Versuchsfeldrand auf. Schon ein Höhenunterschied von ca. 10 m macht sich deutlich bemerkbar. Dieser kleinräumliche Unterschied weist auf die Problematik eines solchen Haldenstandortes hin. Der Standort ist mit einer Insel zu vergleichen. Auf ihr herrschen andere klimatische Bedingungen als im Umland. Aber selbst der Haldenkörper ist nicht homogen, sondern unterscheidet sich in vielfältiger Form durch unterschiedliche Expositionen, unterschiedliche Höhenlagen und vor allem durch unterschiedliche Windbedingungen. Genau dieses Problem macht deutlich, dass solche Standorte mit einer einzelnen Wetterstation nicht ausreichend beschrieben werden können. Messungen in der Stadt Wunstorf (www.wetteronline.de) spiegeln den Inseleffekt dieser Halde ebenso wider. In der Stadt werden z. T. deutlich höhere Niederschläge während der Vegetationsperiode (April-Oktober) als auf der Südseite der Halde gemessen (siehe Abb. 107).

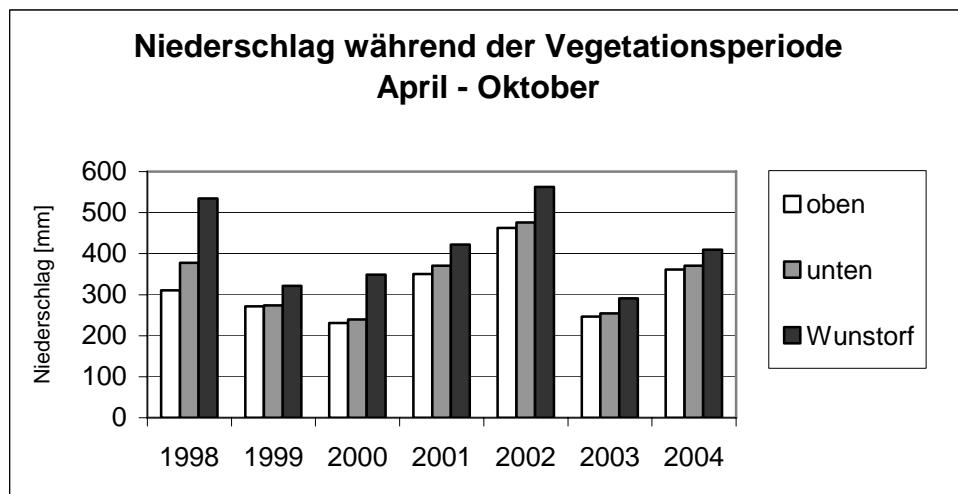


Abb. 107: Niederschlagserfassung auf der Versuchsfläche Süd
- oberhalb und unterhalb des Versuchsfeldes - (n = 10)
im Vergleich mit der Stadt Wunstorf

Die Jahre 1999, 2000 und 2003 weisen geringere Niederschläge als die anderen Jahre auf. Sie liegen unterhalb des Durchschnittes der restlichen Jahre, was sich auf die Vegetation auswirkt.

11.2 Niederschlagserfassung - Versuchsfeld Nord

Im Bereich des Nordhangs wurden ebenso klimatologische Untersuchungen durchgeführt. Aufgrund der Erkenntnisse langjähriger Niederschlagserfassung auf der Versuchsfläche Süd, kann davon ausgegangen werden, dass auf der Halde, am Haldenfuß und im direkten Haldenvorland starke Luftverwirbelungen die Niederschlagsmengen auf kleinstem Raum deutlich differieren lassen. In unmittelbarer Nähe des Haldenfußes des Versuchsfeldes Nord wurden je 7 Niederschlagssammler des Typs Hann. Münden mit einer Auffangfläche von 100 cm² bzw. 200 cm² aufgestellt. Ergänzend wurde mit einem Regensammler Typ HELLMANN die Niederschlagsmenge gemessen (siehe Abb. 108).



Abb. 108: Niederschlagsmessungen auf der Nordseite der Halde

Beim Vergleich der Niederschlagsmengen (siehe Abb. 109) des Versuchsfeldes Süd mit dem Versuchsfeld Nord und der Stadt Wunstorf im Jahr 2003, liegt das Versuchsfeld Süd deutlich unterhalb der Niederschlagsmenge vom Versuchsfeld Nord und der Stadt Wunstorf, die in etwa übereinstimmen. Im Untersuchungsjahr 2004 liegen die Niederschlagsmengen über denen des Vorjahres, wobei Nord und Süd nur minimal variieren. Die Werte der Stadt Wunstorf liegen hier deutlich höher.

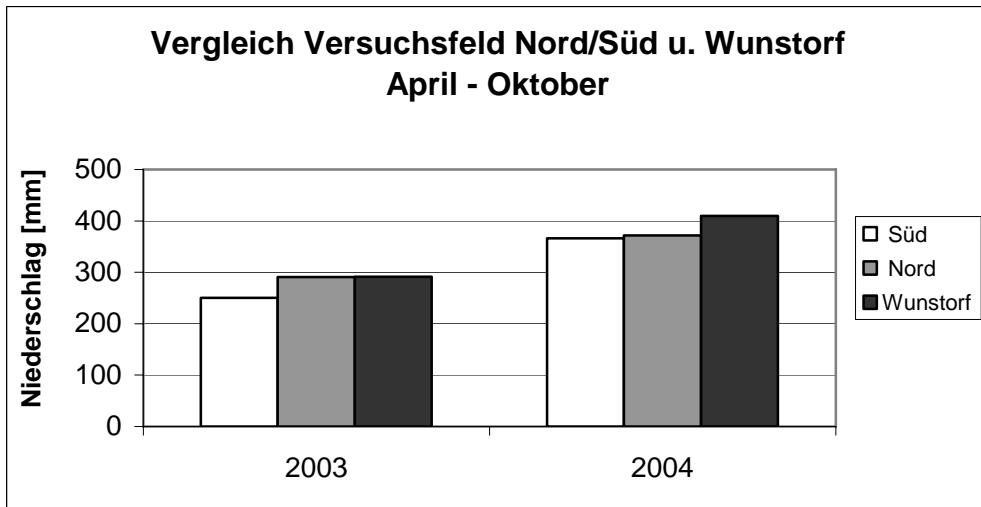


Abb. 109: Vergleich der Niederschlagsmengen im Jahr 2003 u. 2004

11.2.1 Vergleich unterschiedlicher Auffangflächen in 1 m Höhe

Eine weitere Optimierung der Niederschlagserfassung war der Vergleich zwischen der Auffangfläche von 100 cm^2 und 200 cm^2 in einer Messhöhe von 1 m. Aus diesem Grund wurden je 7 Niederschlagssammler je Auffangfläche aufgestellt. Durchschnittlich liegen die Niederschlagssammler mit einer Auffangfläche von 200 cm^2 , bei 21 Beprobungsterminen, um 27% höher als die Niederschlagssammler mit 100 cm^2 Auffangfläche (siehe Abb. 110). Bei den in Abb. 110 dargestellten Werten handelt es sich um prozentuale Abweichungen der Auffangflächen mit 200 cm^2 gegenüber den Niederschlagsmengen der Auffangflächen mit 100 cm^2 unter der Annahme, dass diese gemessene Niederschlagsmengen (100 cm^2) gleich 100% entspricht. Die Schwankungen liegen in Bereichen von 5% - 64%. Generell erfassten die Niederschlagssammler mit der größeren Auffangfläche auch mehr Niederschlag.

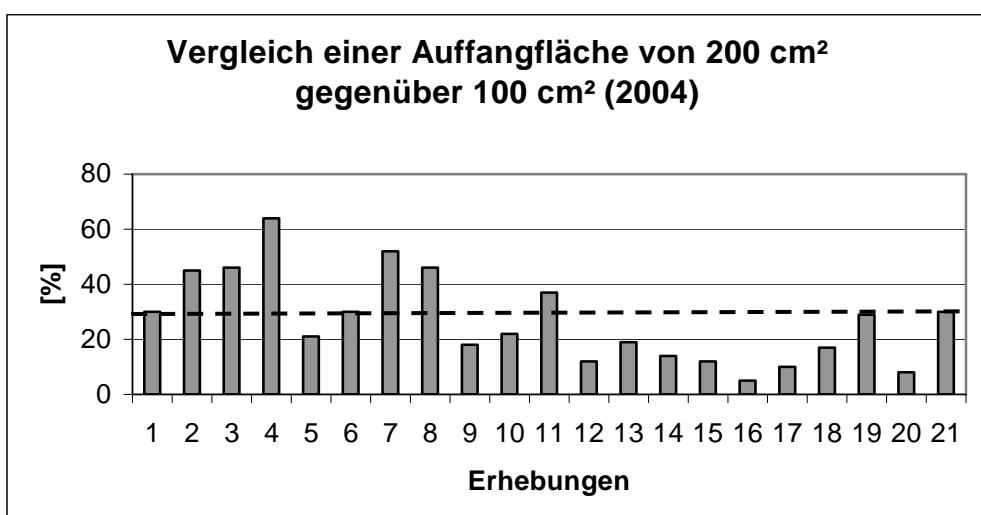


Abb. 110: Prozentuale Abweichung der gemessenen Niederschlags-
sammler mit 200 cm^2 Auffangfläche im Vergleich zu
 $100 \text{ cm}^2, n = 7$

Die Niederschlagssammler mit einer identischen Auffangfläche von 200 cm² zeigen maximale Abweichungen von 21%. Bei den Niederschlagssammlern mit einer Auffangfläche von 100 cm² konnten maximal 13% Abweichung gemessen werden.

11.2.2 Niederschlagssammler Typ Hann. Münden bodeneben

Um den Differenzbetrag zwischen Messungen in 1 m Höhe und bodeneben zu ermitteln, wurden zusätzlich 5 Sammler mit einer Auffangfläche von 100 cm² und 5 Sammler mit einer Auffangfläche von 200 cm² bodeneben (siehe Abb. 111), auf dem ehemaligen Versuchsfeld der „Universität Hannover“ eingebaut.



Abb. 111: Bodenebener Niederschlagssammler mit einer Auffangfläche von 200 cm²

Die bodenebener Niederschlagssammler sollen Windfehler, die bei Messungen in 1 m Messhöhe nicht auszuschließen sind, vermeiden und somit den Messfehler minimieren. Vergleicht man die Sammler mit einer Auffangfläche von 100 cm² bodeneben und in 1 m Höhe, ergibt sich in 1 m Höhe ein Messfehler von 12,4%. Bei einer Auffangfläche von 200 cm² liegt der Messfehler sogar bei 18,3% (siehe Abb. 112). Ähnliche Messfehler konnte RICHTER (1995) ermitteln. Er empfiehlt einen Korrekturwert je nach Lage der Messstation in 1 m Höhe von 9,5% (stark geschützt) bis zu 19,5% (freie Lage).

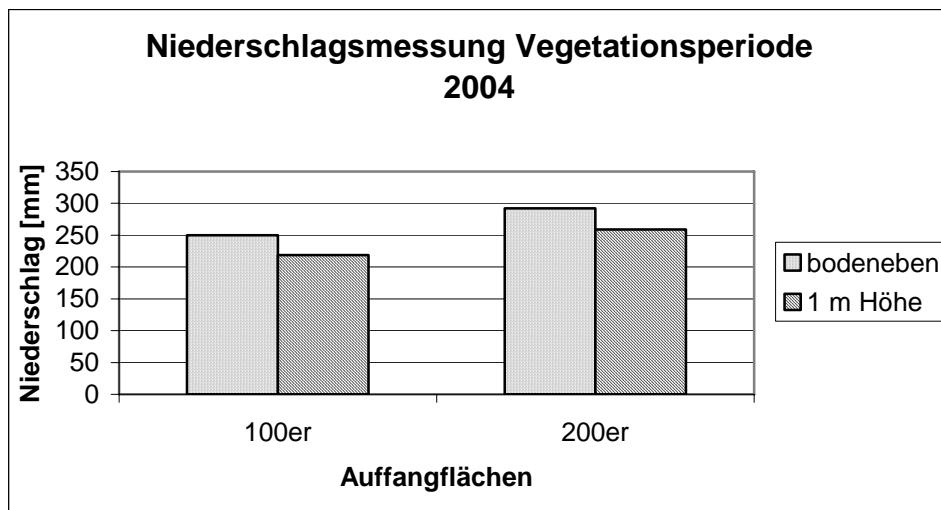


Abb. 112: Abweichungen der bodenebenen Messungen zu
Messungen in 1 m Höhe, n = 5 (bodeneben),
n = 7 (1m Höhe), Vegetationsperiode 2004

Beim Vergleich der unterschiedlichen Auffangflächen, liegen die Abweichungen der bodenebenen Sammler durchschnittlich bei 16,8% und die Sammler in 1 m Höhe bei 18,3 %.

11.2.3 Niederschlagsmessung Typ Hellmann

Um die Messungen zu kompletieren, konnte zusätzlich noch ein Niederschlags-schreiber nach HELLMANN (200 cm²) eingesetzt werden (siehe Abb. 113). Die Niederschlagsmessungen liegen etwa 5% unterhalb den vergleichbaren Messungen mit dem Typ Hann. Münden.

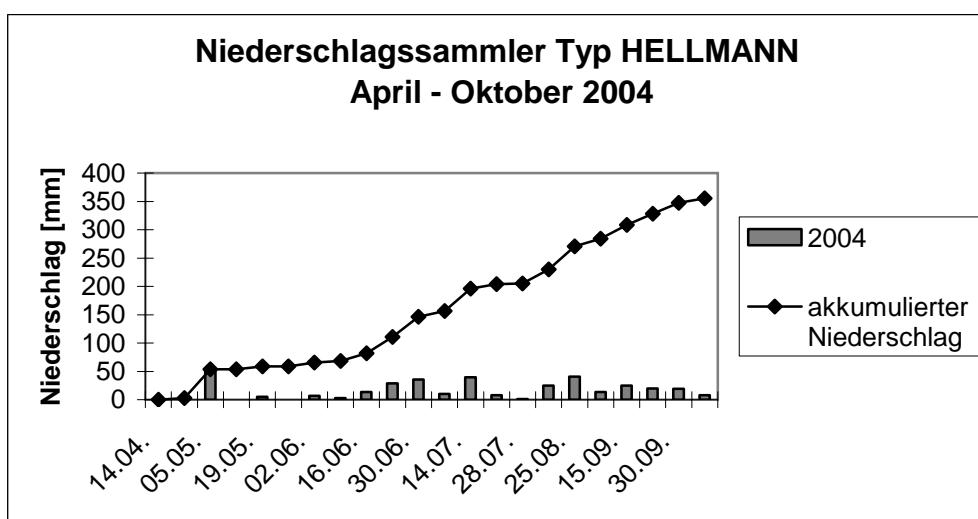


Abb. 113: Niederschlagsmessung im Jahr 2004

11.3 Lufttemperatur

Stoffwechselprozesse sind generell temperaturabhängig. Zwischen den absoluten Temperaturextremen kann zwischen der Latenzgrenze und der Letalgrenze unterschieden werden. Wird die Latenzgrenze überschritten, werden die aktiven Lebensvorgänge reversibel auf minimale Geschwindigkeit gesenkt. Wird die Letalgrenze überschritten, bleiben irreversible Schäden zurück. Für Pflanzen liegen die Latenzgrenzen im Allgemeinen unterhalb von -5°C und oberhalb von $+55^{\circ}\text{C}$. Die Letalgrenzen können erheblich tiefer und höher liegen. Das Optimum für Sprosspflanzen liegt in der Regel zwischen 15 und 30°C . Daneben ist die zeitliche Variabilität der Temperaturansprüche für die Pflanze von großer Bedeutung. Der Entwicklungsverlauf der einzelnen Pflanzen hat eigentlich keinen bestimmten Optimalbereich der Temperatur, sondern einen optimalen Temperaturverlauf (FREY, 1998).

Über den Zeitraum von Mai 2003 bis Oktober 2004 wurde kontinuierlich die Lufttemperatur im wöchentlichen Rhythmus aufgezeichnet. Notiert wurden jeweils die maximum und minimum Temperaturen je Woche. Absolute Extremwerte konnten im August 2003 mit 37°C und im Januar 2004 mit 4°C Maximum-Temperatur gemessen werden. Bei den Minimum-Temperaturen lagen Extremwerte im August 2004 bei 20°C und im Dezember 2003 und März 2004 bei -5°C (siehe Abb. 114).

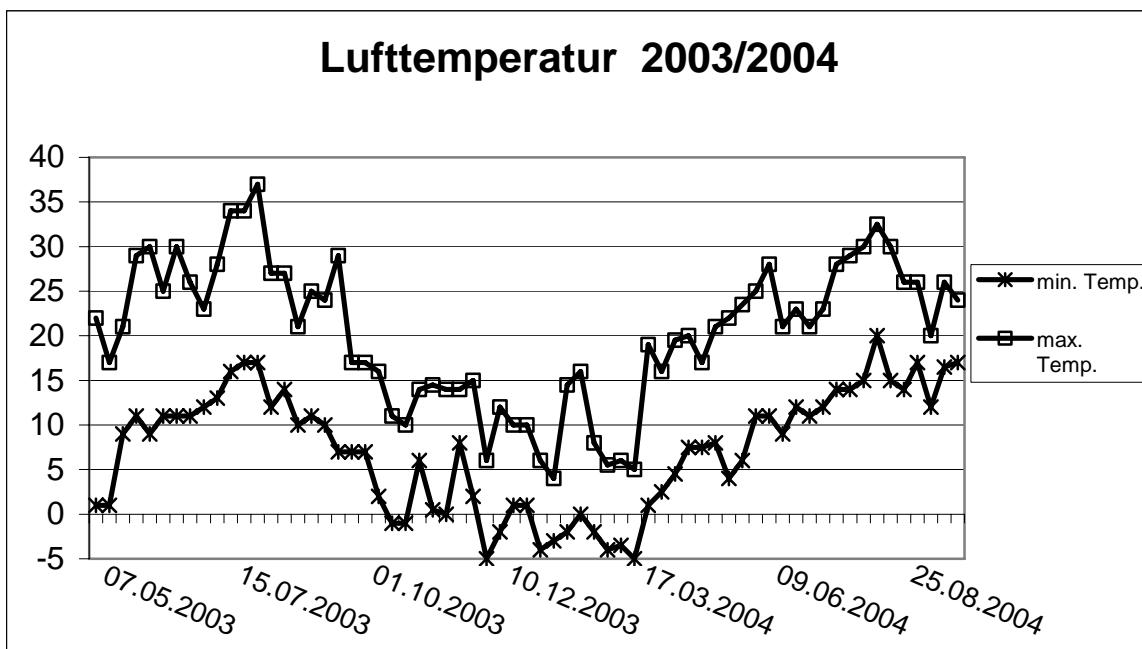


Abb. 114: Verlauf minimaler/maximaler Lufttemperatur

Temperaturen von 37°C überschreiten noch nicht die Latenzgrenze von ca. 55°C . Die Lufttemperaturmessungen wurden aber im Norden der Halde durchgeführt, d.h. auf den steilen und relativ dunklen Substraten auf der Südseite können diese Temperaturen durchaus erreicht und überschritten werden. Es kommt zu reversiblen Schädigungen der Pflanzen, die auch auf dem Versuchsfeld Süd festgestellt wurden. Auch die gemessene Minimal-Temperatur von -5°C erreicht die Latenzgrenze nicht.

Die klimatischen Verhältnisse lassen sich aufgrund der Temperaturspannen und des Temperaturverlaufes in den Übergangsbereich zwischen maritimen und kontinentalem Klima der gemäßigten Klimazone einstufen.

11.4 Luftfeuchtigkeit

Warme Luft kann mehr Wasser aufnehmen als kalte Luft. Die relative Feuchte erreicht in den Regionen um den 30. Breitengrad ihr Minimum. Dort liegen die Trockengebiete der Tropen und Subtropen.

