Feinstaubbindungsvermögen der für Bauwerksbegrünung typischen Pflanzen

- Bericht -

Berlin, Dezember 2012

Auftragnehmer

Institut für Agrar- und Stadtökologische Projekte
an der Humboldt-Universität zu Berlin (IASP)
Philippstraße 13
10115 Berlin

☎ 030-2093 9061 Fax: 030-2093 9065

E-Mail: iasp@agrar.hu-berlin.de

Auftraggeber

Fachvereinigung Bauwerksbegrünung e. V. (FBB)
Kanalstraße 2
D-66130 Saarbrücken

☎ 0681 / 98 80 570

E-Mail: info@fbb.de

Wissenschaftliche Bearbeitung: Dr. rer. agr. Olga Gorbachevskaya
Dipl.-Ing. Susanne Herfort

Projektlaufzeit: 01.06.2012 bis 31.12.2012

Inhaltsverzeichnis

1 Ziel- und Aufgabenstellung der Studie 8

2 Recherchen zum Feinstaubbindungsvermögen 8

2.1 Pflanzen allgemein (Bäume, Nutzpflanzen, Zierpflanzen, Gräser, Kräuter etc.) 8

2.2 Pflanzen für die extensive Dachbegrünung 10

2.3 Pflanzen für die intensive Dachbegrünung 11

2.4 Pflanzen für die Fassadenbegrünung 12

3 Pflanzenversuche zum Feinstaubbindungsvermögen von ausgewählten Pflanzen bzw. Vegetationsformen extensiver Dachbegrünungen 12

3.1 Versuche mit verschiedenen vorkultivierten Vegetationsmatten (Sedum-Mischmatte, Sedum-Gras-Kraut-Matte, Moos-Matte) unter definierten Bedingungen (Temperatur, Luftfeuchtigkeit und Lichtintensität) 12

3.1.1 Material und Methoden 12

3.1.2 Begriff „Filterleistung“ und Auswertung 16

3.1.3 Ergebnisse der Kurzzeitmessungen 16

3.1.4 Kurzfristige Windeinwirkung 19

3.1.5 Ergebnisse des Langzeitversuchs mit Windsimulation 21

3.1.6 Oberflächenuntersuchung unter Rasterelektronmikroskop 23

3.2 Diskussion 23

4 Modellrechnungen anhand der ermittelten Daten 26

4.1 Übersichtstabelle mit verschiedenen Vegetationsformen und ihrem Feinstaubbindungsvermögen 26

4.2 Berechnung der Feinstaubbindungsvermögen begrünter Dachflächen 27

4.3 Zusammenfassung 27

5 Literatur 29

1 Ziel- und Aufgabenstellung der Studie

Im Rahmen der von der Fachvereinigung Bauwerksbegrünung e. V. (FBB) in Auftrag gegebenen Studie sollten Recherchen, Pflanzenversuche und Modellrechnungen zum Feinstaubbindungsvermögen von Pflanzen durchgeführt werden. Im Vordergrund hierfür stehen Pflanzenarten, die bei der Bauwerksbegrünung typischer Weise zum Einsatz kommen.

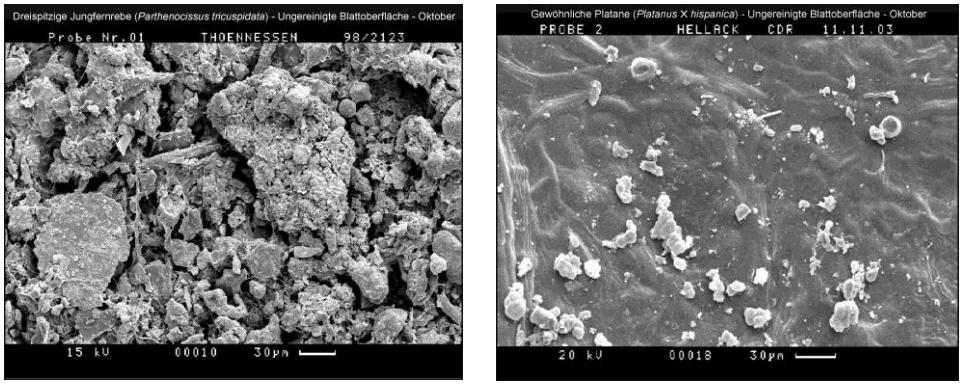
Es sollen Hilfestellungen für Unternehmen aus der Branche der Bauwerksbegrünung bzw. des Garten- und Landschaftsbaus gegeben werden, die eine differenzierte Pflanzenauswahl bezüglich des Feinstaubbindungsvermögens treffen wollen.