Die relative Luftfeuchtigkeit, die im Untersuchungsgebiet ermittelt wurde, gibt das Verhältnis von tatsächlich vorhandener Feuchtigkeit zu dem bei der gegebenen Temperatur maximal möglichen Wasserdampfgehalt an. Als Sättigungsfeuchte wird die größtmögliche Menge an Wasserdampf, die die Luft aufnehmen kann, bezeichnet. Sie ist von der Temperatur abhängig. Bei 100 % relativer Luftfeuchtigkeit spricht man vom Kondensationspunkt. Beim Abkühlen von warmer, ungesättigter Luft steigt die relative Feuchte. Bei Erreichen des Kondensationspunktes kommt es zur Wolken- und Nebelbildung. Bei Erwärmung spielt sich das ganze umgekehrt ab. Die relative Luftfeuchtigkeit nimmt ab und die Luft kann wieder mehr Wasser aufnehmen, d. h. Wolken und Nebel lösen sich auf (WALCH & FRATER, 2004). Insofern ist die Luftfeuchtigkeit direkt abhängig von der Temperatur.

Die maximale Luftfeuchtigkeit bleibt über den gesamten Untersuchungszeitraum relativ konstant und pendelt zwischen 73% und 92%. In den Monaten November bis Januar steigt sie leicht an, um dann wieder geringfügig abzufallen. Die minimalen Luftfeuchtigkeiten unterliegen dagegen starken Schwankungen von minimal 17% im August 2003 bis maximal 88% im Januar 2004. Die stärksten Schwankungen sind in den Wintermonaten festzustellen (siehe Abb. 115).

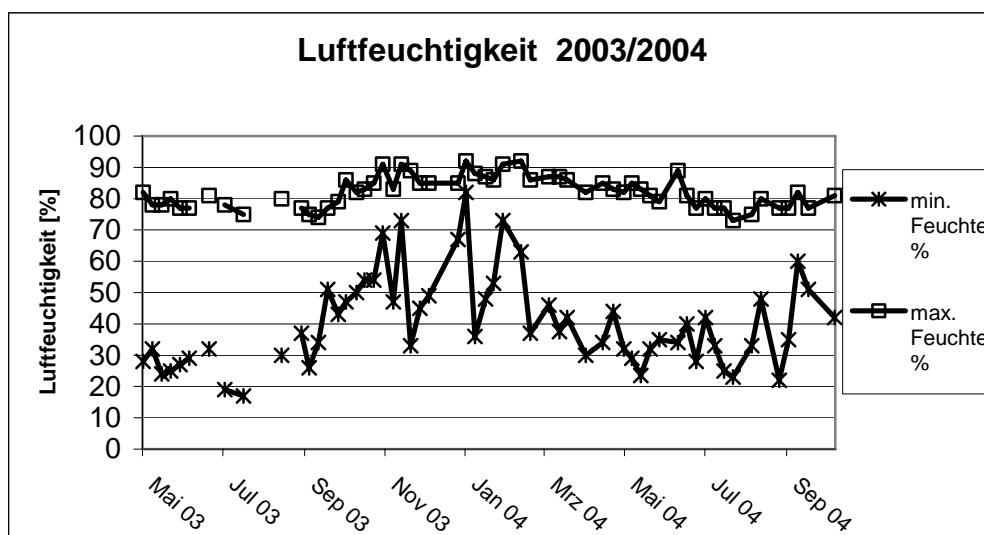


Abb. 115: Luftfeuchtigkeit vom April 2003 bis Oktober 2004
– Versuchsfeld Nord

11.5 Bodentemperatur

Im Vergleich zum Luftraum werden die tagesperiodischen Temperaturextreme mit großer Verzögerung in die Tiefen des Bodens weitergeleitet. Die extremsten Verhältnisse herrschen unmittelbar an der Bodenoberfläche. Hier kommt es zu den höchsten Erwärmungen im Tagesverlauf, aber auch zu den stärksten Abkühlungen im Nachtverlauf. Nach WINKLER (1980) werden bereits in den obersten Millimetern eines dunklen Bodens, der mit dem verwendeten Rekultivierungssubstrat (dunkelgrau –

schwarz) übereinstimmt, bis zu 50% der Strahlung in Wärme überführt. Da die Weiterleitung der Wärme in tiefere Bodenschichten auf diffusivem Wege erfolgt, ergibt sich eine ausgedehnte Zeitverzögerung von mehreren Stunden, mit der die Wärmespitzen größere Tiefen erreichen.

Trockene Böden heizen sich sehr schnell auf, sind aber in der Wärmeleitung in tiefere Schichten nicht so effizient. Die Wärmeleitung erfolgt in dichten, nassen Böden wesentlich besser. Der Parameter für die Weiterleitung der Wärme in tiefere Schichten eines Bodens ist die Wärmeleitfähigkeit. Die Temperaturzunahme in tiefere Bodenschichten verhält sich zur Wärmeleitfähigkeit proportional (FREY, 1998).

Mit zunehmender Bodentiefe flachen die Temperaturamplituden durch Tageszeitwechsel zunehmend ab, und in einem bestimmten Abstand von 30 - 50 cm zur Oberfläche lassen sich keine Tageszeitwechsel mehr erkennen (SCHUBERT, 1991). Die hier messbaren Temperaturen gleichen sich an den Temperaturen der jeweiligen Jahreszeit an, die unter unseren klimatischen Verhältnissen im Jahresgang ansteigen und abfallen.

Die Bodentemperatur wurde mit drei Thermographen in einer Tiefe von 10 cm, 20 cm und 30 cm gemessen. Aufgezeichnet wurden die minimalen und maximalen Werte aller drei Thermographen in der jeweiligen Tiefe. Abb. 116 gibt die gemittelten Werte im Zeitraum April 2003 bis Oktober 2004 wieder. Die Messungen geben die Temperaturen an, welche auf die Wurzeln der Pflanzen einwirken. Größere Temperaturschwankungen sind in diesen Tiefen nicht zu erkennen. Deutlich sind die in den oberen Zentimeter (bis 10 cm Tiefe) gemessenen Maximum- und Minimumwerte. Mit zunehmender Tiefe verlaufen die Temperaturkurven abgerundeter, d. h. die Temperaturschwankungen sind niedriger.

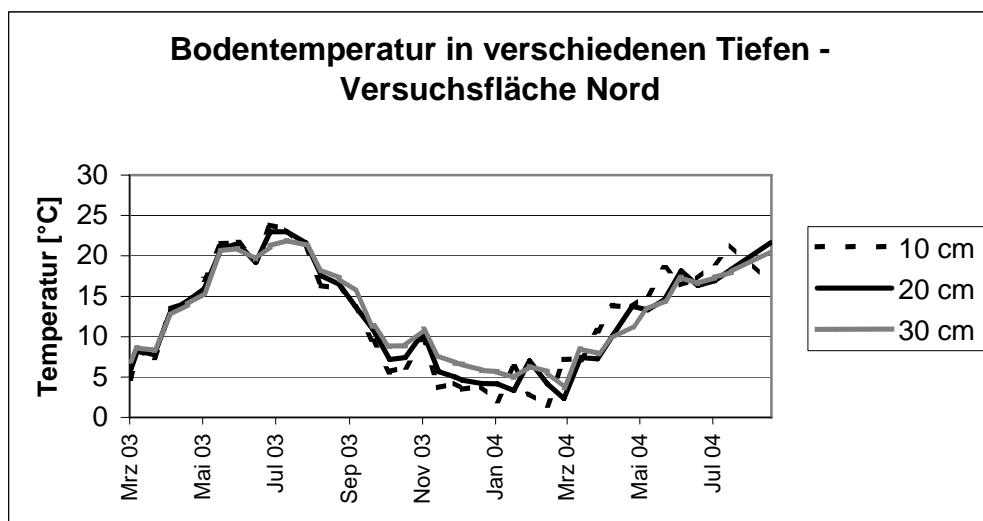


Abb. 116: Gemessene Bodentemperaturen in verschiedenen Substrattiefen des Versuchsfeldes Nord

Im Juli 2003 wird die höchste Bodentemperatur mit 23° C gemessen. Die tiefste Temperatur liegt bei 1,5° C im März 2004.

11.6 Verteilung der Windrichtung

Die Vegetation auf der Halde deckt ihren Wasserbedarf hauptsächlich aus den Niederschlägen, die als Regen, Schnee oder Eis fallen. Die Verteilung und die Menge dieser Niederschläge sind auf der Halde durch die exponierte Lage mit ihren unterschiedlichen Luftströmungen und Verwirbelungen verschieden, die wiederum von Luftdruckverhältnissen abhängig sind. In unseren Breiten, $> 50^\circ - 60^\circ$, herrschen überwiegend Westwinde vor. In Polargebieten dagegen östliche Winde. Die Passatwinde in Äquatornähe kommen überwiegend aus NO.

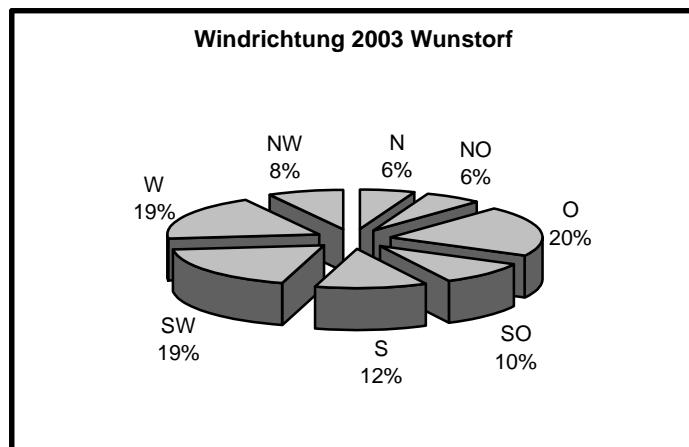


Abb. 117: Gemessene Windrichtungen im Jahr 2003

Die vorherrschende Windrichtung in Wunstorf liegt somit bei W bis SW mit einem 38%igen Anteil in 2003 bzw. 50 %igen Anteil in 2004 an der gesamten Windverteilung (siehe Abb. 117 u. 118). Danach folgt die Windrichtung aus O bis SO mit 30%igen bzw. 22%igen Anteil. Am seltensten kommen die Winde aus N bis NO mit 16% bzw. 8%.

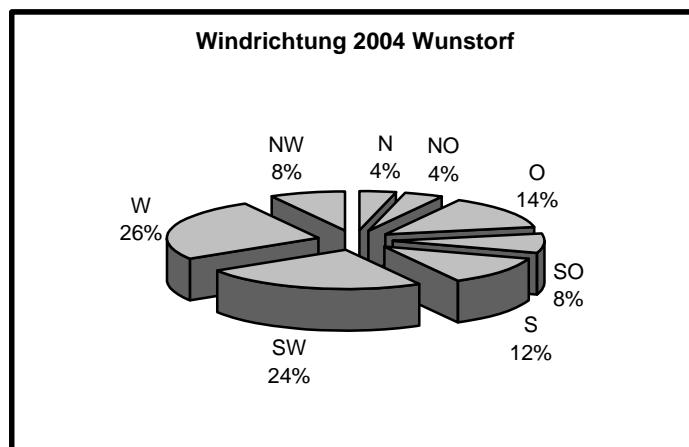


Abb. 118: Gemessene Windrichtungen im Jahr 2004

12 Schlussbetrachtung

Der in der Problem- und Fragestellung aufgeworfene Fragenkomplex lässt sich nach den langjährigen Feldversuchen beantworten. Generell ist es möglich auch auf Extremstandorten (Südseite der Halde) eine stabile Vegetationsdecke zu etablieren.

Untersuchungen auf dem Versuchsfeld Süd ergaben, dass der Einsatz von reinem SAV-Stabilisat zu Rekultivierungszwecken auf der Halde nicht zu empfehlen ist. Das Material war zwar auf der Versuchsfläche Süd gut zu begrünen, stellte aber durch zu geringes plastisches Verhalten und den damit verbundenen zu starken Aushärtungsvorgängen die Standfestigkeit längerfristig in Frage. Bei einer sehr mobilen Haldenoberfläche könnte es zu Einbrüchen und Abrutschungen kommen. Zudem zeigte sich auf dem Versuchsfeld Nord im Bereich der reinen SAV-Schüttung, welche nicht sofort begrünt wurde, eine so starke Aushärtung des reinen SAV-Stabilisats, dass eine Etablierung einer Vegetation nachträglich kaum möglich ist.

Ein Überdeckung mit reinem REKAL-Material wäre nur mit einem abgeflachten Böschungswinkel durchführbar, da die Standfestigkeit nicht gegeben ist. Der Böschungswinkel müsste so weit abgeflacht werden, dass ein enormer Vorlandbedarf, der nicht zur Verfügung stand, benötigt worden wäre. Eine REKAL/SAV-Mischung im Verhältnis 70:30% zeigte bodenmechanisch weit bessere Eigenschaften. Die Zumschung von SAV-Stabilisat gewährleistete eine ausreichende Standsicherheit.

Die Begrünung stellte auf diesem Substrat-Gemisch gegenüber reinem SAV-Stabilisat allerdings ein etwas größeres Problem dar. Das REKAL/SAV-Material benötigte aufgrund seines hohen Salzgehaltes eine Aussalzungsphase von mindestens zwei Jahren, um überhaupt mit den Begrünungsversuchen beginnen zu können. Der Prozess der Aussalzung kann durch zusätzliche Bewässerung beschleunigt werden. Auf einem REKAL/SAV-Gemisch bleiben die Deckungsgrade und die Biomasseerträge hinter den reinen SAV-Flächen zurück. Ein Einsatz von Biokompost auf reinen SAV-Stabilisat-Flächen brachte keine wesentlichen Vorteile gegenüber den Vergleichsparzellen ohne Biokompost. Eine verbesserte Bodenstruktur konnte nur im ersten Untersuchungsjahr beobachtet werden.

Bei den Ansaaten zeigte sich, dass unterschiedliche Mischungen nicht nötig sind, da sich im ersten Jahr überwiegend *Lolium perenne* durchsetzt und dieses sehr gut als Ammengras fungiert. Die nachfolgende Entwicklung ist überwiegend vom klimatischen Standort, der Exposition und der Nährstoffzufuhr abhängig. Der Einsatz von *Brassica napus* auf den Versuchsfeldern zeigte zuerst relativ positive Ergebnisse. *Brassica napus* konnte sehr schnell auf dem REKAL/SAV-Gemisch Fuß fassen und begrünte große Bereiche erfolgreich. Zudem wurzelt *Brassica napus* tiefer als z. B. *Lolium perenne*. Probleme ergaben sich erst nach dem zweiten Untersuchungsjahr, als auf den kahlen Stellen die *Brassica napus* im Winter hinterlässt, bevorzugt Atriplexarten einwanderten. Bei erneuten Ansaaten sollte auf *Brassica napus* verzichtet werden.

Eine möglichst schnelle und deckende Vegetation auf dem technogenen Substrat zu etablieren, ist nur mit hohen Düngergaben möglich. Es wäre zu überlegen, ob eine reduzierte Düngung die Dominanz von nitrophilen, ruderalen/segetalen Pflanzen (meist einjährig) hätte verhindern können. Eine sich langsamer, aber standortangepasste Vegetationsdecke wäre auf längere Sicht sicher stabiler und würde auch nicht so stark auf klimatische Extrema reagieren. Im Schutze des Ammengrases *Lolium*

perenne hätten sich vor allem auf der Südseite trockenresistente Grasarten entwickeln und etablieren können, die auch im Winter Erosionsschutz geboten hätten. Dadurch wäre es vielleicht auch möglich eine weitere Ausbreitung der ruderal/segetal Pflanzen (z. B. *Atriplex*) zu unterbinden. Diese Pflanzen unterdrücken die Gräser, verhindern eine Ansiedlung von Gehölzen und bieten im Winter kaum Erosionsschutz. Eine vollkommene Einstellung von Düngungsmaßnahmen würde aber aufgrund eines fehlenden Nährstoffkreislaufes und der Festlegung einzelner Nährstoffe im Substrat nicht möglich sein.

Die gesamte *Atriplex*-Problematik wird auch weiterhin aktuell bleiben. Der Versuch, die stickstoffliebenden *Atriplex*-Arten durch reduzierte Düngung zu unterdrücken, kann auf längere Sicht Erfolg bringen. Eine vollkommene Verdrängung wird aber nicht gelingen. Untersuchungen von SIMON (1958) und AELLEN (1961, 1962) berichten schon von großen *Atriplex*-Beständen an elsässischen Kalihalden. Durch die relativ hohe Salzverträglichkeit haben *Atriplex*-Arten auf diesen Standorten immer wieder Vorteile. Außerdem besteht durch die Hochwüchsigkeit ein Konkurrenzvorteil gegenüber den meisten anderen Arten auf der Halde.

Der relativ hohe pH-Wert der Substrate spielt auf allen Versuchsflächen eine wesentliche Rolle. Durch ein Löslichkeitsminimum vieler Elemente im basischen Bereich verhindert der hohe pH-Wert zum Teil die Aufnahme von erhöhten Schwermetallkonzentrationen, wie z. B. Kupfer. Das Ausgangssubstrat (REKAL/SAV-Stabilisat) weist erhöhte Konzentrationen an einigen Mikronährlementen/Schwermetallen auf. Ertragsmindernde bzw. toxische Reaktionen werden durch den hohen pH-Wert verhindert. Bei weiterem Abfallen bzw. Ansteigen der pH-Werte steigt die Löslichkeit der Elemente wieder an. Ein weiterer Abfall der pH-Werte könnte somit längerfristig zum Problem werden, da die im Substrat im Überschuss vorhandenen Elemente dann durch die Pflanzen aufgenommen werden könnten. Ein weiterer Anstieg der pH-Werte ist nicht zu erwarten. Dagegen werden aber auch lebensnotwendige Nährlemente durch die hohen pH-Werte im Substrat festgelegt. Ohne eine zusätzliche Zuführung von Nährlementen durch Düngung kommen die Pflanzen schnell in Bereiche von Mangelsituationen. Aber auch trotz Düngungsmaßnahmen sind die Pflanzen z. T. mit Phosphat und Mangan unversorgt. Auf dem Versuchsfeld Nord wurde z. B. die Düngung aufgrund der *Atriplex*-Problematik stark reduziert und es stellte sich sofort eine Unterversorgung der Nährstoffe N, P, K, Mg und Zn ein. Neben dem hohen pH-Wert behindern sich auch einige Nährlemente gegenseitig bei der Aufnahme durch die Pflanze. Auch hier muss auf das richtige Verhältnis der einzelnen Nährstoffe zueinander geachtet werden. Eine vollständige Einstellung von Düngungsmaßnahmen ist, zumindest in den ersten Jahren, somit nicht möglich.

Die z. T. recht hohen Chloridwerte im Substrat geben nur bedingt Auskunft über die Auswirkungen auf die Pflanze, da nur in Lösung befindliches Chlorid die Pflanzen negativ beeinflussen kann. Diese Lösungskonzentrationen sind nur schwer zu erfassen, da sie sich ständig durch Niederschläge, Verdunstung, Temperatur usw. verändern. Trotzdem wurden vor allem auf dem Versuchsfeld Nord Vegetationsbereiche immer wieder durch Salzverwehungen aus angrenzenden frischen Schüttungen bzw. durch stark salzhaltige Oberflächenwässer, die über das Haldenplateau flossen, zum Absterben gebracht. Durch eine sofortige Begrünung des Haldenplateaus könnte man dies vermeiden. Auch aus Standfestigkeitsgründen sollte eine Begrünung des Haldenplateaus an erster Stelle stehen. Nur so kann ein Eindringen von Sickerwässern

sern hinter die Haldenflanke vermieden werden und Rutschungsbahnen auf Gleitflügen können erst gar nicht entstehen.

Bodenmechanisch weist vor allem das REKAL/SAV-Gemisch (70/30) gute Eigenschaften zur Begrünung auf. Durch hohe Infiltrationsraten kann Niederschlagswasser sehr schnell aufgenommen werden und verhindert dadurch an den steilen Haldenflanken größere Oberflächenerosionen. Zudem ist somit eine Versorgung der Pflanzen mit Wasser gewährleistet. Es wurden Wassergehalte von bis zu 45% festgestellt. Vergleicht man diese Wassergehalte mit der von WÖHLER (1999) bestimmten Fließgrenze von 31% in gestörtem Substrat, müsste es eigentlich zu Fließbewegungen kommen. Da dies nicht der Fall ist, ist davon auszugehen, dass die puzzolanischen Effekte in den Substraten, trotz der geringen Lagerungsdichte, noch wirksam sind. Gerade die geringe Lagerungsdichte ermöglicht aber eine gute Durchwurzelbarkeit des Substrates.

In Bezug auf die Standfestigkeit stellte sich immer wieder die Frage, inwiefern die puzzolanischen Effekte des SAV-Stabilisats auch längerfristig stabil bleiben. Anhand der Untersuchungen mit der Handflügelsonde konnten keine Scherfestigkeitsabnahmen in den obersten 1,10 m im Untersuchungszeitraum festgestellt werden. Dennoch unterlagen die Messungen einigen Schwankungen, die aber auf die unterschiedlichen Wassergehalte zu den verschiedenen Untersuchungszeitpunkten zurückzuführen waren. Untersuchungen am reinen SAV-Stabilisat ergaben eine so hohe Scherfestigkeit, dass eine Eignung als alleiniges Rekultivierungssubstrat nicht in Frage kommt. Ein notwendiges plastisches Verhalten des Substrates ist nicht gegeben.

Die technische Herausforderung auf dem Versuchsfeld Nord, eine komplette Haldenflanke mit ihren langen und sehr steilen Flanken zu begrünen, konnte mit Hilfe des im Fachgebiet Landschaftsökologie und Naturschutz der Universität Kassel entwickelten Haldenigels hervorragend gelöst werden. Diese Neuentwicklung verbindet mehrere Funktionen gleichzeitig. Zum einen ist es aufgrund der Stacheln möglich die an der Oberfläche des Substrats gebildete kristalline Schicht zu stören, um ein Keimen von Samen zu ermöglichen, zum anderen sät und düngt sie in dem gleichen Arbeitsgang in die gestörten Bereiche. Durch die Steuerung über eine Forstseilwinde und einen Umlenkswagen können alle Bereiche der Haldenflanke vom Haldenplateau aus bearbeitet werden. Die weitere Versorgung der Flächen mit Samen und Dünger wird mit der Kompressionstechnik vorgenommen. Auch hiermit kann die gesamte Haldenflanke erreicht werden.

Die Niederschlagsmessungen zeigten eindeutig, wie komplex Niederschlagserfassungen generell, aber im Speziellen auf einem derartigen „Inselstandort Halde“ sind. Große Messfehler ergaben sich allein durch die Messmethoden, wie unterschiedliche Auffangflächen und Auffanghöhen. Eine genaue Niederschlagsanalyse auf einer solchen Halde ist kaum durchzuführen. Selbst auf kleinstem Raum unterscheiden sich die Niederschläge durch Luftverwirbelungen sehr stark. Eine Niederschlagserfassung kann dadurch nur eine Größenordnung der Niederschläge angeben, aber keine absolut präzisen Angaben liefern.

Abschließend lässt sich sagen, dass ein REKAL/SAV-Substrat (70/30) aus bodenmechanischer Sicht durchaus geeignet ist, auf steilen Haldenflanken zu Rekultivierungszwecken zum Einsatz zu kommen. Die bodenmechanischen Eigenschaften bie-

ten neben der Standfestigkeit auch für die Pflanzen benötigte Wasserversorgung und Durchwurzelbarkeit gute Voraussetzungen.

Problematischer ist das technogene Substrat hinsichtlich der Pflanzenernährung. Es haben sich nach einem Beobachtungszeitraum von 7 Jahren keine autarken Nährstoffkreisläufe auf diesem Substrat gebildet. Die Stabilisierung und Förderung der Vegetationsdecke ist somit das Hauptziel. Hier zeigt sich deutlich der Unterschied eines biologisch toten, technogenen Substrats gegenüber eines gewachsenen Bodens. Die komplexen Zusammenhänge in Böden von mikrobiologischer Fauna bis zu Symbiosen mit den Pflanzen kann sich auf diesem Substrat nur sehr langsam einstellen. Es wird auch weiterhin ein hoher Pflegeaufwand betrieben werden müssen, um eine ausreichende Nährstoffversorgung durch gezielte Düngungen zu gewährleisten. Dennoch kann aber eindeutig ausgesagt werden, dass eine Begrünung auf diesem Substrat, selbst unter extremen Bedingungen (Südhanglage), möglich ist.

13 Zusammenfassung

Die Problematik von Kalirückstandshalden liegt in den durch Niederschlägen hervorgerufenen Lösungserscheinungen der aufgehalde ten Salze und den damit verbundenen Sickerwässern. Es kommt zur Belastung von Vorflutern und gegebenenfalls zur Verunreinigung des Grundwassers. Um dies zu minimieren, wird eine Ummantelung mit geringmächtigen Deckschichten und einer funktionstüchtigen Vegetationsdecke angedacht. Durch die Evapotranspirationsleistung der Pflanzen soll das Niederschlagswasser wieder an die Atmosphäre abgegeben werden. Als Rekultivierungsmaterial wird ein Rückstand aus der Rauchgasreinigung, dem sogenannten Sprüh-Absorptionsverfahren (SAV-Stabilisat), und ein Produkt aus dem Aluminiumrecycling (REKAL) eingesetzt werden. Das SAV-Stabilisat hat in erster Linie die Aufgabe, die Standsicherheit der Haldenflanken durch puzzolanische Abbindereaktionen zu gewährleisten.

Aufbauend auf die Gewächshaus- und Lysimeterversuche von SCHEER (2001), mit den gleichen Materialien, wurden diese technogenen Substrate erstmalig in einem Feldversuch am Fuß der Haldensüdseite eingesetzt und begrünt. Ein Beobachtungszeitraum von 7 Jahren gewährleistet nicht nur einen Trend zu erkennen, sondern fundierte Aussagen über die eingesetzten Materialien zu treffen. Des Weiteren kam es erstmalig zu einem Versuch im großen Maßstab mit einem Gemisch aus REKAL und SAV-Stabilisat. Bedeckt wurde eine komplette Haldenflanke auf der Nordseite der Halde. Hier stellten sich neben den biologischen Herausforderungen auch technische Probleme dar. Weiterhin sollten folgende Fragen geklärt werden:

- Ist es überhaupt möglich Versuche auf den langen und steilen Haldenflanken durchzuführen?
- Ist die Standfestigkeit gegeben?
- Können Erosionserscheinungen minimiert werden?

Vegetationsdeckung - Versuchsfeld Süd (VS)

Die Vegetation konnte auf den reinen SAV-Parzellen (1 - 8) schon im zweiten Untersuchungsjahr Deckungen von über 60% aufweisen und steigerte sich im weiteren Beobachtungszeitraum sogar auf über 90%. In sehr trockenen Jahren gingen die Deckungsgrade aber z. T. bis auf 40% zurück. Auf den später begrünten REKAL/SAV-Parzellen 9 - 11 liegen die Deckungsgrade unterhalb jener auf den Parzellen 1 - 8.

Artenkombination (VS)

Festzuhalten bleibt, dass alle Parzellen ähnliche Artenwandlungen durchgemacht haben und dies unabhängig von eingesetzten Ansaatmischungen und unterschiedlichem Ausgangssubstrat. Die Entwicklung verlief über das anfänglich dominierende Ammengras *Lolium perenne* zu den ruderal/segetalen Pflanzen. Die Düngergaben wurden stets an die chemischen Analysen der oberirdischen Biomasse angepasst und auf niedrigem Niveau gehalten.

Biomasseertrag (VS)

Die Ergebnisse zeigen, dass es durchaus möglich ist, auf diesen technogenen Substraten mit sehr hohen pH-Werten eine Vegetationsdecke zu etablieren. Bei ausreichender Wasserversorgung und Düngung können sogar Erträge erzielt werden, die natürlichen Glatthaferwiesen oder zumindest Weidelgrasweiden entsprechen.

Deutlich ist auch hier wieder der Minimumfaktor Wasser bzw. Niederschlag zu erkennen. Sehr trockene Vegetationsperioden schaden der Vegetation auf diesem extremen Standort (Südhang) stark. Die Pflanzen sind aber durchaus in der Lage, sich bei günstigeren Niederschlagsverhältnissen wieder zu erholen.

In den letzten beiden Untersuchungsjahren verschärfte sich die Wasserversorgung der Vegetation zusätzlich durch den fehlenden Kontakt des Versuchsfeldes zur Haldenflanke. Eine Austrocknung konnte nun auch von unten her erfolgen. Deshalb wurden weitere Untersuchungen auf dem VS eingestellt.

Substratuntersuchungen (VS)

Die Ausgangs-**pH-Werte** der Substrate lagen oberhalb von pH 9 im für Pflanzen toxischen Bereich. Durch Auswaschungen von Basen und dem Eintrag sauren Regens liegen die Werte auf den einzelnen Parzellen unterhalb dieser toxischen Grenze. Problematisch können diese noch immer recht hohen pH-Werte durch eine Festlegung der Nährelemente für die Pflanzennährung sein. Eine leichte Abnahme der pH-Werte im Untersuchungszeitraum lässt sich beobachten.

Die Elektrische Leitfähigkeit (**ELF**) liegt in allen Parzellen sehr hoch und deutet auf eine hohe Versalzung der Substrate hin. Die hohen Leitfähigkeiten müssen aber nicht zwangsläufig durch Chloridionen hervorgerufen werden. In Frage kämen ebenso andere Ionen, wie z. B. Sulfationen, die eine erhöhte Leitfähigkeit verursachen. Eine Ertragsminderung durch die hohen ELF ist nicht auszuschließen.

Die **Makronährlemente** N, P und Mg stehen den Pflanzen in ausreichender Menge im Substrat zur Verfügung. Dies ist auch auf die Düngungsmaßnahmen zurückzuführen. Mit Calcium ist das Substrat sogar hoch versorgt. Kalium liegt trotz Düngung im Übergang zu den Mangelbereichen. Chloridmessungen ergaben sehr hohe Werte die sogar teilweise oberhalb von 2% lagen, was einem Extremstandort entspricht. Diese Messungen geben aber nur bedingt Auskunft über die Auswirkung auf die Pflanze, da nur in Lösung befindliches Chlorid die Pflanzen negativ beeinflussen kann.

Die **Mikronährlemente/Schwermetalle** Fe, Mn und Cd zeigten keine erhöhten Gehalte im Substrat an. Dagegen lagen Pb, Cr, Ni, Zn, Cu und Hg deutlich über den Gehalten in natürlich vorkommenden Böden. Aufgrund des hohen pH-Wertes werden die Mikronährlemente/Schwermetalle weitgehend im Substrat festgelegt, was zu Mangelsituationen führen kann, die Pflanze aber auch vor zu hohen Gehalten schützt.

Oberirdische Biomasse (VS)

Obwohl durch die eingesetzten Substrate eine ausreichende Versorgung an Nährlementen gegeben sein sollte, sind die Nährstoffe in der oberirdischen Biomasse oftmals im Mangel, wie z. B. **N, P, K, Mg, Zn** und **Mn**. Aufgrund der hohen pH-Werte sind die Elemente im Substrat festgelegt und für die Pflanzen nur schwer erreichbar. Zudem hemmen einige Ionen wiederum die Aufnahme anderer Ionen. Nur nach gezielten Düngungsmaßnahmen zeigten die Pflanzen einen erhöhten Nährstoffgehalt. Daraus lässt sich folgern, dass sich auch nach einem Beobachtungszeitraum von sieben Jahren kein geschlossener Nährstoffkreislauf in diesem Substrat aufgebaut hat. Düngungsmaßnahmen sind daher auch längerfristig nicht zu umgehen.

Zusammenfassung

Ein Überschuss in der oberirdischen Biomasse zeigten die Elemente **Cl**, **B** und **Cu**. Sie liegen z. T. deutlich über den Bereichen normaler Versorgung. Eine toxische Reaktion konnte aber nicht beobachtet werden. Dies bestätigt, dass bis auf Cu alle im Überschuss vorhandenen Mikronährstoffe durch die hohen pH-Werte festgelegt sind.

Bodenmechanik (VS)

Die Trockendichte des REKAL/SAV-Gemisches liegt an der Substratoberfläche bei durchschnittlich 0,6 g/cm³. Das spiegelt eine sehr geringe Lagerungsdichte wider. Wassergehalte wurden bis zu 45 % ermittelt. Die Durchlässigkeit der Parzellen 9 - 11 wurde an der Oberfläche als sehr hoch bestimmt. Dies gewährleistet eine sehr gute Wasseraufnahme, die die Versorgung der Pflanzen mit Wasser sicherstellt und eine Oberflächenerosion weitestgehend verhindert. In dem Untersuchungshorizont von maximal 1,10 m Mächtigkeit lassen sich drei Bereiche unterschiedlicher Scherfestigkeiten untergliedern:

1. Lockerschicht (0 – 40 cm)
2. Schicht mittlerer Verfestigung (40 – 70 cm)
3. Schicht starker Verfestigung (> 70 cm)

Eine Zunahme der Scherfestigkeiten mit der Tiefe war zu beobachten.

Betrachtet man die ermittelten Scherfestigkeiten der 4 Versuchsjahre lassen sich keine Hinweise auf eine abnehmende Tendenz der Scherfestigkeit erkennen. Die z.T. stark schwankenden Messergebnisse unterhalb der Lockerschicht von 40 cm sind auf den unterschiedlichen Wassergehalt in den jeweiligen Beprobungszeiträumen zurückzuführen.

Begrünungsmaßnahmen - Versuchsfeld Nord (VN)

Trotz der noch z. T. sehr hohen Chloridwerte wurde im Frühjahr 2002 mit den Begrünungsmaßnahmen auf dem Versuchsfeld Nord begonnen. Zum Einsatz kam überwiegend *Lolium perenne*, das sich auf dem Versuchsfeld Süd gut bewährt hat. Erste Versuche mit Hilfe der Kompressionstechnik brachten nur unzureichende Erfolge. Pflanzen liefen nur in Bereichen mit zerstörter Oberflächenstruktur, wie z. B. Trittspuren, auf. Aus diesem Grund kam der eigens für diesen Versuch konzipierte Haldenigel zum Einsatz. Seine Funktionsweise ermöglicht die oberflächliche Kristallinstruktur zu zerstören und gleichzeitig zu düngen und zu säen. Dies führte zum Erfolg und am Ende der ersten Vegetationsperiode waren geschlossene Vegetationsbestände zu beobachten. Zu weiteren Düngungsmaßnahmen bewährte sich die Kompressions-technik. Problembereiche liegen im oberen Haldendrittel. Hier herrschen extreme Klimabedingungen, die ein Auflaufen der Pflanzen durch Windeinwirkung, Trockenheit, usw. verhindern. Teilbereiche mit reinen SAV-Schüttungen an der oberen Haldenflanke sind so stark ausgehärtet, dass selbst der Haldenigel keine Vertiefungen verursachen konnte und Samen wie Dünger durch starke Windeinwirkungen sofort abgewehrt wurden.

Zudem sind salzhaltige Oberflächenwässer über das Haldenplateau auf das Versuchsfeld geflossen und haben Teile vorhandener Vegetation zum Absterben gebracht. Das Plateau wurde erst später aufgebracht und lieferte somit länger salzhaltiges Oberflächenwasser. Durch die Begrünung des Haldenplateaus konnte dies ein-

gedämmt werden. Zukünftig sollte das Haldenplateau parallel zu den Haldenflanken beschüttet und begrünt werden um solche Problematiken zu umgehen.

Eine weitere Problematik zeigte sich mit der großflächigen Einwanderung von *Atriplex*-Arten, die die restliche Vegetation nach und nach unterdrückten.

Substratuntersuchung (VN)

Die **pH-Werte** des Versuchsfeldes Nord werden als schwach bis mäßig alkalisch eingestuft. Toxische Reaktionen wurden wie erwartet nicht beobachtet. Die **ELF** wies auf eine hohe Versalzung des Substrates hin. Die **Makronährelemente** P und Mg liegen durch Düngungsmaßnahmen oberhalb der in natürlich vorkommenden Böden gemessenen Werten. Die Kaliumversorgung ist ebenfalls durch Düngungsmaßnahmen gewährleistet. Die Stickstoffversorgung bewegt sich eher auf niedrigem Niveau. Substratproben unter gut etablierter Vegetation am Haldenfuß zeigten nur leicht erhöhte Chloridwerte. Im oberen Haldendrittel wurden so hohe Werte gemessen, dass es für Pflanzen nicht möglich ist, zu existieren.

Oberirdische Biomasse (VN)

Der **Biomasseertrag** ist im Bereich des Haldenfußes recht hoch, was auf eine gut etablierte Pflanzendecke schließen lässt. Nur in trockenen Jahren ist ein Rückgang zu beobachten. Bei der **Artenzusammensetzung** dominieren im ersten Untersuchungsjahr *Brassica napus* und *Lolium perenne*. Im weiteren Verlauf wird *Brassica napus* immer weiter zurückgedrängt. Auf den offenen Flächen, die *Brassica napus* hinterlässt, siedeln sich *Atriplex*-Arten an. Diese nitrophilen Arten werden zu einem immer größeren Problem, da sie hohe Salzbelastungen ertragen und sehr konkurrenzstark sind. Sie lieferten maximale Biomasseerträge von bis zu 218 dt/ha.

Auf dem Versuchsfeld Nord lagen im Versuchsjahr 2004 die **Makronährelemente** N, P und K im Mangel vor. Dies wurde durch Reduzierung der Düngung bewusst hervorgerufen, um die nitrophilen *Atriplex*-Arten zu dezimieren. Auch Mg und Zn sind eher im unteren Versorgungsbereich anzusiedeln. Ohne zusätzliche Düngung werden die Pflanzen bezüglich dieser Elementen auf längere Sicht in eine Mangelsituationen geraten. Die Bor-Gehalte liegen deutlich über den normal vorkommenden Werten. Eine Schädigung der Pflanzen durch Bor kann nicht ausgeschlossen werden, wurde aber nicht beobachtet.

Weiterhin problematisch sind die erhöhten Cu-Gehalte. Da Kupfer im Ausgangssubstrat in hohen Konzentrationen verfügbar war, könnte dieses Element bei fallenden pH-Werten für die Pflanzen problematisch werden. Die anderen Elemente liegen ± in Bereichen von natürlich vorkommenden Gehalten.

Bodenmechanik (VN)

Eine zeitliche Abnahme der **Scherfestigkeit** kann in den obersten 1,10 m nicht nachgewiesen werden. Die gemessenen Scherfestigkeiten zeigen im Gegensatz zum Versuchsfeld Süd eine eindeutig mächtigere Lockerschicht von ca. 70 cm. Darunter steigen die Messwerte wieder an. Dies ist auf die unterschiedlichen Aufbau- bzw. Ablagerungsmethoden der beiden Versuchsfelder zurückzuführen. Versuchsfeld Süd wurde mit einem Bagger aufgebaut und Versuchsfeld Nord vom Haldenplateau aus, über einen Absetzer, beschüttet. Der Abstand vom Haldenfuß zeigte keine Auswirkungen auf die Messergebnisse.

Die Wasserinfiltrationskapazität des Substrates kann als äußerst hoch bezeichnet werden. Ein halber Jahresniederschlag könnte innerhalb einer Stunde aufgenommen werden. Der an das Substrat gesetzte Anspruch einer hohen Wasseraufnahmekapazität, um die Wasserversorgung der Pflanzen sicherzustellen und die Oberflächenerosion zu minimieren, wird damit erfüllt.