2 Recherchen zum Feinstaubbindungsvermögen

2.1 Pflanzen allgemein (Bäume, Nutzpflanzen, Zierpflanzen, Gräser, Kräuter etc.)

THÖNNESSEN (2006) teilt Pflanzen der Mikrorauigkeiten ihrer Blätter betreffend in **Akkumulierer** (z. B. *Parthenocissus tricuspidata*) und **Selbstreiniger** (*Platanus* x *hispanica*) ein. Diese Einteilung kann durch die Untersuchung von WEDDING et al. (1975) gestützt werden, bei der auf im Windtunnel bestäubten Sonnenblumenblättern eine 10-mal höhere Deposition als auf wachsigen Tulpenbaumblättern (*Liriodendron tulipifera*) festgestellt wurde. Die Blätter von Akkumulatoren besitzen günstige Eigenschaften für die Partikelhaftung: eine raue Oberfläche und eine gute Benetzbarkeit. Ein Teil der Partikel bleibt auf der Blattoberfläche über die Vegetationsperiode hinweg trotz Niederschlägen haften. Auf Blättern des fassadenbegrünenden Wilden Weins (*Parthenocissus tricuspidata*) wies THÖNNNESSEN (2006) im Verlauf der Vegetationsperiode eine zunehmende Staubauflage nach. An stark befahrenen Innenstadtstraßen waren im Herbst die Zellen der Blattoberflächen nicht mehr zu erkennen. Eine irreversible oberflächliche Adsorption von Schwermetallen an Nadeln wurde von IBROM (1993) beschrieben.

Auf den Blättern des Selbstreinigers Platane (*Platanus x hispanica*) hingegen fanden THÖNNESSEN und HELLACK (2005) nur eine geringe Staubauflage, deren Zunahme im Verlauf der Vegetationsperiode nicht erkennbar war. Dies wird mit dem **Lotus** (oder auch **Lotos**)-**Effekt** erklärt. Die Oberflächenaufnahmen der ungereinigten Blätter von *Parthenocissus tricuspidata* und *Platanus x hispanica* im Herbst werden in Abbildung 2.1-1 dargestellt.



Parthenocissus tricuspidata *Platanus x hispanica*

Abbildung 2.1-1: Ungereinigte Blattoberflächen von *Parthenocissus tricuspidata* (Akkumulator) und *Platanus x hispanica* (Selbstreiniger) im Oktober (nach THÖNNESSEN und HELLACK 2005).

Aus Untersuchungen in Wäldern ist bekannt, dass Nadelbäume aufgrund ihrer komplizierten Struktur, hohen Gesamtoberfläche und vermehrten Randeffekten auf die Nadeln die höchsten Staubmengen aufnehmen (HELBING 1973, DRÖSCHER 1990, MARQUES 1999, FERGUSSON et al. 1980, nach BECKETT et al. 1998, BECKETT et al. 2000 a, b, FREER-SMITH et al. 2005).

Es ist zu vermuten, dass die Beweglichkeit oder Starrheit der Blätter bei verschiedenen Oberflächen sowohl zum Vorteil als auch zum Nachteil sein können. Bei Blättern mit einer rauen Unterseite ist die Beweglichkeit vermutlich als Vorteil zu bewerten, da die Unterseite dadurch öfter mit Staub bedeckt werden kann. In Bezug auf die Behaarung ist zu vermuten, dass hierdurch bei Bewegungen weniger Staub abfallen kann. Bei glatten Oberflächen ist dagegen die Starrheit vom Vorteil. Diese allgemeinen Vorstellungen müssen allerdings durch Untersuchungen bestätigt werden. Nach Meinung von PFANZ (2007, persönliche Mitteilung) haben Bäume, Sträucher und Stauden mit flexiblen, unter Windeinwirkung beweglichen Blättern wesentlich bessere Voraussetzungen für den Staubfang. Diese Aussage basiert allerdings auf einer allgemeinen Vorstellung und sollte durch Untersuchungen nachgewiesen werden. JONAS (1984) berichtete dagegen über die positive Wirkung der Starrheit auf die Partikelhaftung, da der Staub durch die Beweglichkeit von weichen Blättern wieder abfallen bzw. mechanisch abgerieben werden kann. Messungen von PASKOVA (1989, nach PFANZ und FLOHR 2007) zeigten, dass Gehölze mit steiler, fester Blattspreite und unebener Blattoberfläche die Immissionspartikel aus der Luft wirksamer auffangen als solche mit glatten, elastischen, leicht beweglichen Blättern. Dies bestätigen die Ergebnisse von BECKETT et al. (2000a). Ein besonders hohes Staubfangvermögen zeigen *Ulmus carpinifolia, Quercus robur, Carpinus betulus* und *Tilia platiphyllos* (PASKOVA 1989, nach PFANZ und FLOHR 2007).