Klimatologische Untersuchungen (VS/VN)

Durch die exponierte Lage der Halde im flachen Umland kommt es zu einem sog. klimatologischen Inseleffekt, d. h. auf verschiedenen exponierten Hanglagen herrschen unterschiedliche klimatische Bedingungen. Selbst bei kleinräumlichen Unterschieden, z. B. ein Höhenunterschied von 10 m, zeigten sich deutlich unterschiedliche Niederschlagsmengen. Die Haldensüdseite zeigte Niederschlagsdefizite gegenüber der Nordseite bzw. Messungen in der Stadt Wunstorf auf.

Eine weitere Ungenauigkeit birgt die Art der Niederschlagserfassung. Die mittels unterschiedlicher Auffangflächen in 1 m Höhe gemessenen Niederschläge weichen stark voneinander ab. So ergeben Messungen mit Auffangflächen von 200 cm² durchschnittlich 27% mehr Niederschlag pro m² als 100 cm².

Bodenebene Niederschlagssammler, die den Windfehler weitgehend ausschalten, weisen bei einer Auffangfläche von 100 cm² gegenüber Messungen in 1 m Höhe durchschnittlich 12,4% mehr Niederschlag auf. Bei einer Auffangfläche von 200 cm² sogar 18,4% mehr.

In den Untersuchungsjahren 2003/2004 lagen die maximalen Lufttemperaturen bei 37° C und die minimalen bei –5° C. Die Luftfeuchtigkeit schwankte zwischen 73 % und 92 %. Bodentemperaturen in einer Tiefe von 10 cm lagen zwischen 1,5° C und 23° C. Die vorherrschende Windrichtung war W bis SW.

Abschließend lässt sich sagen, dass eine Begrünung aus biologischer Sicht auf technogenem Substrat durchaus möglich ist, es aber gegenüber eines natürlichen Bodens wesentlich mehr Pflegeaufwand bedarf, da sich in einem überschaubaren Zeitraum keine geschlossenen Nährstoffkreisläufe bilden werden.

Auch aus technischer Sicht ist es möglich die Flächen mit Hilfe des im Fachgebiet Landschaftsökologie und Naturschutz der Universität Kassel entwickelten Haldenigels und der Kompressionstechnik zu begrünen und zu bearbeiten.

Zurzeit können auch keine abnehmenden Scherfestigkeiten, die die Standsicherheit gewährleisten, gemessen werden.

Das Substrat ist also durchaus für Rekultivierungsmaßnahmen auf einer Rückstandshalde der Kaliindustrie geeignet.

Abstract

The problem of residue dumps of the potassium industry lies in the salt elution caused by precipitate. The leachate can pollute the receiving water course and the groundwater. The dumps should be covered and recultivated to reduce the leachate. Therefore, a qualified recultivation layer to store the precipitate and a lasting vegetation to evapotranspire the precipitate has to be established. Because of the slope inclination of 38° a normal thin covering layer cannot be built up. For that reason a huge amount of soil and dump area is necessary, but not always available. Therefore, a thin covering layer with additive flue ash or fluidised bed ash was tested. The residues of the flue gas cleaning of power plants show puzzolanic effects, which increase the stability of the covering layer. Based on the greenhouse and lysimeter experiments from Scheer (2001), a field experiment with a mixture of residue of spray absorption (SAV) and instead of soil a residue of the aluminium recycling (REKAL) were carried out. Within the observation period of seven years the main questions to be answered are the successful establishment of the vegetation, e.g. choice of cultivar, plant nutrition as well as finding out the right proportion of the SAV/REKAL, e.g. stability, setting and water storage. Based on the first field experiment, in 2002 a large scale experiment was carried out covering a whole slope of the dump. The main questions to be answered focused on the technical feasibility of recultivation and the plant cultivation on a 38° inclined slope. The soil mechanic parameter, the stability and the potential of erosion were observed. The climate conditions, especially the input of precipitate, were examined.

15 Literatur

- AELLEN, P. (1961):** Chenopodiaceae – in G. HEGI: Illustrierte Flora von Mitteleuropa. ed. 2,3(2) Verlag Paul Parey, Berlin u. Hamburg . 509-659.
- AELLEN, P. (1962):** *Atriplex heterosperma* BGE., néophyte de l'Europe médiane? Bull. Soc. Roy. Bot. Belgique: 95: 131-132.
- AG BODEN (1996):** Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Auflage, Hannover, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart
- AMBERGER, A. (1988):** Pflanzenernährung: ökolog. und physiolog. Grundlagen; Dynamik und Stoffwechsel der Nährelementgehalte, 3. überarb. Aufl. – Stuttgart: Ulmer.
- ARIIZUMI, A., MAKI, T. UND OBA, M. (1962):** On stabilization of Kanto Loam by Means of Lime Gypsum Admixtures. Ann. Rep. of Roads, Japan, Roads Assoc., Tokyo, S. 22 - 31
- BAMBAUER, H. U. ET AL. (1988a):** Schadstoff-Immobilisierung in Stabilisaten aus Braunkohlenaschen und REA-Produkten. 1. Mineralreaktionen und Gefügeentwicklung; Chloridfixierung. Fortschritte d. Mineralogie, Bd. 66, H. 2, S. 253-279, Stuttgart.
- BAMBAUER, H. U. ET AL. (1988b):** Schadstoff-Immobilisierung in Stabilisaten aus Braunkohlenaschen und REA-Produkten. 2. Schwermetall-Fixierung, Bilanzen. Fortschritte d. Mineralogie, Bd. 66, H. 2, S. 281-290, Stuttgart.
- BAUMEISTER, W., ERNST, W. (1978):** Mineralstoffe und Pflanzenwachstum. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 416 S.
- BECKER, S. (1995):** Das Aufkommen und die derzeitige Verwertung der anfallenden Biomasse aus der Pflege von Naturschutzgebieten in Hessen, Diplomarbeit am Fachgebiet Ökologie und Naturschutz im FB 11 der Universität Gh Kassel.
- BENKERT, D., FUKAREK F. & KORSCH, H. (1996):** Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Ostdeutschlands. – Jena. 615 S.
- BERGMANN, E. & BERGMANN, W. (1985):** Vergleichsdiagramme von Pflanzen/ Blattanalysen zur übersichtlichen Darstellung des Mineralstoffgehaltes landwirtschaftlicher Nutzpflanzen. Intern. Kali-Briefe, Fachg. 5, 52. Folge, Nr. 2 : 1-11.
- BERGMANN, W. & NEUBERT, P. (1976):** Pflanzendiagnose und Pflanzenanalyse. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena, 711 S.
- BERGMANN, W. (1993):** Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen, 3. erw. Aufl., Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart.
- BOURGOIN, B. & MANSAT, P. (1997):** Summer behaviour of turfgrass species and cultivars in France. Rasen – Turf – Gazon 2/1977: 59 – 63.

- BRAD, J. (1971):** Contributions to the biochemical study of frost resistance in autumn cereals. VIII. Comparative study of ashes, phosphorus and potassium contents. Biochem. 14: 127 – 134.
- BRANDES, D & GRIESE, D. (1991):** Siedlungs- und Ruderalvegetation von Niedersachsen. Eine kritische Übersicht. – Braunschw. Geobot. Arb., 1: 173 S.
- BRANDES, D. & OPPERMANN, F. W. (1994):** Die Uferflora der oberen Weser. – Braunschw. Naturkdl. Schr., 4: 575 – 607.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1928):** Pflanzensoziologie. 1. Aufl. Verlag Julius Springer, Berlin.
- BRIEMLE, G. (1996):** Farbatlas Kräuter und Gräser in Feld und Wald. Verlag Ulmer, Stuttgart (Hohenheim), 1996.
- BVK-Betontechnische Empfehlungen**, Neuauflage 2002
- CHEESEMAN, J. M. (1988):** Mechanism of salinity tolerance in plants. Plant Physiol. 87: 547-550. – u. HANSON, J.B. (1979): Energy-linked potassium influx as related to cell potential in corn roots. Plant Physiol. 64: 824-845.
- CHRISTIANSEN, M. N. & FOY, C. D. (1979):** Fate and function of calcium in tissue. Comm. Soil Sci. Plant Analysis 10: 427-442.
- CRAMER, G. R., LÄUCHLI, A., EPPSTEIN, E. (1986):** Effects of NaCl and CaCl₂ on ion activities in complex nutrient solutions and root growth of cotton. Plant Physiol. 81: 792-797
- CROOKE, W. M. (1956):** Effect of soil reaction on uptake of nickel from a serpentine soil., Soil Sci. 81: 269-276.
- CUNNINGHAM, J. D., RYAN J. A. & KEENEY (1975):** Phytotoxicity and metal uptake of metal added to soils as inorganic salts or in sewage sludge. Journal of Environmental Quality 4: 460-462.
- DELSCHEN, T. & RÜCK, F. (1997):** Eckpunkte zur Gefahrenbeurteilung von schwermetallbelasteten Böden im Hinblick auf den Pfad Boden/Pflanze. Bodenschutz 4/97: 114-121.
- DEMMICH, J. (1989):** GFR-Verfahren für Reststoffe aus Kraftwerken und Abfallverbrennungsanlagen. VDI-Bildungswerk Emissionsminimierung und Reststoffentsorgung, April 1989
- DEMMICH, J. (1990):** Reststoffe aus Kohlekraftwerken. Müll und Abfall – Beihefte 29: 9 – 11.
- DEMMICH, J. (1993):** Mechanismen und angewandte Verfahren zur Verfestigung von Rückständen, Seminar „Reststoffentsorgung“ (BW-43-60-03) des VDI Bildungswerkes am 13./14.01.1993 in Düsseldorf, BW 1880, Düsseldorf.

- DIEKMANN, R. (2002):** Renaturierung von Rückstandshalden der Kaliindustrie mit geringem zusätzlichem Flächenbedarf am Beispiel der Halde des Kaliwerkes Sigmundshall, in Kali und Steinsalz Nr.3 – 2002, Hrsg. Kaliverein e.V.
- DIERSCHKE, H. (1994):** Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methoden; Ulmer Verlag, Stuttgart. (UTB für Wissenschaft: Grosse Reihe).
- DIETRICH, N. (1976):** Aufnahme von Cadmium und Nickel durch Kulturpflanzen in Abhängigkeit vom Ton- und Torfgehalt des Substrates. Diss. Landw. Fak. Rhein. Friedr.-Wilhelm-Univ. Bonn.
- Dimitri, L., SCHUMANN, G. (1983):** Untersuchungen über die Salzwiderstandsfähigkeit verschiedener Weidenarten und –klone. Hessische Forstliche Versuchsanstalt, Forschungsinstitut für schnellwachsende Baumarten, Hann. Münden.
- DÜLL, R. (1987):** Exkursionstaschenbuch der Moose. IDH-Verlag für Bryologie und Ökologie, Rheidt. 274 S.
- DWD DEUTSCHER WETTERDIENST (1964):** Klimaatlas von Niedersachsen, Offenbach/Main.
- DWD DEUTSCHER WETTERDIENST (1980-90):** Deutsches Meterologisches Jahrbuch, Bundesrepublik Deutschland, Offenbach/Main.
- EL-BASAM, N. (1978):** Spurenelemente: Nährstoffe und Gift zugleich. Kali-Briefe 14. 255-272.
- ELLENBERG, H. (1996):** Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- ELSEN, T.v. (1997):** Binnensalzstellen an Rückstandshalden der Kali-Industrie. In: Naturschutzreport 12: 63–117.
- ELSEN, T.v., SCHMEISKY, H. (1990):** Halophyten-Bestände im Einflussbereich von Rückstandshalden der Kali-Industrie. In: Mittl. Erg. Stud. Ökol. Umwelts. 9: 167-180.
- ENDERS, M. & MÖLLER, M. (1997):** Hydratationsphasen beim Abbindeprozeß von Braunkohlenfilteraschen
- FINCK, A. (1969):** Pflanzenernährung in Stichworten. Verlag Ferdinand Hirt Kiel.
- FINCK, A. (1992):** Dünger und Düngung: Grundlagen und Anleitung zur Düngung der Kulturpflanzen, - 2. neu bearb. Aufl. – Weinheim; Basel; Cambridge, New York, NY: VCH.

- FISCHER, A. (1988):** Ruderalgesellschaften im dicht besiedelten Bereich Mittelhessens: Inventar, Schutz und Nutzung in Ruderalvegetation – Kenntnisstand, Gefährdung und Erhaltungsmöglichkeiten. Bericht über das Kolloquium Schutz- und Erhaltungsmaßnahmen für Ruderalvegetation, Norddeutsche Naturschutzakademie Hof Möhr, 20. – 21.05.1987, Hrsg. Dietmar Brandes, Braunschweig.
- FISCHER, C. & HERMSMEYER, D. (1999):** Digital photogrammetry and GIS in tailings and mine waste management. In: J. D. Nielsen (Hrsg.): Tailings and mine waste '99. Rotterdam, A. A. Balkema: 77-86.
- FITTER, A. (1987):** Pareys NaturführerPlus, Blumen, Wildblühende Pflanzen – Biologie + Bestimmen + Ökologie, Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin.
- FREY, W., FRAHM, J.-P., FISCHER, E. & LOBIN, W. (1995):** Die Moos- und Farnpflanzen Europas. Kleine Kryptogamenflora Band IV. Gustav Fischer, Stuttgart. 426 S.
- FREY, W. (1998):** Lehrbuch der Geobotanik: Pflanze und Vegetation in Raum und Zeit. Gustav Fischer Verlag - Stuttgart; Jena; Lübeck; Ulm.
- GARVE, E. (2000):** Halophyten in Deutschland und Frankreich (Elsass). Tuexenia 20: 375-417.
- GEBHARD, G., LUKAS, W. et al. (1989):** "Stabilisierung von Rückständen aus der Braunkohleentschwefelung." VGB Kraftwerkstechnik 69: 384-392.
- GERSON, D. F., POOLE, R. J. (1972):** Chloride accumulation by mung bean root tips. A low affinity active transport system at the plasmalemma. Plant physiol. 50: 603 – 607.
- GRATHWOHL, M. (1993):** Energieversorgung. Verlag de Gruyter, Berlin.
- GRIESE, D. (1996):** Die viatische Migration einiger neophytischer Pflanzensippen am Beispiel norddeutscher Autobahnen, aus: Vegetationsökologie von Habitatinseln und linearen Strukturen, Tagungsbericht des Braunschweiger Kolloquiums vom 22.-24. November 1996. Hrsg. von Dietmar Brandes, Braunschweiger Geobotanische Arbeiten, Bd. 5, S. 263-279.
- GRIMME, H. (1968):** Die Adsorption von Mn, Co, Cu und Zn durch Goethit aus verdünnten Lösungen. Z. Pflanzenernähr. Bodenk.: 121: 58-65.
- GRIMME, H. & NEMETH, K. (1974):** Beziehungen zwischen Kalium, Calcium und Magnesium bei Aufnahme und Ertragsbildung. Landw. Forsch., Sonderh. 30/II, 93 – 100.
- GRÜN, M., KRONEMANN, H., PODLESAK, W., MACHELETT, B. (1985):** Blei in der Umwelt: Pflanze. Proc. Mengen- und Spurenelemente Arbeitst., Karl-Marx-Univ. Leipzig.

- GUDER C., EVERS C. & BRANDES, D. (1998):** Kalihalden als Modellobjekt der kleinräumigen Florendynamik dargestellt an Untersuchungen im nördlichen Harzvorland. Braunschweig. naturk. Schr.; 5: 641-665.
- GUPTA, U. C. (1979):** Boron nutrition of crops. Adv. Agron. 31: 273 – 307.
- GÜTTLER-TETSCHEN-LIEBWERD, R. (1941):** Über den Gehalt wildwachsender Pflanzen an Kalium, Phosphor, Eisen und Mangan. Der Forschungsdienst 11: 485-522.
- HÄCKEL, H. (1990):** Meteorologie, - 2., verb. Auflage. – Stuttgart: Ulmer UTB für Wissenschaft: Uni-Taschenbücher.
- HALLER, B. (1989):** Botanische Exkursionen: Anleitungen zu Übungen im Gelände – Stuttgart; New York. Fischer
- HARTGE, K. H. (1991):** Einführung in die Bodenphysik, 2. überarb. und erw. Auflage, Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
- HAUSKE, K. – H., FULDA, D. (1990):** Kali: Das bunte, bittere Salz, - 1. Aufl., Dt. Verl. für Grundstoffind. – Leipzig.
- HAWF, L. R. & SCHMID, W. E. (1967):** Uptake and translocation of zinc by intact plants. Plant and Soil 27: 249-260.
- HEIDEN, S., ERB, R., LIEBMANN, H. & KAHLE, K. (2001):** Kalibergbau – Umweltlast und Chance, Initiative zum Umweltschutz, Bd. 25, Erich Schmidt Verlag Berlin.
- HEINZE, M., FIEDLER, H. J. (1979):** Versuche zur Begrünung von Kalirückstandshalden. 1. Mitteilung: Gefäßversuch mit Bäumen und Sträuchern bei unterschiedlichem Wasser- und Nährstoffangebot. Archiv Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde 23 (5):315-322.
- HEINZE, M., FIEDLER, H. J. (1981):** Versuch zur Begrünung von Kalirückstandshalden. 2. Mitteilung: Gefäßversuche mit Gehölzen auf verschiedenen Rückstandssubstraten. Archiv Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde 25 (11): 717-724.
- HEINZE, M., FIEDLER, H. J. (1981):** Versuch zur Begrünung von Kalirückstandshalden. 3. Mitteilung: Gefäßversuche mit Kräutern natürlicher Gipsstandorte. Archiv Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde 28 (4): 263-266.
- HEINZE, M., FIEDLER, H. J., LIEBMANN, H. (1984):** Freilandversuche zur Begrünung von Kalirückstandshalden im Südharzrevier. Hercynica 21: 179-189.
- HEINZE, M., LIEBMANN, H. (1991):** Freilandversuche zur Begrünung von Kalirückstandshalden im Südharzrevier. Hercynica 28 (1): 62 - 71.
- HEINZE, M., LIEBMANN, H. (1998):** Begrünung der Rückstandshalden im Südharzgebiet. AFZ-Der Wald 21:1287-1289.

- HELMUTH, R. (1987):** Fly Ash in Cement and Concrete. Portland Cement Association, Illinois.
- HENNING, O., KNÖFEL, D. (1989):** Baustoffchemie: eine Einführung für Bauingenieure und Architekten, 4. Aufl., 196 S., Bauverlag GmbH, Wiesbaden und Berlin.
- HENNIGSEN, D., KATZUNG, G. (2002):** Einführung in die Geologie Deutschlands, 6. überarb. Aufl., Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg; Berlin.
- HERMSMEYER, D. (2001):** Bodenphysikalisch-hydrologische Bewertung von Rückständen der Aluminium-Kreislaufführung als Infiltrationsbarriere für eine Halde des Kalibergbaues. Dissertation am Fachbereich Geowissenschaften und Geografie der Universität Hannover.
- HFvA HESSISCHER FORSCHUNGVERBUND ABFALL (2003):** Oberflächenabdichtung hessischer Deponien im Rahmen der Stilllegung - Stand und Empfehlungen zur Umsetzung -.
- HOFMANN, H., SCHEER, T. (1996):** Waldbauliche, botanische und bodenkundliche Untersuchungen im Umfeld der Halde Hera - Zustandserfassung 1996. Unveröffentlichter Bericht. Universität Gesamthochschule Kassel, Fachgebiet Landschaftsökologie und Naturschutz.
- HOFMANN, H., SCHEER, T. & SCHMEISKY, H. (2000):** Pflanzen salzbeeinflusster Standorte der Halden Hera und Hattorf – Ökologie und Umweltsicherung H.19: 119-140.
- HOFMANN, H., NIESSING, S. & SCHMEISKY, H. (2003):** Anforderungen an Bodenart und Bodenbevorratung von Deponien. in Bio- und Restabfallbehandlung VII, biologisch – mechanisch – thermisch. Neues aus Forschung und Praxis. Hrsg. K. Wiemer, M. Kern, Witzenhausen, Witzenhausen-Institut.
- HOFMANN, H. (2004):** Rekultivierung von Rückstandshalden der Kaliindustrie -5- Untersuchungen zur Begrünung und zur Sukzession auf einer anhydritisch geprägten Rückstandshalde der Kaliindustrie im Werragebiet. Ökologie und Umweltsicherung 24/2004, Universität Kassel, Fachbereich Ökologische Agrarwissenschaften, Fachgebiet Landschaftsökologie und Naturschutz, Witzenhausen.
- HOFMEISTER, H. (1998):** Lebensraum Acker: 32 Tabellen, Verlag Paul Parey, Berlin.
- HÖLTING, B. (1992):** Hydrogeologie; Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie, 4. Auflage, Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
- HÜPPE, J., HOFMEISTER, H. (1990):** Syntaxonomische Fassung und Übersicht über die Ackerunkrautgesellschaften der Bundesrepublik Deutschland. Ber. Reinhold-Tüxen-Ges. 2: 61 –81.
- JUNGK, A. (1988):** Toxikologie der Pflanzenernährung. In: B. Hock & E. F. Elstner (Hrsg.): Schadwirkungen auf Pflanzen. Wissenschaftsverlag, Mannheim, 224 – 240.

- KAUTZ, K. AND B. PRAUSE (1986):** Mineralogisch-chemische und technologische Eigenschaften von Steinkohlenflugaschen aus unterschiedlichen Feuerungen. VGB Kraftwerkstechnik 66: 1194-1199.
- KAUTZ, M. (1991):** Dreijährige Erfahrungen mit einem Wirbelschichtaschen-Dolomit-Gemisch in Freiland-Großversuchen mit Laubbäumen. Tagung über die „Verwertung von Reststoffen aus Kohlekraftwerken zur Bodenverbesserung und Pflanzenernährung“ der VGB Technischen Vereinigung der Großkraftwerksbetreiber.
- KELLER, P. & DEUEL, H. (1958):** Kationenaustauschgleichgewicht an abgetöteten Pflanzenwurzeln. Verhandl. d. 2. u. 4. Kommission d. Intern. Bodenkundl. Ges., Vol. II, S. 164 – 168, Hamburg, Verlag Chemie, Weinheim/Bergstr.
- KEMMLER, G. (1985):** Einsatz von Kaliumsulfat als Spezialdünger in der Landwirtschaft. Kali und Steinsalz, H. 5: 167 – 169.
- KEYN, J., SCHREITER, P., et al. (1985):** “ Zum Phasen- und Gefügeaufbau von Braunkohlenfilteraschen im Feinstkornbereich.” Silikattechnik 36: 341-343.
- KLOKE, A. (1973):** Schwermetalle in Nahrungs- und Futterpflanzen. Dtsch. Lebensm. Rdsch. H. 1: 44 – 49.
- KLUGE, R. (1990):** Symptombezogene toxische Pflanzengrenzwerte zur Beurteilung von Bor (B)-Überschuß bei ausgewählten landwirtschaftlichen Nutzpflanzen. Agribiol. Res. 43: 234-243.
- KNIGHT, A. H. & CROKE, W. M. (1956):** Interaction between nickel and calcium in plants. Nature 178: 220.
- KNOBLAUCH, H., SCHNEIDER, U. (1987):** Bauchemie. Werner Verlag GmbH, Düsseldorf.
- KOCH, D. W. & ESTES, G. O. (1976):** Influence of potassium stress on growth, stomatal behavior, and CO₂ assimilation in corn. Potash Rev. Subj. 3,3 (1976): 1-7.
- KÖHLER, W., SCHACHTEL, G., VOLESKE, P. (2002):** Biostatistik: eine Einführung für Biologen und Agrarwissenschaftler, 3. aktualisierte und erw. Aufl., Springer Verlag, Berlin.
- KRENKLER, K. (1980):** Chemie des Bauwesens, Band 1 – Anorganische Chemie, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg New York.
- KRONE, K. (1985):** Aluminiumrecycling, Vom Vorstoff bis zur fertigen Legierung, Hrsg. Vereinigung Deutscher Schmelzhütten e.V., Düsseldorf.
- KRUPP, R. (2000):** Kali- und Steinsalz in Deutschland, SAVE Sanierung und Verwertung von Rückstandshalden und Endlaugen der Kaliwerke.

- KRUPP, R. (2004):** Kalibergbau und Aluminiumrecycling im Raum Hannover. Eine Studie über Missstände und Verbesserungspotentiale, im Auftrag des Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland, Kreisverband Hannover.
- K+S (1998):** 100 Jahre Sigmundshall 1898-1998. Hrsg. Kali und Salz GmbH Kassel, Copyright Kali und Salz GmbH.
- KUNTZE, H. (1994):** Bodenkunde. 5., neubearb. und erw. Aufl.- Stuttgart: Ulmer
- LAHAYE, P.A. & EPPSTEIN, E. (1971):** Calcium and salt toleration by bean plants. Physiol. Plant. 25: 213-218.
- LAHOUTI, M. & PETTERSON, P. J. (1979):** Chromium accumulation and distribution in crop plants. J. Sci. Food Agric. 30: 136-142.
- LANDSCHAFTSPLAN WUNSTORF – ENTWURF – (2002):** Landschaftsplan Wunstorf, Auftraggeber Stadt Wunstorf, Auftragnehmer Planungsgruppe Landespflege.
- LANGER, A. & SCHÜTTE, H. (2002):** Geologie norddeutscher Salinare, Akad. Geowiss. Hannover, Veröffentl., 20: 63-69.
- LARCHER W. (2001):** Ökophysiologie der Pflanzen. 6. Auflage. Verlag EUGEN ULMER, Stuttgart 408 S.
- LÄUCHLI, A., SPURR, A. R., & EPPSTEIN, E., (1971):** Lateral movement of ion into the xylem of corn roots. II. Evaluation of a stelar pump. Plant Physiol. 48: 118-124.
- LEEDER, M. R. (1992):** Sedimentology, Process and Product, Department of Earth Sciences, University of Leeds, Chapman & Hall, 2-6 Boundary Row, London.
- LEH, H. O. (1977):** Die Gefährdung des Straßenbaumbestandes in Berlin durch Einwirkung von Auftausalz. Berliner Natursch. Bl. 21: 256-264.
- LIEBMANN, H. & SCHRAMM, J. (1982):** Untersuchungen zur Hydrologie der Rückstandshalden. Kali-Steinsalz-Spat, Jhg. 6, H. 15, S.192-197.
- LONDONG, D. (1999):** Bauen mit Regenwasser: aus der Praxis von Projekten/IBA '99: Internationale Bauausstellung Emscher Park. Oldenbourg-Industrieverlag, München.
- LONERAGAN, J. F. (1978):** Anomalies in the relationship of nutrient concentrations to plant yield. Proc. 9th Intern. coll. Plant Anal. and Fertil. Problems, Auckland, New Zealand, 1978: 283 – 298.
- LOTZE, F. (1957):** Steinsalz und Kalisalze. I. Teil.- 466 S.; Verlag Bornträger, Berlin.
- LUTZE, D., BERG, W. v. (2004):** Handbuch Flugasche im Beton, Grundlagen der Herstellung und Verwendung, 1. Auflage, Verlag Bau + Technik, Düsseldorf.

- LÜCKE, M. (1997):** Rekultivierung von Rückstandshalden der Kaliindustrie – 1 - Untersuchungen zum Standort, zur Begrünung mit Komposten und zur Gehölzsukzession von Rückstandshalden mit anhydritischen Auflageschichten. In: Ökologie und Umweltsicherung 12/1997. Fachbereich Landwirtschaft, internationale Agrarentwicklung und Ökologische Umweltsicherung.
- LÜTKE-ENTRUP, E. (1986):** Begrünung extremer Standorte – aus Sicht der Saatgutmischungen. Rasen – Turf – Gazon 4/1986: 127-130.
- LYNCH, J., CRAMER, G.R. & LÄUCHLI, A. (1987):** Salinity reduces membrane-associated calcium in corn root, protoplasts. Plant physiol. 83: 390-394.
- MACHELETT, B., STAIGER, K. & PODLESAK, W. (1984):** Grenzwerte für Schwermetalle in landwirtschaftlich nutzbaren Abbauprodukten und organischen Düngestoffen. Proc. Mengen- und Spurenelemente Arbeitst., Karl-Marx-Univ. Leipzig 1984: 231-235.
- MANCHANDA, H. R. & SHARMA, S. K. (1991):** Boron tolerance in wheat in relation to soil salinity. J. Agric. Science, Cambridge 116 (1991): 17 – 21.
- MARSCHNER, H. (1995):** Mineral Nutrition of higher plants. Academic Press Limited, London, 889 S.
- MARTIN, H. (1991):** Entwicklungsrichtungen zukünftiger Kohlekraftwerke. VDI-Berichte 808.
- MARTIN-PREVEL, P., GAGNARD, J. & GAUTIER, P. (1987):** Plant analysis as a guide to the nutrient requirements of temperate and tropical crops. Lavoisier Publ. New York, USA 1987: 722 pages.
- MATTHES, S. (1990):** Mineralogie: Eine Einführung in die spezielle Mineralogie, Petrologie und Lagerstättenkunde, 3. überarb. Auflage - Springer Verlag Berlin Heidelberg New York.
- MENGEL, K. (1991):** Ernährung und Stoffwechsel der Pflanze, -7. überarb. Auflage-, Gustav Fischer Verlag, Jena.
- MILLAWAY, R. M. & WIERSHOLM, L. (1979):** Calcium and metabolic disorders. Comm. Soil Sci. Plant Analysis 10: 1-28.
- MINNICH, M. (1996):** Die Rekultivierung von Kali-Rückstandshalden: Begrünungsversuche auf der Halde Bleicherode/Thüringen.- Diplomarbeit, Fachbereich VI, Angewandte Physische Geographie/Geowissenschaften, Universität Trier, unveröffentlicht.
- MÜFFELMANN, H. (1986):** Umweltsichernde Bodendecken auf umweltgefährdenden Halden.- Diplomarbeit, Leichtweiss-Institut für Wasserbau, TU Braunschweig, unveröffentlicht.

NIESSING, S. (2001): Bodenmechanische Voruntersuchungen für die Rekultivierung der Kali-Rückstandshalde Neuhof-Ellers. Unveröffentlichte Diplomarbeit. Universität Kassel, Fachgebiet Landschaftsökologie und Naturschutz.

NLFB (1973): Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung – Vorschläge zur Rekultivierung von Salzhalden in Niedersachsen. In: Müffelmann (1986), unveröffentlicht.

OPITZ VON BOBERFELD, W. (1994): Grünlandlehre: biologische und ökologische Grundlagen; 28 Tabellen/ Wilhelm Opitz von Boberfeld – Verlag Ulmer, Stuttgart.

OSAN, C. (1995): Flora und Vegetation auf einer älteren Kalirückstandshalde (Kraja in Thüringen) unter besonderer Berücksichtigung der Strauchschicht. Unveröffentlichte Projektarbeit. Universität Gesamthochschule Kassel, Fachgebiet Landschaftsökologie und Naturschutz.

OSTROWSKI, C. (1976): Einfluss des Kalziumhydroxids und des Gipses auf die puzzolanischen Eigenschaften von Flugaschen (Teil 1). Baustoffindustrie A6:13-17.

OTTO, H. J. (1994): Waldökologie. Stuttgart: Ulmer, 391 S.

PARFITT, R. L. (1978): Anion adsorption by soils and soil materials. Adv. Agron. 30: 1-50.

PEET, M. M., RAPER, C. D., TOLLEY, L. C. & ROBARGE, W. P. (1985): Tomato responses to ammonium and nitrate nutrition under controlled root-zone pH. L. Plant Nutr. 8(9): 787 – 798.

PETERSEN, M. (1974): Vegetationsbeeinflußende Faktoren auf Böschungen Banketten und anderen Extensivflächen. II. Klimatische Faktoren. Rasen – Turf – Gazon 1/1974: 9 – 13.

PODLACHA, G. (1995): Standortkundliche Untersuchungen zur kleinräumlichen Gliederung von Spontanvegetation auf Rückstandshalden der Kaliindustrie. Unveröffentlichte Diplomarbeit. Universität Gesamthochschule Kassel, Fachgebiet Landschaftsökologie und Naturschutz.

PODLACHA, G. (1999): Rekultivierung von Rückstandshalden der Kaliindustrie – 2-Untersuchungen zur Substratdeckung mit geringen Schichtstärken aus Bodenaushub-Wirbelschichtaschen-Gemischen und ihrer Begrünung. In: Ökologie und Umweltsicherung 16/1999, Universität – Gesamthochschule Kassel; Fachbereich Landwirtschaft, internationale Agrarentwicklung und Ökologische Umweltsicherung.

PÖTSCH, J. (1991): Unkraut oder Wildpflanze? Urania Verlag, Leipzig.

POTT, R (1995): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. 2. Aufl. Ulmer Verlag, Stuttgart.

POTT, R. (1996): Biotoptypen - Schützenswerte Lebensräume Deutschlands und angrenzender Regionen. Ulmer Verlag, Stuttgart.

PRATT, P. F. (1966): Chromium. In: Diagnostic criteria for plants & soils. Ed. CHAPMAN, H. D., Univ. Calif. USA, Div. Agric. Sci.: 136-141.

PRESS, F. & SIEVER, R. (1995): Allgemeine Geologie: eine Einführung. – Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin, Oxford.

PRINZ, H. (1991): Abriß der Ingenieurgeologie, mit Grundlagen der Boden- und Felsmechanik, des Erd-, Grund- und Tunnelbaus sowie der Abfalldeponien, 2. Auflage. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.

RAINS, D. W. (1972): Salt transport by plants in relation to salinity. Ann Rev. Plant physiol. 23: 367-388.

REIMANN, D., DEMMICH, J. (1991): Inhaltsstoffe, Menge und spezifische Zusammensetzung von Rückständen und Reststoffen, Teil 2: Aus Kohlekraftwerken, VDI Bildungswerk, Verein Deutscher Ingenieure.

REUTER, D. J. & ROBINSON, J. B. (1986): Plant analysis. Inkata Press, Melbourne and Sydney, Australia.

ROBINSON, J. B. D. (1983): Diagnosis of mineral disorders in plants. Vol. 1 u. 2, Publ. by Ministry of Agric., Fish and Food/Agric. Res. Council London. Vol. 3, Glasshouse crops.

RÖLLEKE, F. J. (1986): Zur zweckmäßigen Nutzung von Kali-Rückstandshalden. – Assessor-Arbeit, Oberbergamt Clausthal-Zellerfeld. In: Müffelmann (1986), unveröffentlicht.

ROTHMALER, W. (1995): Exkursionsflora von Deutschland. Band 3 Gefäßpflanzen: Atlasband, Gustav Fischer Verlag, Jena Stuttgart.

RYGOL, W. (1987): Untersuchungen zum Einsatz von Endprodukten der Rauchgasreinigung mit Kalk in der Bodenverfestigung, Dissertation 1987, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät der Universität zu Köln.

SABRY, M. A., L.W. REED & PARCHER, J.V. (1981): Mineralogy of compacted clay-lime mixtures. Soil Sci. Soc. Am. J. 45, S. 144-150.

SAUERBECK, D. (1982): Welche Schwermetallgehalte in Pflanzen dürfen nicht überschritten werden, um Wachstumsbeeinträchtigungen zu vermeiden? Landw. forsch. Sonderh. 39: 108-129.

SCHEER, T. (2001): Rekultivierung von Rückstandshalden der Kaliindustrie - 4 - Untersuchungen zur Nutzbarkeit aufbereiteter Salzschlacke der Sekundäraluminium-Industrie als Rekultivierungsmaterial einer Kali-Rückstandshalde. In: Ökologie und Umweltsicherung 20/2001, Universität – Gesamthochschule Kassel; Fachbereich Landwirtschaft, internationale Agrarentwicklung und Ökologische Umweltsicherung.

SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL (2002): Lehrbuch der Bodenkunde, 15. Auflage, Spektrum Akademischer Verlag GmbH, Heidelberg, Berlin.

SCHILLING, G. (2000): Pflanzenernährung und Düngung, Verlag Eugen Ulmer Stuttgart.

SCHIMANSKY, C. (1981): Der Einfluss einiger Versuchsparameter auf das Fluxverhalten von 28Mg bei Gerstenkeimpflanzen in Hydrokulturversuchen. Landw. forsch. 34: 154 – 165.

SCHMEIL, O. & FITSCHE, J. (1996): Flora von Deutschland und angrenzender Länder: ein Buch zum Bestimmen der wildwachsenden und häufig kultivierten Gefäßpflanzen – 90. Aufl./ bearb. von Karlheinz Senghas und Siegmund Seybold. – Wiesbaden: Quelle und Meyer.

SCHMEISKY, H. (1982): Begrünungsversuche auf Abraumhalden im nordhessischen Braunkohlebergbaugebiet. Braunkohle 7: 219-224.

SCHMEISKY, H., KAUTZ, K.M. (1992): Erfahrungen mit einem Wirbelschichtaschen-Dolomit-Gemisch in Gefäß- und Freilandversuchen. VGB Kraftwerkstechnik 72: 465-470.

SCHMEISKY, H., KUNICK, M., LENZ, O. (1993): Zur Begrünung von Rückstandshalden der Kaliindustrie. In: Kali und Steinsalz 5/6: 132-152.

SCHMEISKY, H., HOFMANN, H., SCHEER, T. (1996): Waldbauliche, botanische und bodenkundliche Untersuchungen im Umfeld der Halde Hera – Zustandserfassung 1996 -, Universität-Gesamthochschule Kassel, Fachgebiet Landschaftsökologie und Naturschutz – unveröffentlichter Arbeitsbericht.

SCHMEISKY, H. (1997): Möglichkeiten zur Rekultivierung von Rückstandshalden der Kali-Industrie. In: Abbau von Bodenschätzten und Wiederherstellung der Landschaft. Hohenheimer Umwelttagung 29: 119 –131.

SCHMEISKY, H., LENZ, O. (1998): Zur Begrünung von Rückstandshalden der Kaliindustrie – Ergebnisse einer 25jährigen Forschungsarbeit. In: Kali und Steinsalz 9: 501-515.

SCHMEISKY, H. (2000a): Begrünung von Rückstandshalden der Kali-Industrie. – In: Ökologie und Umweltsicherung H. 19: 11 – 27.

SCHMEISKY, H. (2000b): Natural revegetation of saline waste dumps – drought tolerant specialists and halophytes. – In: Landscape and Urban Planning 51/2-4: 159-164.

SCHMEISKY, H., OSAN C. (2000): Entwicklung der Flora auf der Rückstandshalde der Kali-Industrie bei Kraja in Thüringen. In: Ökologie und Umweltsicherung H.19: 101-117.