Die in der Literatur angegebenen Filterungsleistungen von Einzelbäumen unterscheiden sich bei verschiedenen Autoren um mehrere Größenordnungen, von 100 g PM_{10} pro Vegetationsperiode bis 2 kg PM_{10}[1] pro Tag (MAGISTRATABTEILUNG 22 2006). Die Schwierigkeiten bei der Bestimmung der Filterungsleistung liegen an fehlenden Messmethoden, die den zurückgelegten Weg der sedimentierten Partikel verfolgen können, d. h. die Wiederaufwirbelung durch Wind, der mechanische Abrieb und die Wiederaufnahme der Partikel durch die Blätter wurden bisher nicht berücksichtigt. Nach heutigen Kenntnissen der Sachverständigen können Einzelbäume im günstigsten Fall nur wenige Prozente der PM_{10}-Konzentration aus der Luft herausfiltern (LANGNER, 2007, persönliche Mitteilung). Die Modellrechnungen gehen von einer Höchstleistung unter 1 % aus (BRUSE 2007, persönliche Mitteilung).

Bei vielen Untersuchungen wird die Filterleistung der Vegetation auf der Basis von Modellen eingeschätzt bzw. aus den Ergebnissen des Blattabwaschverfahrens auf die Gesamtheit der Bäume und Bestände extrapoliert. In der folgenden Tabelle sind die berechneten Effizienzen der Filterung unterschiedlicher Vegetationsformen zusammengefasst.

[1] alle Aerosolpartikel, die einen in ISO 7708 definierten größenselektierenden Lufteinlass passieren, der für einen aerodynamischen Durchmesser von 10 µm eine Abscheidewirksamkeit von mindestens 50 % aufweist. PM_{10} wird zu 50 % im thorakalen Atemtrakt abgeschieden und deshalb auch als "inhalierbarer Feinstaub" bezeichnet.

Tabelle 2.1-1: Staubaufnahme durch Vegetation (Ergebnisse der Literaturrecherche).

Staubfraktion	Pflanzen	Staubaufnahme	Standort	Literaturquelle
Einzelbaum				
PM_{10}	Schwarzkiefer	Bis 200 mg/m^2	Belastete urbane und suburbane Standorte	FREER-SMITH et al. 2005
	Leyland-Zypresse	60 mg/m^2		
	Feldahorn	50-60 mg/m^2		
	Hybrid-Pappel 'Beaupré'	40 mg/m^2		
	Schwedische Mehlbeere	45-55 mg/m^2		
PM_{10}	Urbaner Baum:		Belastete urbane und suburbane Standorte	NOWAK 1994, nach WESSELING et al. 2004
	klein	0,025 kg/ Jahr		
	groß	1,4 kg/Jahr		
PM_{10}	Großer Baum	Maximal 100 g/ Jahr	Straße	NOWAK 2002
PM_{10}	Spitzahorn	400 g, entsprechend <4 % pro Vegetationsperiode	Verkehrsbelastete Straße	LANGNER 2006
Stadtwälder				
PM_{10}	Urbane Wälder	20-30 %	Nicht definiert	SWAAGSTRA und DE KLUIVER 2007
PM_{10}	Urbane Wälder	0,2-1 %	Nicht definiert	NOWAK et al. 2006
Gesamtstaub	Baumbestände	23-115 kg/ha·Jahr	Urbane Bereiche	ECOBEDO et al. 2008
Sträucher und Stauden				
PM_{10}	Sträucher	15 %	Urban	PFANZ et al. 2006, PFANZ 2007.
PM_{10}	Wiesen und Grasflächen	Etwa 7,5 %	Urban	
Gesamtstaub	Strauchbestände	22-88 kg/ha·Jahr	Urban	ECOBEDO et al. 2008
	Grassbestände	9-46 kg/ha·Jahr	Urban	

Die Vegetation kann direkt und indirekt sowohl eine Konzentrationsminderung als auch eine -erhöhung der Staubpartikel in der Luft verursachen. Daher trägt mehr Grün in der Stadt nicht in jedem Fall zur Verbesserung der Luftqualität bei, denn oft wird der Beitrag der Vegetation zur Konzentrationserhöhung von Staubpartikeln nicht berücksichtigt.