- SCHMEISKY, H., HOFFMANN, H. (2000):** Rekultivierung von Rückstandshalden der Kaliindustrie – 3 – Untersuchungen zum Salzaustrag, zur Sukzession sowie Maßnahmen und Erkenntnisse zur Begrünung. In: Ökologie und Umweltsicherung 19/2000, Universität – Gesamthochschule Kassel; Fachbereich Landwirtschaft, internationale Agrarentwicklung und Ökologische Umweltsicherung.
- SCHMEISKY, H., HOFMANN, H. (2002):** Sickerwasserregulierung von Deponieflächen durch Vegetationsdecken – In: Wiemer, K. und M. Kern (Hrsg.) Bio- und Restabfallbehandlung VI. Witzenhausen-Institut Neues aus Forschung und Praxis: 806-813.
- SCHMEISKY, H., NIESSING, S. (2002):** Ascheeinsatz bei der Rekultivierung von Tagebauen und Halden. Fachtagung Verwertung von Abfällen in und auf Böden, Bildungszentrum für die Entsorgungs- und Wasserwirtschaft GmbH, Duisburg-Rheinhausen.
- SCHMIDT, K., WALTER, R. (1990):** Erdgeschichte, 4. überarb. Aufl.- , Verlag Walter de Gruyter, Berlin New York.
- SCHREITER, P. (1968):** Zum Phasenaufbau von Braunkohlenfilteraschen. Silikattechnik 19: 358-361.
- SCHROEDER, D. (1983):** Bodenkunde in Stichworten. Unterägeri, Verlag Ferdinand Hirt., 160 S.
- SCHROTH, H. E. (1977):** Die Errichtung einer Großhalde unter umweltschützenden Bedingungen. – Kali und Steinsalz, Jhg. 6, H. 5, S. 158-164.
- SCHUBERT, R. (1991):** Lehrbuch der Ökologie, -3. überarb. Auflage-, Gustav Fischer Verlag, Jena.
- SCHWARZ, O. C. (2004):** Beiträge zur Biologie, Chorologie, Ökologie und Taxonomie der neophytischen Melde *Atriplex micrantha* und verwandter Arten, Dissertation, Universität Stuttgart, Biologisches Institut, Abteilung Botanik.
- SESSLER, W., HOLLÄNDER, R. (2002):** Das Kaliwerk Sigmundshall der K + S Aktiengesellschaft, Akad. Geowiss. Hannover, Veröffentl., 20 (2002): 70-76.
- SIMON C. (1958):** Eine Halophytenflora am Oberrhein. Bauhinia, 1: 144-150.
- SIMON, E. (1978):** Heavy metals in soils, vegetation development and heavy metal tolerance in plant populations from metalliferous areas. New Phytol. 81 (1978): 175-188.
- SIMON, M. (1990):** Status und Perspektiven der Kraftwerkstechnik. VDI-Berichte 808.
- SLOTTA, R. (1980):** Technische Denkmäler in der Bundesrepublik Deutschland, 3, Die Kali- und Steinsalzindustrie, Deutsches Bergbau-Museum, Bochum.

- SMILDE, K. W. (1976):** Toxische gehalten aan zware metalen (Zn, Cu, Cr, Ni, Pb en Cd) in grond en gewas – Een literatuuroverzicht. Publ. Inst. Voor Bodemvruchtbaarheid, Haren (Gron.) Niederlande, Nr. 25.
- SOMMER, B. (1984):** Pflanzenverfügbarkeit von Schwermetallen in einer Löß-Parabraunerde nach langjähriger Düngung mit Klärschlämmen. Diss. Agrarw. Fak., Univ. Hohenheim.
- SPATZ, G. (1994):** Freiflächenpflege/ Günter Spatz. – Verlag Ulmer, Stuttgart.
- STAESCHE, U. (2002):** Das Steinhuder Meer, Akad. Geowiss. Hannover, Veröffentl., 20: 46-53.
- STAIGER, K. (1984):** Blei im Boden. Proc. Mengen- und Spurenelemente Arbeitst., Karl-Marx Univ. Leipzig.
- STANLEY, S. (1994):** Historische Geologie: Eine Einführung in die Geschichte der Erde und des Lebens. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg, Berlin, Oxford.
- STARK, J., MÖSER, B., ECKART, A. (2001):** Neue Ansätze zur Zementhydratation. erschienen in: ZKG international No. 01/2001 (Teil 1) und No. 02/2001 (Teil 2). im Bauverlag, Universität Weimar.
- STEUBING, L. (1992):** Ökologische Botanik: Einführung in die ökologische Botanik, 3. Aufl., UTB für Wissenschaft, Uni Taschenbücher.
- THOMSON, W. W. & WEIER, T. E. (1962):** An electron microscope study of chloroplasts from leaves deficient in nitrogen, phosphorus, magnesium, potassium and zinc. Plant Physiol 37: XI.
- VETTER, H., MENGELE, K., HOFFMANN, G., MARSCHNER, H. & BRÜNE, H. (1984):** Ermittlung des Düngerbedarfs. DLG Verlagsges. GmbH, Frankfurt/M.
- VGB TECHNISCHE VEREINIGUNG DER GROßKRAFTWERKS BETREIBER, E. V., ED. (1992):** Verwertungskonzept für Reststoffe aus Kohlekraftwerken - REA-Gips. Auszug aus: VGB Technisch-wissenschaftliche Berichte "Verwertung/Entsorgung" (VGB TW 702). Essen, VGB Kraftwerkstechnik - Verlag technisch-wissenschaftlicher Schriften.
- WALCH, D. & FRATER, H. (2004):** Wetter und Klima, Das Spiel der Elemente - Atmosphärische Prozesse verstehen und deuten. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg 2004.
- WALLNÖFER, P. R. & ENGELHARDT, G. (1988):** Schadstoffe die aus dem Boden aufgenommen werden. In: B. Hock & E. F. Elstner: Schadwirkungen auf Pflanzen. Wissenschaftsverlag: 95-114, Mannheim.
- WALSH, L. M. & BEATON, J. D. (EDIT) (1973):** Soil testing and plant analysis. Publ. Soil Sci. Soc. Amer., Inc., Madison, Wisc., USA

- WALTER, R. (1992):** Geologie von Mitteleuropa, - 5. vollständig neu bearbeitete Auflage. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- WEIßFLOG, E. & DEMMICH, J. (1989):** Zur Praxis der Entsorgung von Aschen aus der Wirbelschichtfeuerung bzw. aus der Rauchgasentschwefelung. Kraftwerk und Umwelt: 93-297.
- WILDHAGEN, H. (1993):** Geologie - Die Entstehung von Salzlagerstätten. In Kali und Steinsalz.
- WILMANNS, O. (1993):** Ökologische Pflanzensoziologie. 5. Aufl. Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden.
- WINKLER, S. (1980):** Einführung in die Pflanzenökologie. 2. Aufl., UTB 169, Fischer, Stuttgart.
- WITHERS, B., VIPOND, S. & LECHER, K. (1978):** Bewässerung, Verlag Paul Parey, Berlin.
- WOHLRAB, B., ERNSTBERGER, H., MEUSER, A., SOKOLLEK, V. (1992):** Landschaftswasserhaushalt, Verlag Paul Parey, Hamburg, Berlin.
- WÖHLER, V. (1999):** Aufbereitete Aluminium-Salzschlacke als Rekultivierungsmaterial - Untersuchungen zum Stoff- und Wasserhaushalt eines salzhaltigen Rekultivierungsmaterials im Labor und Freiland. Dissertation an der Universität – Gesamthochschule Kassel, Fachbereich Landwirtschaft, internationale Agrarentwicklung und Ökologische Umweltsicherung.
- WOOLHOUSE, H. W. (1983):** Toxicity and tolerance in response of plants to metals. In "Encycl. of Plant Physiology", New Series. O. L. Lange et al. (eds.) Vol. 12 C, S. 246-300. Springer Verlag Berlin, New York.
- WOTHINGTON, E.B. et al. (1977):** Arid land irrigation in developing countries. Pergamon, Oxford.
- ZIECHMANN, W., MÜLLER-WEGENER, U. (1990):** Bodenchemie - BI-Wiss.-Verl., Mannheim; Wien; Zürich:
- ZUNDEL, R. (1982):** Die Begrünung der Kalihalde in Reyershausen. In: Pressearchiv 18: 189-204 [Hrsg.: Flecken Bovenden].
- ZUNDEL, R. (1987):** Zur Rekultivierung der Rückstandshalde der Kaliindustrie und anderen schwierigen Standorten. Information der Universität Göttingen: 27-28.

Internet Stand: 05.2005

<http://www.wau.boku.ac.at>

<http://www.energiewelten.de>

<http://www.fritsch.de>

<http://www.gebruederfriedrich.de>

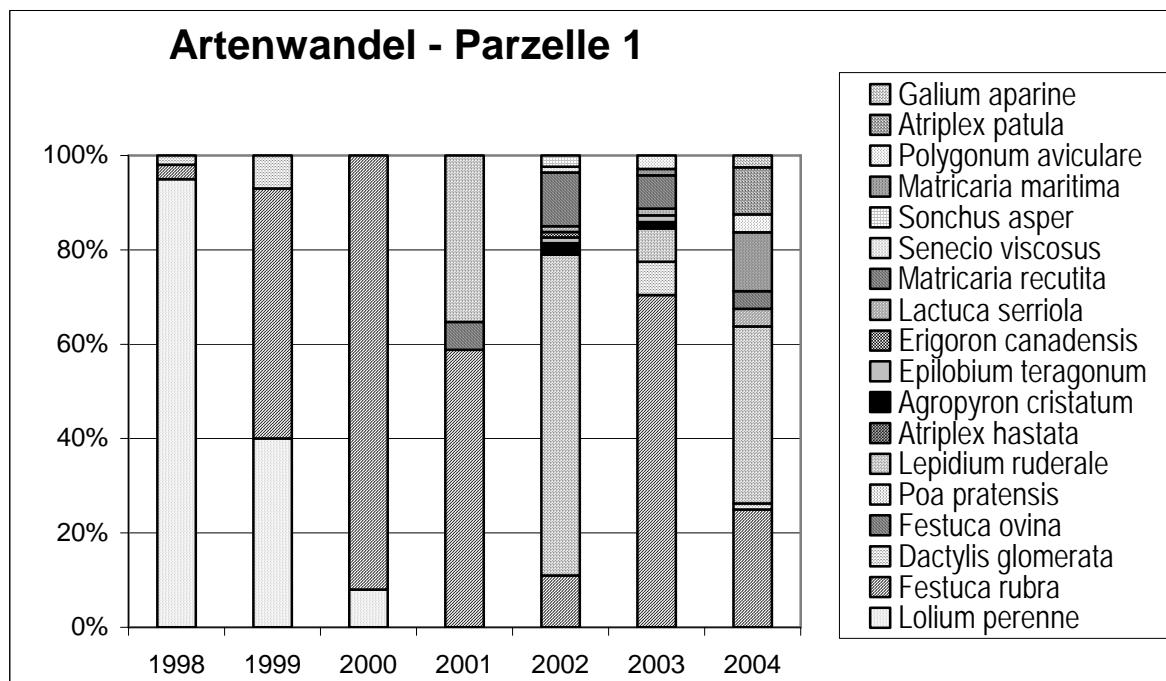
Literatur

<http://www.kalisalz.de>
<http://www.k-plus-s.com/gruppe/historie.cfm>
<http://www.m-forkel.de>
<http://www.nlfb.de>
<http://www.rbmineral.de>
<http://www.telehotel.de>
<http://www.wetteronline.de>

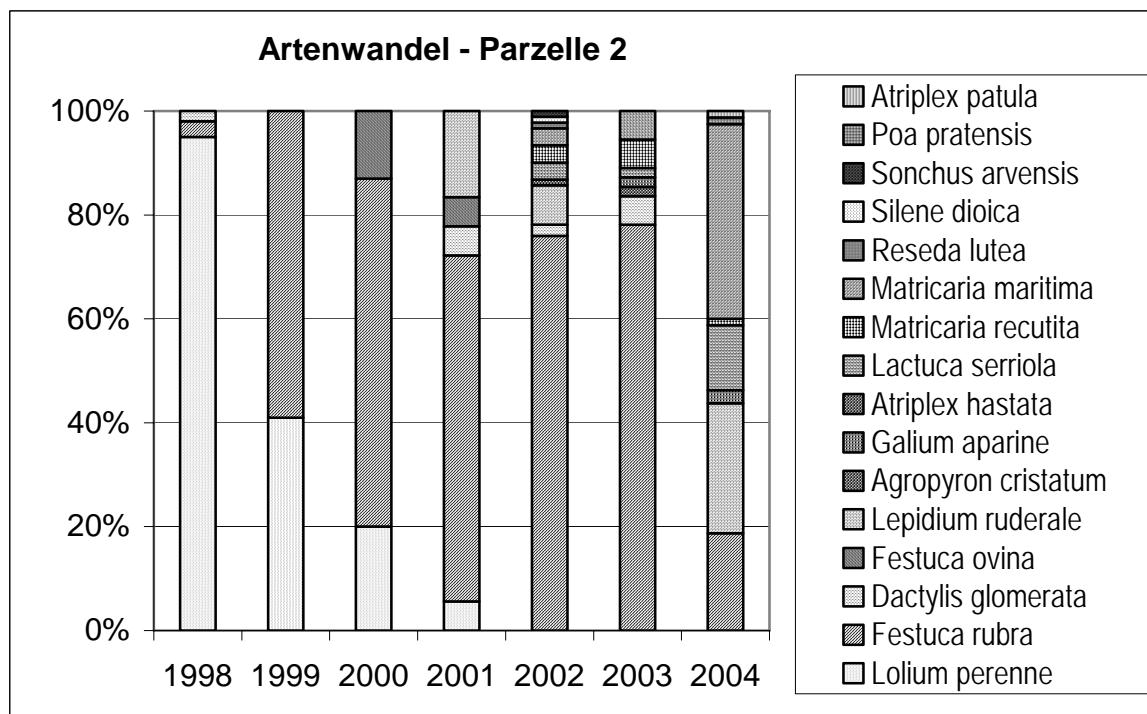
16 Anhang

Vegetationsentwicklung auf den Parzellen des Versuchsfeldes Süd von 1998 bis 2004