Neben einer direkten Staubfilterung trägt die Vegetation durch die Aufnahme von Primärsubstanzen und sekundär entstehenden Gasen zur Reduktion der Staub- und Schadstoffbelastung bei. Die höchsten Aufnahmeleistungen dichter Baumbestände wurden mit 20 % für SO_2 und O_3 (BECKETT et al. 1998), 10 % für NO_2 (WESSELUNG et al. 2004) und 3-13 % für NH_3 (SUTTON et al. 2004) ermittelt.

Die Filterung durch die Vegetation erfolgt aufgrund der großen pflanzlichen Oberfläche und der Modifikation des Strömungsfeldes (Windberuhigung und Turbulenzerzeugung).

2.2 Pflanzen für die extensive Dachbegrünung

Die für die Dachbegrünung typische Sedum-Vegetation ist trotz ihres z. T. immergrünen Erscheinungsbildes auf Grund einer relativ geringen Pflanzenhöhe kein besonders effektiver Staubfänger. Dies beweisen auch die Vergleichsberechnungen von CLARK et al. (2005, nach ROWE 2011), in denen eine Tabak-Pflanze das 40-fache der Feinstaubbindungskapazität im Vergleich zu einer kleinwüchsigen Sukkulente aufweist. Die Versuche von REZNIK und

SCHMIDT (2008) belegen, dass zur effektiven Feinstaubdeposition zunächst eine gewisse Größe der Blattoberfläche zur Verfügung stehen muss.

SCHREITER (2010) hat Untersuchungen zur Partikelhaftung auf den Blattoberflächen von *Sedum* durchgeführt und unter dem Rasterelektronenmikroskop mit energiedispersiver Röntgenspektroskopie Blätter von *Sedum spurium* und *S. album* aus einem verkehrsbelasteten Straßenbahngleis analysiert. Im Winter und im Frühjahr waren die Blätter fast vollständig von der Staubschicht bedeckt. Im Laufe der Vegetationsperiode nahm die Staubschicht auf den neu gebildeten Teilen zu. Dabei wurde auf dem Blatt eine Vielzahl an Feinstaubpartikeln mit einem aerodynamischen Durchmesser unter 10 µm sowie unter 2,5 µm festgestellt, welche Eisen, Silicium und Magnesium, vermutlich überwiegend vom Abrieb der Straßenbahnschienen und des Bremssandes, beinhalteten. Niederschläge zeigten keine nennenswerte Wirkung hinsichtlich der Blattreinigung (GORBACHEVSKAYA, SCHREITER 2010). Die Analyse der Biomasse von *Sedum album* ergab eine höhere Konzentration an Eisen, Magnesium und Kupfer in den Pflanzen des belasteten Standortes (Gleis) im Vergleich zu Pflanzen aus einem Innenhof.

An Blättern, die keine Mikrorauigkeiten aufweisen, haftet der Staub stärker (NEINHUIS und BARTHLOTT 1997). Gemäß der Klassifizierung der Blattoberflächen nach THÖNNESSEN (2008) in Akkumulatoren und Selbstreiniger können *Sedum album* und *Sedum spurium* aufgrund der Eigenschaften der Blattoberfläche zu den Akkumulatoren gezählt werden (SCHREITER 2010).

CLARK et al. (2005, nach ROWE, 2011) zeigen auf der Basis einer Modellierung, dass durch eine Extensivbegrünung von 20 % aller Dächer der Industrie- und Gewerbeobjekte in Detroit zusätzlich 889 t NO_2 pro Jahr (0,5 % der Luftbelastungen dieser Räume) aus der Luft ausgekämmt würden. Von NOWAK et al. (2006) wird Dachbegrünungen eine ähnlich große strategische Bedeutung hinsichtlich der Luftreinhaltung zugesprochen wie Straßenbäumen. Die Partikelaufnahme von 19 m^2 extensiver Dachbegrünung soll der eines mittelgroßen Straßenbaums entsprechen (YANG et al., 2008). Wenn 20 % aller geeigneten Dächer in Washington begrünt würden, hätte man damit die gleiche Staubpartikeldeposition aus der Luft erzielt wie mit 17.000 Straßenbäumen (DEUTSCH et al., 2005). YANG et al. (2008) wenden das Modell der Trockendeposition auf die Chicagoer Luftsituation an. Danach werden durch Dachbegrünung 85 kg/ha pro Jahr an Luftschadstoffen aufgenommen, davon 52 % Ozon, 27 % NO_2, 14 % Feinstaub PM_{10} und 17 % SO_2.

2.3 Pflanzen für die intensive Dachbegrünung

Modellierungen von JOHNSON und NEWTON (1996, nach ROWE, 2011) zeigen, dass 2000 m^2 eines nicht geschnittenen Rasens als Dachbegrünung in der Lage sind, 4000 kg Feinstaub aus der Luft zu entfernen (keine Zeitangabe). Demgegenüber ist die jährlich erzeugte Gesamtmasse der Partikel aus Abgasen von Autos bzw. aus Verbrennungsprozessen, die diese Fläche erreicht, geringer.

2.4 Pflanzen für die Fassadenbegrünung

Bei der Fassadenbegrünung spielt die Leistung von Kletterpflanzen eine entscheidende Rolle. Von KÖHLER (2007, persönliche Mitteilung) wurde festgestellt, dass die Staubpartikel stärker auf den hinteren Blättern einer Fassadenbegrünung abgesetzt werden als auf den vorderen. Zur optimalen Mächtigkeit der Fassadenbegrünung für die bessere Staubfilterung gibt es keine eindeutigen Empfehlungen. Auf jeden Fall soll die Fassadenbegrünung mindestens zwei Schichten von Blättern besitzen (KÖHLER 2007, persönliche Mitteilung). Konkrete Filterungsleistungen von Kletterpflanzen liegen nur vereinzelt vor, z. B. 4 % bis 8,4 % des Gesamtstaubs in der Vegetationsperiode, dementsprechend 1,8-3,6 % im Jahr beim Efeu, davon 71 % Partikel <15 µm und nur 10 % <5 µm (BARTFELDER und KÖHLER 1987). Der Beitrag der Fassadenbegrünung zur Feinstaubbindung wird als relevant eingeschätzt (BARTFELDER und KÖHLER 1987; KÖHLER und SCHMIDT 1997, 1999; THÖNNESSEN 2002).

3 Pflanzenversuche zum Feinstaubbindungsvermögen von ausgewählten Pflanzen bzw. Vegetationsformen extensiver Dachbegrünungen

3.1 Versuche mit verschiedenen vorkultivierten Vegetationsmatten (Sedum-Matte, Sedum-Gras-Kraut-Matte, Moos-Matte) unter definierten Bedingungen (Temperatur, Luftfeuchtigkeit und Lichtintensität)

3.1.1 Material und Methoden

Bei den zu untersuchenden Vegetationsmatten handelt es sich insgesamt um drei Varianten: Sedum-Matte, Sedum-Gras-Krautmatte und Moos-Matte. Alle Matten waren 1 m x 1 m groß und wurden in vierfacher Ausführung untersucht.

Um einen Vergleich zu den bepflanzten Prüfvarianten zu schaffen, wurden Varianten „unbegrünte Matte“ sowie „Schotter“ untersucht. Die „unbegrünten Matten“ werden in der Praxis als Basis für Moosbegrünung verwendet. Sie bestehen aus einer 0,5 cm dicken Vliesschicht, an deren Oberfläche ein Kunststoffgeflecht zur Stabilisierung der Moose angebracht ist. Der zu überprüfende Schotter wiegt 20 kg/m^2 und weist eine durchschnittliche Korngröße von 8-16 mm auf. Vor der Versuchsdurchführung wurde der Schotter mit Wasser gereinigt, um lose Partikel von der Oberfläche zu lösen. Bei jeder Versuchsdurchführung wurden die gesamten 20 kg Schotter auf der Messzellenunterfläche (1 m²) verteilt.