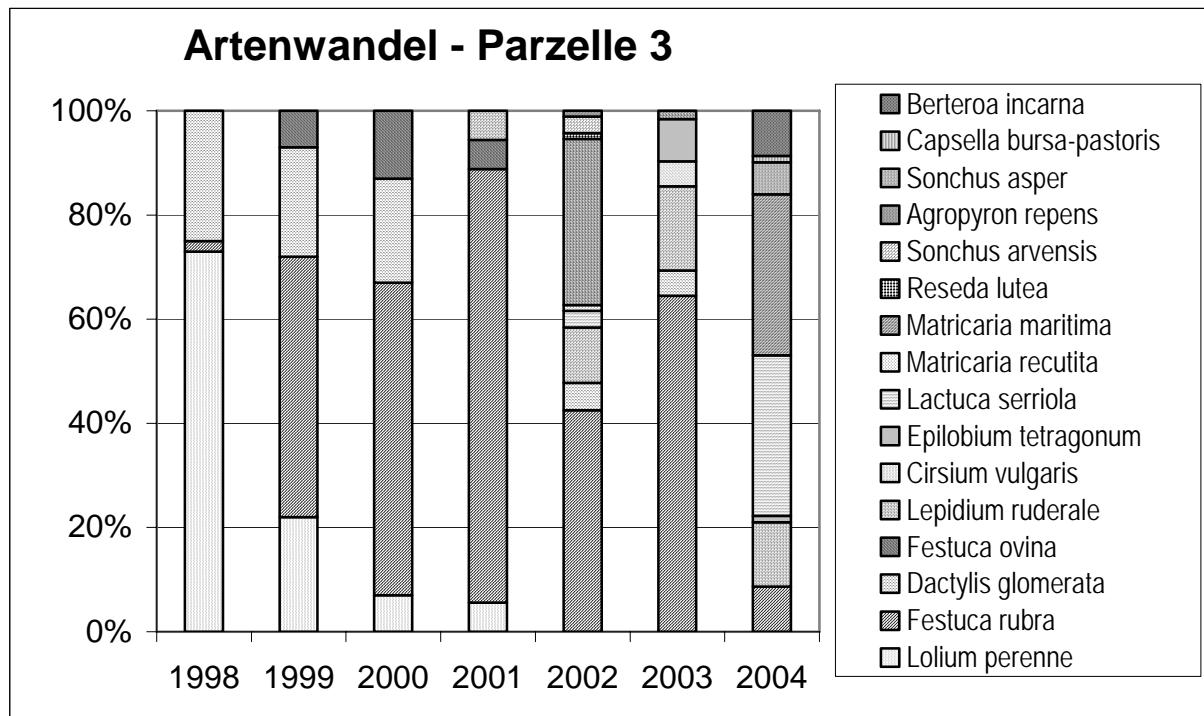
Artenwandel der Parzelle 1



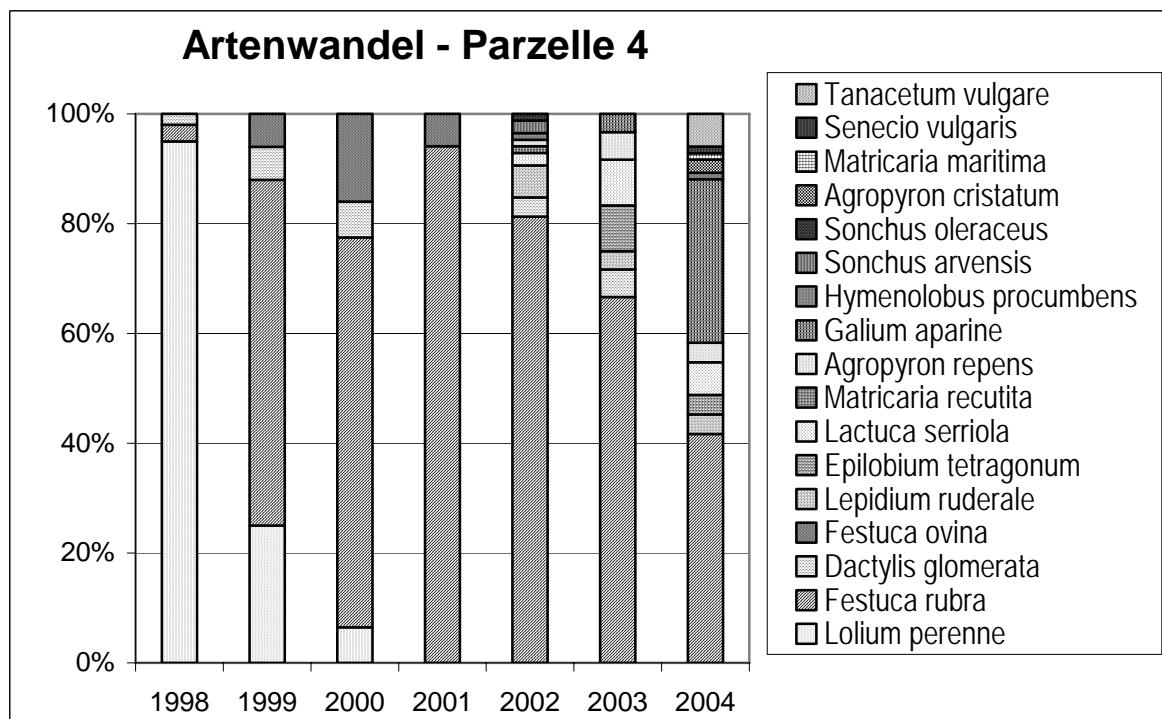
Artenwandel der Parzelle 2



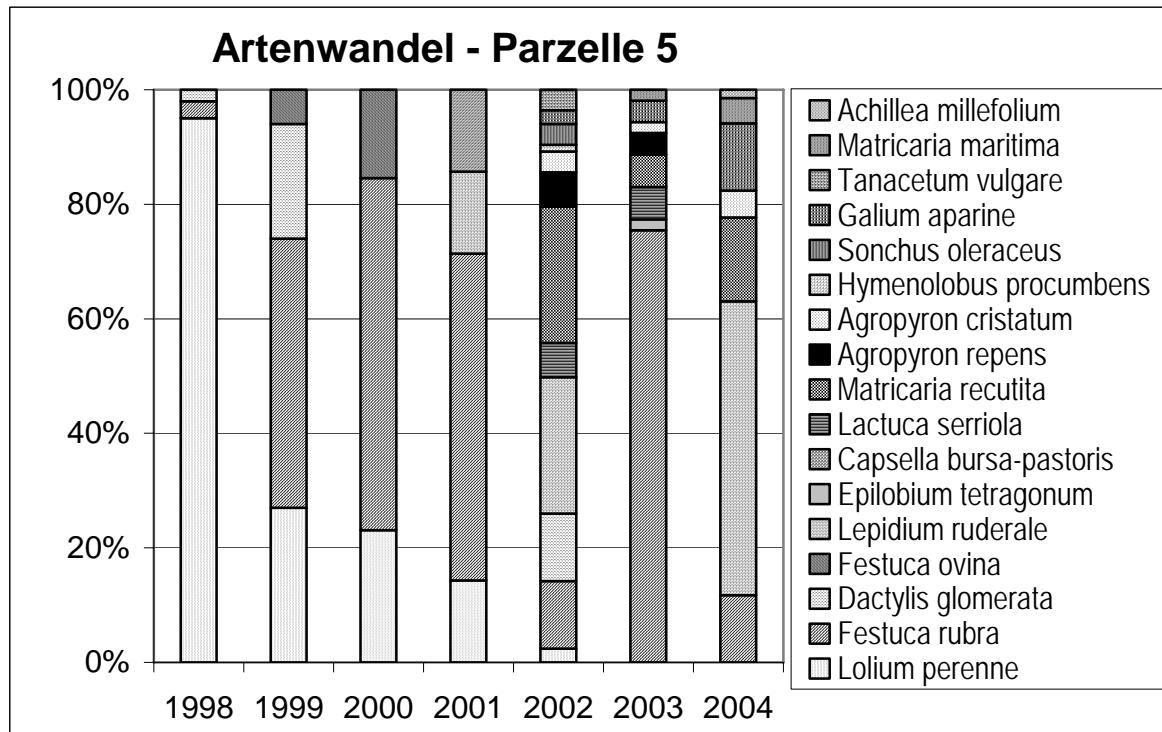
Artenwandel der Parzelle 3



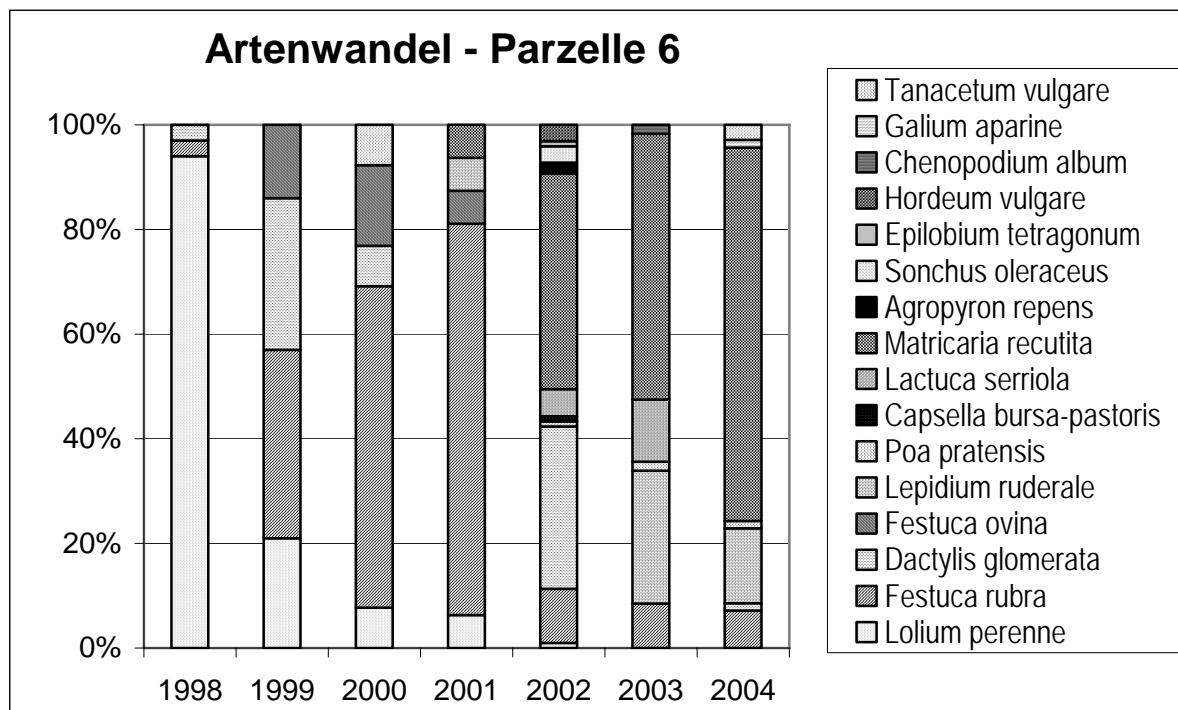
Artenwandel der Parzelle 4



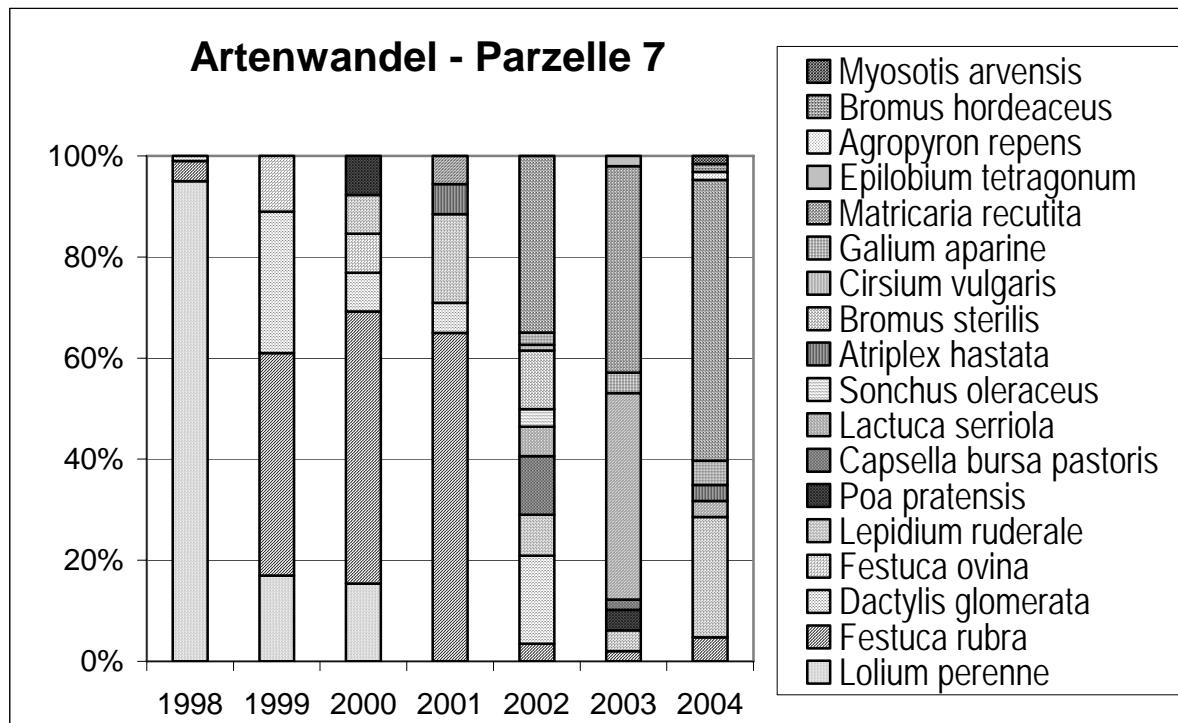
Artenwandel der Parzelle 5



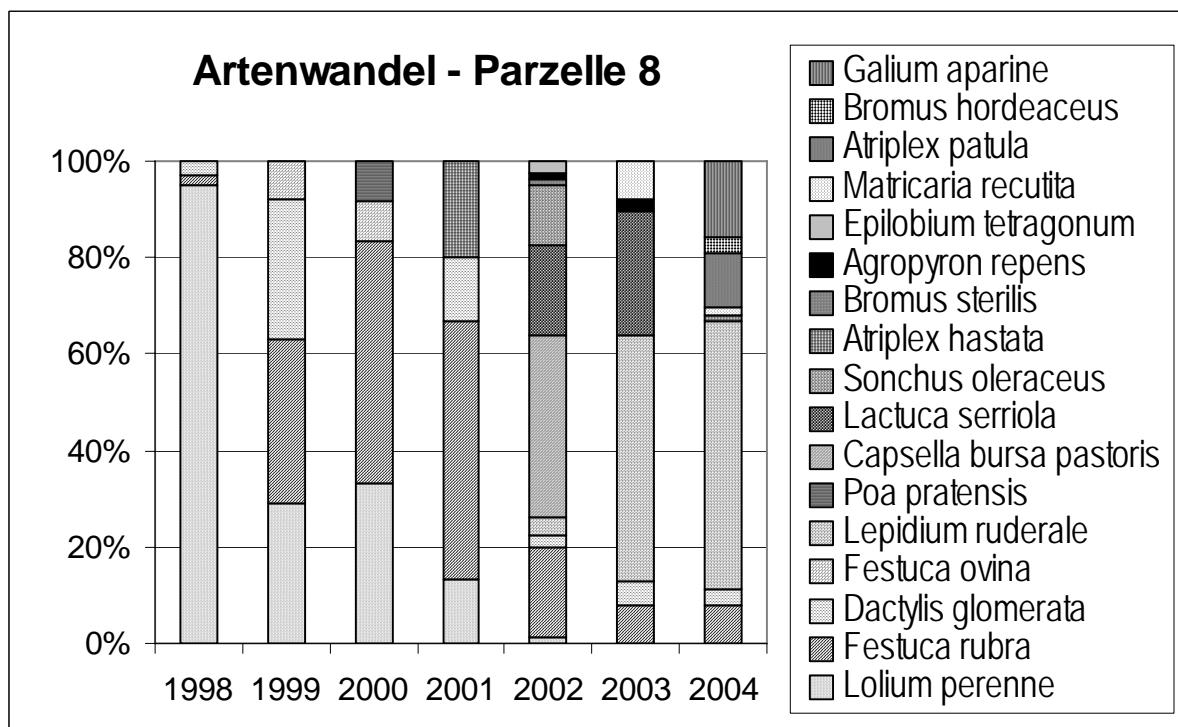
Artenwandel der Parzelle 6



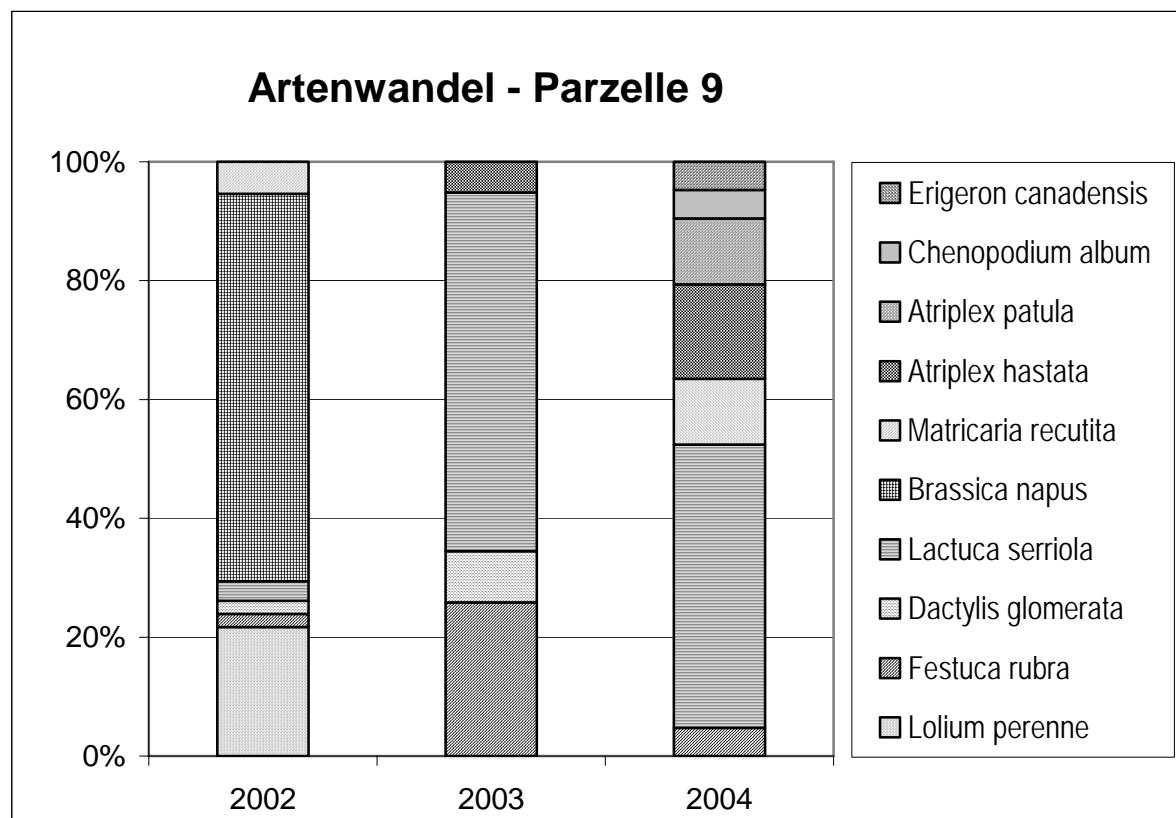
Artenwandel der Parzelle 7



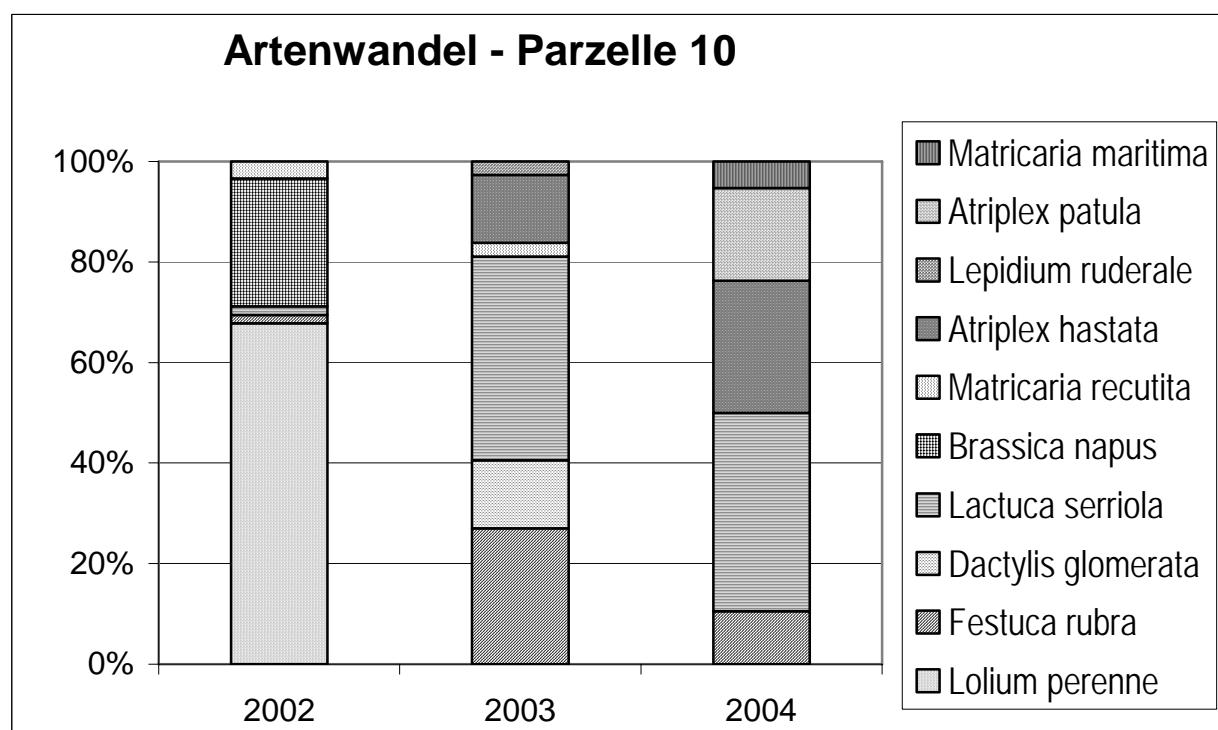
Artenwandel der Parzelle 8



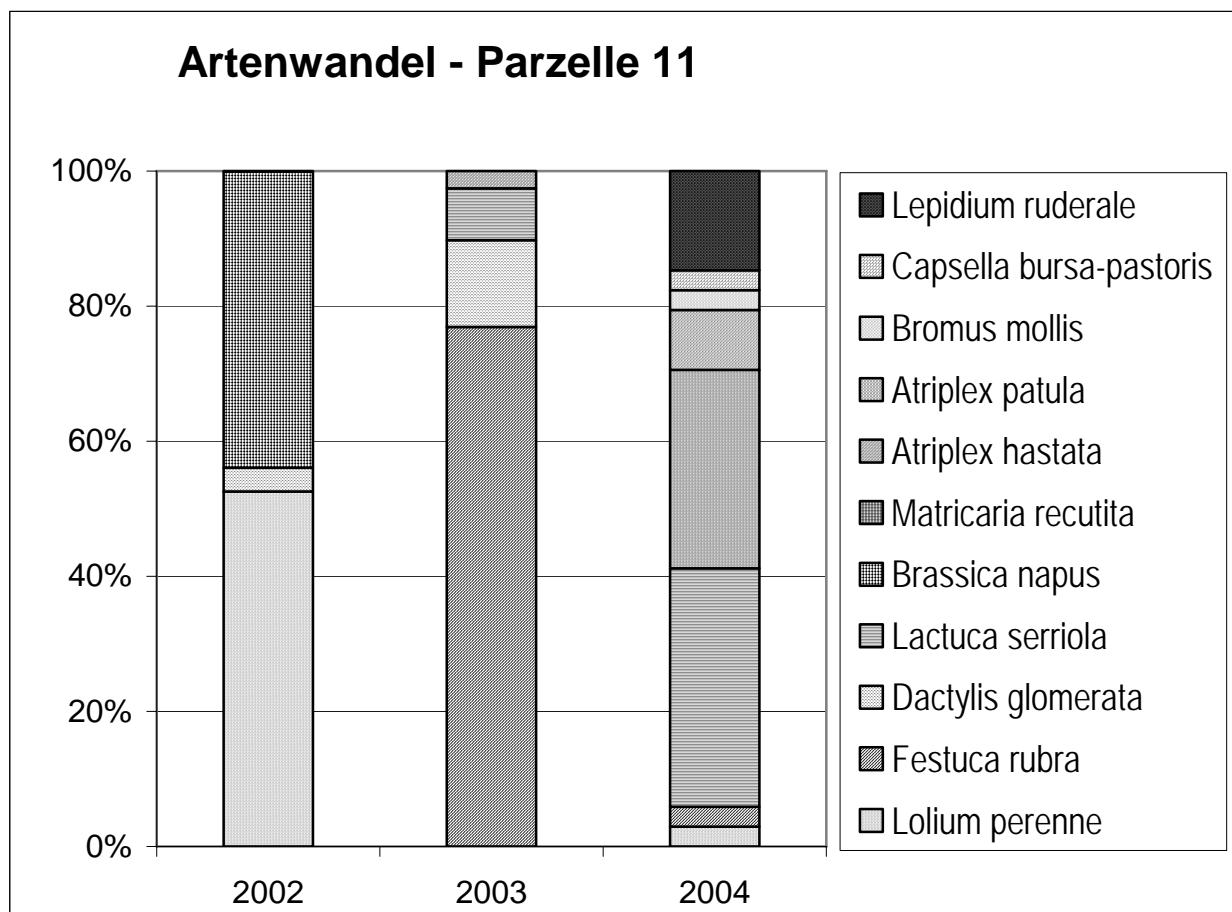
Artenwandel der Parzelle 9



Artenwandel der Versuchsfläche 10



Artenwandel der Parzelle 11



Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Kaliproduktionsstätten in Deutschland, Quelle: (www.kalisalz.de)	4
Abb. 2: Stadt und Landkreis Hannover mit Lage der Rückstandshalde der Kaliindustrie, Werk Sigmundshall (Bokeloh), aus www.telehotel.de	11
Abb. 3: Sedimentation von Evaporiten aus www.k-plus-s.com	13
Abb. 4: Effekte der Meerwasserevaporation in Abhängigkeit der Salzkonzentration, der Dichte und der damit verbundenen Fällungsprodukte (aus: LEEDER, 1992)	14
Abb. 5: Die Salzstrukturen Niedersachsens, aus www.nlfb.de	15
Abb. 6: Lage der Versuchsfelder	18
Abb. 7: Kompressionstechnik – Kompressor, Sprühpistole und Raupenfahrzeug	26
Abb. 8: Haldenigel	27
Abb. 9: Allradschlepper, Forstseilwinde, Umlenkswagen und Haldenigel	28
Abb. 10: Entstehung des SAV-Stabilisates aus: www.energiewelten.de	30
Abb. 11: Wirbelschichtfeuerung aus www.energiewelten.de	36
Abb. 12: Aufbau Versuchsfeld Süd	43
Abb. 13: Schematischer Aufbau des Versuchsfeldes Süd	44
Abb. 14: Schematische Darstellung des Versuchsfeldes Süd	44
Abb. 15: Lageplan der Versuchsparzellen mit ausgewählten Ansaat-Mischungen	46
Abb. 16: Versuchsfeld Süd im Jahr 1999	46
Abb. 17: Entwicklung der Deckungsgrade der Parzellen 1-11	49
Abb. 18: Begrünung der Parzelle 6 im Mai 2001	50
Abb. 19: Eine gut etablierte Pflanzendecke im Jahr 2002 auf dem Versuchsfeld Süd	51
Abb. 20: Versuchsfläche Südhang 2002 (Parzelle 9-11)	51
Abb. 21: Entwicklung der Artenzusammensetzung auf der Parzelle 1 (1998 - 2004)	53
Abb. 22: Entwicklung der Artenzusammensetzung auf der Parzelle 8 (1998 - 2004)	53
Abb. 23: Entwicklung der Artenzusammensetzung auf der Parzelle 9 (2002 - 2004)	57
Abb. 24: Biomasseerträge der Parzellen 1 – 11	58
Abb. 25: Gemittelte pH-Werte im Substrat (P 1 - 8)	62
Abb. 26: Gemittelte pH-Werte im Substrat (P 9 - 11)	63
Abb. 27: Gemittelte ELF im Substrat (P 1- 8)	65