Da die Prüfvarianten 1/6 der Wände der Messzelle bedecken und eine Partikelabsetzung auf den restlichen 5/6 der Wände zu erwarten ist, wurden Messungen in einer leeren Zelle als Null-Messung durchgeführt.

Der Gesamtdeckungsgrad und die jeweiligen prozentualen Anteile der Pflanzen auf den verschiedenen Vegetationsmatten wurden zum Zeitpunkt der Messungen mittels einer Bonitur festgehalten (Tabelle 3.1-1 und 3.1-2). Die Prüfvarianten „Sedum“ und „Moos“ befanden sich zu diesen Zeitpunkten in einem guten Zustand. Es wurden keine Krankheiten oder Schädlingsbefall festgestellt. Die Vegetationsmatten „Sedum-Gras-Kraut“ waren kurze Zeit vor der Versuchsdurchführung Trockenstress ausgesetzt und es kam zum Absterben vieler Graspflanzen. Krankheiten oder Schädlingsbefall wurden ebenfalls nicht festgestellt.

Tabelle 3.1-1: Boniturergebnisse der *Sedum*-Matten

Sedumarten	**Sedum-Matten**			
	Sedum-1	Sedum-2	Sedum-3	Sedum-4
Sedum album	60 %	61 %	55 %	62 %
Sedum pallidum	37 %	34 %	39 %	25 %
Sedum floriferum	<1 %	<1 %	<1 %	<1 %
Sedum sexangulare	1,5 %	<1 %	1 %	1 %
Sedum spurium	<1 %	<1 %		1 %
Sedum acre		<1 %		<1 %
Sedum hyspanicum	<1 %	<1 %		<1 %
Gesamtdeckung	98,5 %	95 %	95 %	89 %

Tabelle 3-1.2: Bonitur Sedum-Gras-Krautmatten

Arten	**Sedum-Gras-Krautmatten**			
	Sedum-Gras-Kraut-1	Sedum-Gras-Kraut-2	Sedum-Gras-Kraut-3	Sedum-Gras-Kraut-4
Sedum album	<1 %	<1 %	1 %	<1 %
Sedum sexangulare	2 %	1 %	1,5 %	<1 %
Sedum pallidum	5 %	4 %	8 %	6 %
Sedum acre	1 %	1 %	1 %	<1 %
Sedum floriferum		<1 %		
Festuca ovina	3 %	1 %	<1 %	<1 %
Festuca tenuifolia	63 %	74 %	56 %	82 %
davon abgestorbenes Gras	35 %	35 %	16 %	65 %
Poa annua	<1 %	<1 %		
Chrysanthemum leucanthemum	2 %	1 %	2,5 %	<1 %
Hieracium pilosella	<1 %			
Dianthus deltoides	<1 %	<1 %	<1 %	
Achillea millefolium			1,5 %	
Potentilla verna	<1 %	<1 %	<1 %	<1 %
Rumex acetosella		<1 %		
Tortula ruralis		<1 %		
Lolium perenne		<1 %		
Festuca rubra		<1 %		
Dianthus carthusianorum			<1 %	
Petrorhagia saxifraga			<1 %	
Cerastium sp.	<1 %	< 1%	<1 %	<1 %
Marchantia polymorpha		< 1%		
Bryum argenteum	1 %	1 %		
Ceratodon purpureus	11 %	3 %	<1 %	1 %
Bryum capillare	3 %	3 %	8 %	2 %
Gesamtdeckung	91 %	89 %	79,5 %	91 %

Der Deckungsgrad der Moos-Matten betrug bei allen vier Wiederholungen 99 %.

Die Bestaubung wurde mit jeweils 1 g eines Feuerlöschpulvers (entspricht dem Feinstaub bezüglich der Partikelgröße) pro Messung durchgeführt. Dieser Schüttstoff ließ sich mit Hilfe eines Haartrockners sehr homogen in der Zelle verteilen; dadurch erhöhte sich die Genauigkeit der Versuche.

Die Versuchsdurchführung fand in dem Zeitraum vom 18.06. bis 02.07.2012 statt. Die durchschnittliche Innentemperatur in der Messzelle betrug 21,8 °C, Außentemperatur 21,1 °C (in 30 cm Abstand zur Messzelle gemessen). Die Feuchtigkeitsgehalte der Sedum-Matten und der Sedum-Gras-Krautmatten wurden einzeln vor jeder Messung bestimmt. Die genauen Untersuchungsbedingungen sind der Tabelle 3.1-3 zu entnehmen.