Abb. 28: Gemittelte ELF im Substrat (P 9 – 11).....	66
Abb. 29: Gemittelte Kohlenstoffgehalte im Substrat (1998).....	67
Abb. 30: Gemittelte Kohlenstoffgehalte im Substrat (2001 – 2004).....	68
Abb. 31: Gemittelte Stickstoffgehalte im Substrat in unterschiedlichen Tiefen (1998).....	69
Abb. 32: Gemittelte Stickstoffgehalte im Substrat (1998 – 2004)	70
Abb. 33: Gemittelte Phosphorgehalte im Substrat in unterschiedlichen Tiefen (1998).....	72
Abb. 34: Gemittelte Phosphorgehalte im Substrat (2001 – 2004).....	72
Abb. 35: Gemittelte Kaliumgehalte im Substrat (1998).....	74
Abb. 36: Gemittelte Kaliumgehalte im Substrat (2001 – 2004).....	75
Abb. 37: Gemittelte Magnesiumgehalte im Substrat (1998).....	77
Abb. 38: Gemittelte Magnesiumgehalte im Substrat (2002 – 2004).....	78
Abb. 39: Gemittelte Calciumgehalte im Substrat (1998).....	79
Abb. 40: Gemittelte Chloridgehalte im Substrat (1998).....	82
Abb. 41: Gemittelte Chloridgehalte im Substrat (1999 – 2004).....	83
Abb. 42: Gemittelte Chloridgehalte im Substrat (1999).....	84
Abb. 43: Stickstoff-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse.....	87
Abb. 44: Phosphor-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse.....	89
Abb. 45: Kalium-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse.....	91
Abb. 46: Magnesium-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse	93
Abb. 47: Chlorid-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse.....	94
Abb. 48: Bor-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse.....	96
Abb. 49: Kupfer-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse.....	97
Abb. 50: Nickel-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse.....	99
Abb. 51: Blei-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse	100
Abb. 52: Zink-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse.....	101
Abb. 53: Eisen-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse.....	102
Abb. 54: Mangan-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse.....	103
Abb. 55: Cadmium-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse.....	104
Abb. 56: Chrom-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse.....	105
Abb. 57: Gemittelte Scherfestigkeiten (04/2001).....	107
Abb. 58: Gemittelte Scherfestigkeiten (06/2002).....	108
Abb. 59: Gemittelte Scherfestigkeiten (06/2002).....	109
Abb. 60: Gemittelte Scherfestigkeiten (12/2002).....	110
Abb. 61: Gemittelte Scherfestigkeiten (04/2003).....	110

Abb. 62: Gemittelte Scherfestigkeiten (11/2003).....	111
Abb. 63: Gemittelte Scherfestigkeiten (04/2004).....	111
Abb. 64: Idealisiertes Regelprofil des Versuchsfeldes Nord.....	112
Abb. 65: Versuchsfeld Nord mit Messprofilen im Mai 2002	114
Abb. 66: Chloridgehalte Versuchsfläche Nord, (oben = Haldenplateau, unten = Haldenfuß).....	115
Abb. 67: Nordhang ohne mechanische Bearbeitung.....	117
Abb. 68: Laufmuster des Haldenigels.....	118
Abb. 69: Begrünungszustand am Ende der Vegetationsperiode 2002.....	118
Abb. 70: Blühaspekt im Frühjahr 2003 auf dem Versuchsfeld Nord.....	119
Abb. 71: Vegetationsdecke im Sommer 2003.....	119
Abb. 72: Gemittelte pH-Werte mit Standardabweichung.....	121
Abb. 73: Gemittelte ELF mit Standardabweichung.....	122
Abb. 74: Gemittelte Kohlenstoff-Gehalte mit Standardabweichung.....	122
Abb. 75: Gemittelte Stickstoff-Gehalte mit Standardabweichung.....	123
Abb. 76: Gemittelte Phosphor-Gehalte mit Standardabweichung.....	124
Abb. 77: Gemittelte Kalium-Gehalte mit Standardabweichung.....	124
Abb. 78: Gemittelte Magnesium-Gehalte mit Standardabweichung.....	125
Abb. 79: Gemittelte Chlor-Gehalte mit Standardabweichung.....	125
Abb. 80: Biomassenerträge 2002 – 2004.....	127
Abb. 81: Stadium der Vegetationsentwicklung im Frühjahr 2003.....	128
Abb. 82: Frühjahr 2004 Versuchsfeld Nord.....	129
Abb. 83: Biomassenerträge von <i>Atriplex sagittata</i> und ihrer Streu auf dem Versuchsfeld der Universität Hannover.....	130
Abb. 84: 100%ige des Versuchsfeldes der Universität Hannover mit <i>Atriplex prostrata</i> (2003).....	130
Abb. 85: <i>Atriplex sagittata</i> auf dem Versuchsfeld Nord.....	131
Abb. 86: Stickstoff-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse.....	133
Abb. 87: Phosphor-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse.....	134
Abb. 88: Kalium-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse.....	134
Abb. 89: Magnesium-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse.....	135
Abb. 90: Bor-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse.....	135
Abb. 91: Cadmium-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse.....	136
Abb. 92: Kupfer-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse.....	136
Abb. 93: Nickel-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse.....	137
Abb. 94: Blei-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse.....	137
Abb. 95: Zink-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse.....	138

Anhang

Abb. 96: Eisen-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse	138
Abb. 97: Mangan-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse	139
Abb. 98: Chrom-Gesamtgehalte in der oberirdischen Biomasse	139
Abb. 99: Lage der Messprofile auf der Versuchsfläche Nord	140
Abb. 100: Gemittelte Scherfestigkeiten vom Januar 2003	141
Abb. 101: Gemittelte Scherfestigkeiten vom April 2003	141
Abb. 102: Gemittelte Scherfestigkeiten vom Oktober 2003	142
Abb. 103: Gemittelte Scherfestigkeiten vom Mai 2004	142
Abb. 104: Doppelringinfiltrometer	143
Abb. 105: Niederschlagserfassung Wunstorf	144
Abb. 106: Niederschlagssammler Typ Hann. Münden auf dem Versuchsfeld Süd	145
Abb. 107: Niederschlagserfassung auf der Versuchsfläche Süd - oberhalb und unterhalb des Versuchsfeldes - (n = 10) im Vergleich mit der Stadt Wunstorf	145
Abb. 108: Niederschlagsmessungen auf der Nordseite der Halde	146
Abb. 109: Vergleich der Niederschlagsmengen im Jahr 2003 u. 2004	147
Abb. 110: Prozentuale Abweichung der gemessenen Niederschlags- sammlern mit 200 cm ² Auffangfläche im Vergleich zu 100 cm ²	147
Abb. 111: Bodenebener Niederschlagssammler mit einer Auffangfläche von 200 cm ²	148
Abb. 112: Abweichungen der bodenebenen Messungen zu Messungen in 1 m Höhe, Vegetationsperiode 2004	149
Abb. 113: Niederschlagsmessung im Jahr 2004	149
Abb. 114: Verlauf minimaler/maximaler Lufttemperatur	150
Abb. 115: Luftfeuchtigkeit vom April 2003 bis Oktober 2004 – Versuchsfeld Nord	151
Abb. 116: Gemessene Bodentemperaturen in verschiedenen Substratiefen des Versuchsfeldes Nord	152
Abb. 117: Gemessene Windrichtungen im Jahr 2003	153
Abb. 118: Gemessene Windrichtungen im Jahr 2004	153

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Kalirückstandshalden in Deutschland, aus KRUPP (2004).....	5
Tab. 2: Bestimmungsgrenzen	21
Tab. 3: Umrechnungswerte	25
Tab. 4: Analyse des REKAL-Rückstandes aus DIEKMANN, 2003.....	29
Tab. 5: Chemische Hauptkomponenten	31
Tab. 6: Chemische Zusammensetzung einer WSA (KAUTZ, 1991).....	37
Tab. 7: Mineralogische Zusammensetzung einer WSA (KAUTZ, 1991).....	37
Tab. 8: Ansaatmischung 1	39
Tab. 9: Ansaatmischung 2	39
Tab 10: Ansaatmischung 3	39
Tab 11: Ansaatmischung 4	40
Tab 12: Ansaatmischung 5	40
Tab 13: Ansaatmischung 6	41
Tab 14: Ansaatmischung 7 (Parzelle 9-11)	41
Tab. 15: Ansaatmischung 8 Nordhang	41
Tab. 16: Düngermengen Parzellen 1 – 8	47
Tab. 17: Düngermengen Parzellen 9 – 11	48
Tab. 18: Düngermengen Parzellen 1 – 11 (2003 – 2004)	48
Tab. 19: Gesamtmenge an aufgebrachtem N	48
Tab. 20: Erträge unterschiedlicher Standorte und Pflanzengesellschaften	59
Tab. 21: Einstufung der Böden nach dem pH-Wert	60
Tab. 22: Schäden aufgrund extremer pH-Werte	61
Tab. 23: Die pH-Werte der eingesetzten Substrate bzw. ihrer Einzelkomponente (SCHEER, 2001).....	61
Tab. 24: Grad der Versalzung anhand der ELF nach WITHERS (1978)	64
Tab. 25: Non-effect-level (NEL) der Salzkonzentration der Bodenlösung (als ELF des Sättigungsextraktes) und relative Produktivität ausgewählter Pflanzen (nach CARTER IN WOTINGTON, 1977).....	64
Tab. 26: Salztoleranz in ELF verschiedener Kulturpflanzen bei der ein Ertragsrückgang von 75% des Normalertrages bewirkt wird, nach BERNSTEIN (1970)	65
Tab. 27: Ausgangsnährstoffgehalte von Gesamt-Stickstoff im Substrat	68
Tab. 28: Ausgangsnährstoffgehalte von pflanzenverfügbarem Phosphor im Substrat, n.n. – nicht nachweisbar	71

Tab. 29: Wichtige K-haltige Minerale primärer und sekundärer Tonminerale aus (Mengel, 1991).....	73
Tab. 30: Ausgangsnährstoffgehalte von pflanzenverfügbarem Kalium im Substrat.....	74
Tab. 31: Magnesiumhaltige Minerale, aus: MENGEL (1991).....	76
Tab. 32: Ausgangsnährstoffgehalte von pflanzenverfügbarem Magnesium im Substrat, n.n. – nicht nachweisbar.....	77
Tab. 33: Eingesetzter Magnesiumdünger auf der Versuchsfläche Süd.....	78
Tab. 34: Salztoleranz von Pflanzen (FINCK, 1969).....	81
Tab. 35: Ausgangsnährstoffgehalte von Chlorid im Substrat, (SCHEER, 2001).....	82
Tab. 36: Mikronährälemente/Schwermetalle der Substrate und Einzelkomponenten, aus SCHEER (2001).....	84
Tab. 37: Häufige Gehalte von Spurenelementen in Böden nach Daten von SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002).....	85
Tab. 38: N-Gehalte in Gräsern (BERGMANN, 1993).....	87
Tab. 39: Stickstoffdüngung auf der Versuchsfläche Süd in den Parzellen 1 – 11	88
Tab. 40: P-Gehalt in Gräsern (BERGMANN, 1993).....	89
Tab. 41: K-Gehalte in Gräsern (BERGMANN, 1993).....	91
Tab. 42: Mg-Gehalte in Gräsern (BERGMANN, 1993).....	92
Tab. 43: B-Gehalte in Gräsern (BERGMANN, 1993).....	96
Tab. 44: Saatgut und Dünger Versuchsfeld Nord.....	116
Tab. 45: Dünger auf dem Haldenplateau des Versuchfeldes Nord.....	116
Tab. 46: Saatgut Haldenplateau.....	120
Tab. 47: Mikronährälemente.....	133

"Ökologie und Umweltsicherung"

Heft 1/1992:

Status und Verbreitung des Braunbären (*Ursus arctos*)
in Europa sowie Maßnahmen zur Erhaltung der Art.

Bernhard Hörning, 182 Seiten

€ 10,00

Heft 2/1993:

Auswirkungen der Werraversalzung auf die ökologischen
Verhältnisse der Auenlandschaft des Werratals.

Margit Kahlert, 170 Seiten

€ 8,00

Heft 3/1993:

Entwicklung abiotischer Milieufaktoren in einem neu entstehenden See
eines ehemaligen Braunkohlentagebaugebiets in Nordhessen.

Wilma Maria Anna Westermann, 194 Seiten

€ 10,00

Heft 4/1993:

Die physikalischen Eigenschaften der Böden von Braunkohleabraumhalden
in ihrer Wirkung auf die Begrünung und Erodierbarkeit.

Ali Latif, 238 Seiten

€ 10,00

Heft 5/1993:

Die Flora und Vegetation im Uranbergbaurevier Ronneburg -
Pflanzensoziologische Untersuchungen an Extremstandorten.

Hartmut Sänger, 227 Seiten u. Anhang (76 S.)

€ 12,00

Heft 6/1994:

Beiträge zur Limnologie von Fließgewässern in der Umgebung Witzenhausens.

M.P.D. Meijering (Ed.), 119 Seiten

€ 7,00

Heft 7/1994:

Stark verzögerte Schnittnutzung auf feuchten Grünlandstandorten

- Pflanzenbauliche und ökologische Aspekte -.

Bernhard Hübner, 133 Seiten u. Anhang (51 S.)

€ 9,00

Heft 8/1994:

Zur Ökologie des Fließgewässersystems der Nieme

- Ein Beitrag zum Naturschutz in Südniedersachsen -.

Peter Haase, 213 Seiten

€ 10,00

Heft 9/1994:

Die Fluktuation von Ackerwildkraut-Gesellschaften und ihre
Beeinflussung durch Fruchtfolge und Bodenbearbeitungs-Zeitpunkt.

Thomas van Elsen, 407 Seiten

€ 16,00

Heft 10/1996:

Ökophysikalische und -chemische Faktoren des Wilhelmshäuser Bachsystems
und ihre Veränderung durch Nutzungseingriffe.

Ternala Alexander Barus, 139 Seiten

€ 9,00

Heft 11/1996:

Beitrag des Weißklee (*Trifolium repens L.*) zur Ertragsbildung von
Grünlandnarben unter besonderer Berücksichtigung von Methoden
zur Quantifizierung seiner Stickstoff-Fixierungsleistung.

Jochen Neuendorff, 189 Seiten

€ 11,00

Heft 12/1997:

Rekultivierung von Rückstandshalden der Kaliindustrie - 1 -
Untersuchungen zum Standort, zur Begrünung mit Komposten und zur
Gehölzsukzession von Rückstandshalden mit anhydritischen Auflageschichten.
Michael Lücke, 219 Seiten u. Anhang (30 S.)

€ 12,00

Heft 13/1997:

Ermittlungen zum Nitrataustrag aus Dauergrünland unter Weidenutzung auf
Flußmarsch unter besonderer Berücksichtigung von Exkrementstellen.
Ludger Klempf, 164 Seiten u. Anhang (65 S.)

€ 12,00

Heft 14/1998:

Sukzession in Gipssteinbrüchen.
Andreas Rolf Schulmeister, 129 Seiten u. Anhang

€ 11,00

Heft 15/1998:

Auswirkungen unterschiedlicher Nutzungsintensitäten auf die epigäische
Arthropodenfauna von Harzer Bergwiesen: Ein Beitrag zur Land-
nutzungsgeschichte und zum Konfliktfeld Naturschutz-Landwirtschaft
Claus-Jürgen Vowinkel, 352 Seiten

€ 16,00

Heft 16/1999:

Rekultivierung von Rückstandshalden der Kaliindustrie - 2 -
Untersuchungen zur Substratdeckung mit geringen Schichtstärken aus
Bodenaushub-Wirbelschichttasche-Gemischen und ihrer Begrünung
Günter Podlacha, 200 Seiten

€ 13,00

Heft 17/1999:

Strömungsgeschehen, Stoffhaushalt und Gewässergüte
im Auenbereich eines salzbelasteten Fließgewässers:
Fallstudie eines Naturschutzgebiets im Unteren Werratal
Wilko Schweers, 221 Seiten u. Anhang

€ 15,00

Heft 18/1999:

Zoozönosen, Chemismus und Struktur regionaler Bachtypen
im niedersächsischen und nordhessischen Bergland
Peter Haase, 155 Seiten u. Anhang

€ 11,00

Heft 19/2000:

Rekultivierung von Rückstandshalden der Kaliindustrie - 3 -
Untersuchungen zum Salzaustrag, zur Sukzession sowie Maßnahmen
und Erkenntnisse zur Begrünung
Helge Schmeisky, Hubertus Hofmann (Ed.), 212 Seiten

€ 14,00

Heft 20/2001:

Rekultivierung von Rückstandshalden der Kaliindustrie - 4 -
Untersuchungen zur Nutzbarkeit aufbereiteter Salzschlacke der Sekundär-
aluminium-Industrie als Rekultivierungsmaterial einer Kali-Rückstandshalde
Tobias Scheer, 190 Seiten

€ 13,00

Heft 21/2001:

Studien über Mikroalgen in Nordhessen
Tobias Scheer, Helge Schmeisky (Ed.), 230 Seiten

€ 14,00

Heft 22/2001:

Erfolgs- und Leistungsbeurteilung der Selbstverwaltung
Deutscher Beregnungsverbände im Hinblick auf die Bildung
von Wassernutzungsorganisationen in Brasilien
Osvaldo König, 235 Seiten

€ 14,00

Heft 23/2003:

Raum-Zeit-Dynamik von Flora und Vegetation
auf Halden des Uranbergbaus
Hartmut Sänger, 334 Seiten u. Anhang (135 S.)

€ 19,00

Heft 24/2004:

Rekultivierung von Rückstandshalden der Kaliindustrie - 5 -
Untersuchungen zur Begrünung und zur Sukzession
auf einer anhydritisch geprägten Rückstandshalde
der Kaliindustrie im Werragebiet
Hubertus Hofmann, 212 Seiten

€ 14,00

Heft 25/2005:

Rekultivierung von Rückstandshalden der Kaliindustrie - 6 -
Begrünungsmaßnahmen auf der Rückstandshalde des
Kaliwerkes – Sigmundshall in Bokeloh
Silvia Niessing, 191 Seiten

€ 14,00