Tabelle 3.1-3: Lufttemperaturen und Feuchtigkeitsgehalte der Vegetationsmatten zum Zeitpunkt der Messungen (Mittelwerte)

Variante	Durchschnittliche Temperatur (°C)		Durchschnittlicher Feuchtigkeitsgehalt der Matten (g/m²)
	in der Messzelle	außerhalb der Messzelle	
unbegrünte Matte	23,6	22,5	
Schotter	22,3	20,7	
Moos	20,6	20,3	2000,0
Sedum	21,3	21,2	3342,0
Sedum-Gras-Kraut	21,5	20,9	5255,0

Die Durchführung der Versuche erfolgte in einer aus Plexiglas bestehenden Messzelle in Form eines Kubus mit einem Volumen von 1 m³. Eine runde Öffnung an einer Seite des Kubus diente zur Applikation des Prüfstaubes. Die gegenüberliegende Seite war mit Hilfe zweier Griffe zu öffnen und ermöglichte somit das Platzieren der Prüfvarianten. An der oberen Innenseite des Kubus befand sich ein 40 cm langer und 7 cm breiter Ventilator mit verstellbarer Drehzahl. Das Netzgerät (Mc Power RNG-1502 BL) für den Ventilator war während der Versuche außerhalb der Messzelle angeschlossen und auf 0,5 Ampere und 16 Volt eingestellt. Diese Einstellung erzeugte Windverhältnisse von ca. 2 m/s. Zur gleichmäßigeren Applikation des Prüfstaubes diente ein 20 cm langes Kunststoffrohr, welches abschließend in eine runde Öffnung eingeführt werden konnte. Ein handelsüblicher Haartrockner mit drei Geschwindigkeitsstufen und drei Temperaturstufen diente der Bestaubung.

Die Messung der Partikelkonzentration erfolgte mit zwei Laserpartikelzählern der Firma Kanomax (Geo-α 3886) in fünf Kanälen für die Partikelgrößen 0,3 µm, 0,5 µm, 1 µm, 3 µm und 5 µm. Die angewandte Lasertechnik ermöglicht eine Zählgenauigkeit für Partikel der Größenordnung 0,3 µm von 50 % und ab einer Größenordnung > 0,45 µm eine Genauigkeit von 100 %. Die Einlassöffnungen der Geräte wurden der durchschnittlichen Vegetationshöhe angepasst: 4 cm bei Moosmatten, 6,5 cm bei Sedum-Matten und 9,5 cm bei Sedum-Gras-Kraut-Matten. Die Messgeräte wurden auf ein Intervall von einer Messung pro Minute und einem Gesamtmesszeitraum von 90 Minuten programmiert.

Die Versuchsdurchführung fand bei jeder Messung nach folgendem Schema statt:
Vor Beginn einer Messung wurde durch die Reinigung der Messzelle mit Wasser und darauf folgender Trocknung sichergestellt, dass keine Messfehler durch Verunreinigungen auftreten. Anschließend wurde die zu untersuchende Prüfvariante horizontal auf dem Boden der Messzelle positioniert. Mit Hilfe der Abstandshalter der Partikelzähler wurde die Messhöhe auf die jeweilige durchschnittliche Vegetationshöhe bzw. Varianten eingestellt. Durch die

Abmaße der Partikelzähler erfolgte die Messung bei den Varianten „unbegrünte Matte“ und „Schotter“ sowie die Null-Messung in 4 cm Höhe über dem Boden der Zelle. Die Partikelzähler wurden gegenüberliegend, mittig an der Plexiglaswand auf dem Boden ausgerichtet. Hierbei wurden die Ansaugrohre der Messgeräte in die Kubusmitte gerichtet (siehe Abb. 3.1-1). Ein Temperaturdatenlogger wurde in die Messzelle gelegt, der zweite in 30 cm Abstand zur Messzelle. Das Applikationsrohr wurde in die dafür vorgesehene Öffnung der Messzelle eingeführt. Es folgte das Anschalten des Ventilators und Starten der Partikelmessgeräte. Die Messzelle wurde mit Hilfe zweier Schrauben fest verschlossen. Der vorher abgewogene Staub wurde in kleinen Teilmengen mittig in das Applikationsrohr geführt und großflächig ausgebreitet, um eine gleichmäßige Staubverteilung zu gewährleisten. Der Haartrockner diente der Bestaubung. Für das Applizieren von 1 g Staub wurde eine Zeit von ca. 3-4 Minuten beansprucht. Es folgte das Entfernen des Applikationsrohrs und Schließen der Öffnung. Der Ventilator wurde nach der 5. Messung ausgestellt. Um das Verhalten der Partikel unter Windeinfluss zu untersuchen, wurde der Ventilator während den 45. – 49. Messungen erneut eingeschaltet.

Es wurden zusätzlich sechsstündige Langzeitmessungen durchgeführt. Der Versuchsaufbau folgte der eben beschrieben Methode. Über den gesamten Untersuchungszeitraum wurde eine Windgeschwindigkeit von 1 m/s simuliert. Es wurde je Prüfvariante eine Messung vorgenommen. Diese Versuchsreihe diente der Untersuchung des Verhaltens der Partikel unter kontinuierlichem Windeinfluss über einen längeren Zeitraum.

Abbildung 3.1-1: Messzelle mit ausgerichteten Partikelmessgeräten auf der Prüfvariante „unbegrünte Matte“ (links) und Applikation des Prüfstaubs (rechts).

Für die Beschreibung der Oberflächenstrukturen wurden verschiedenen Pflanzenarten der Vegetationsmatten unter einem Rasterelektronenmikroskop analysiert. Vor der Mikroskopie wurden die Pflanzen mit dem ABC-Feuerlöschpulver bestaubt, um vermehrte Partikelanlagerungen auf Pflanzenabschnitten zu lokalisieren.

Für eine Untersuchung unter dem Rasterelektronenmikroskop mussten die Proben vorher getrocknet werden, um das Pflanzengewebe restlos von Feuchtigkeit zu befreien. Da bei einer Lufttrocknung von einer Oberflächenveränderung ausgegangen werden kann, wurden die Proben mittels der Kritisch-Punkt-Trocknung getrocknet. Der hierzu verwendete Arbeitsablauf erfolgte den Angaben von BÖHLER (o. J.). Für die Entwässerung der Proben

wurde Aceton verwendet. Als Übergangsflüssigkeit diente CO_2. Die elektrische Leitfähigkeit der Proben wurde durch Sputtern mit Gold erzeugt.

3.1.2 Begriff „Filterleistung“ und Auswertung

Die Reduzierung des Staubes wird in dieser Arbeit anhand der Konzentrationsänderung in der Luft gemessen und lässt keine Rückschlüsse auf eine Anlagerung auf der Oberfläche oder dem Eindringen in das Pflanzengewebe zu. Der Begriff „Feinstaubfilterung“ beschreibt in dieser Arbeit die Reduzierung der Staubkonzentration.
Unterteilt nach den Partikelgrößen wurden die prozentualen Filterleistungen der verschiedenen Prüfvarianten berechnet. Hierzu diente die Formel:

*(Kmax-Kend)*100/Kmax,*

Kmax – Konzentrationsmaximum,
Kend – Konzentration am Ende des 90-minütigen Zeitraums.

Um die Deposition auf den vertikalen Wänden sowie der Decke der Messzelle zu berücksichtigen, wurden die Messungen in der leeren Zelle durchgeführt. Die ermittelten prozentualen Filterwerte der Null-Messung wurden je Partikelgröße zu einem Mittelwert zusammengefasst. Diese Werte repräsentieren die gesamte Filterleistung der sechs Plexiglaswände der Messzelle. Da bei den anschließend untersuchten Prüfvarianten eine 1 m² große Messzellenwand mit der Prüfvariante bedeckt war, wurden 5/6 der prozentualen Filterleistung der „Leeren Zelle“ von denen der Prüfvariante subtrahiert.

Um festzustellen, ob untersuchte Vegetationsformen eine höhere Filterleistung aufweisen als die Prüfvarianten „Schotter“ und „unbegrünte Matte“, wurden folgende statistische Tests mittels SPSS 20 durchgeführt:

- Ermittlung der Verteilungsart,
- Prüfung der Varianzhomogenität,

und weiterhin, da die Voraussetzungen für parametrische Verfahren nicht erfüllt wurden:

- nicht parametrische Vergleiche (Kruskal-Wallis-Test mit anschließendem Nemenyi-Test),
- Rangkorrelationen nach Spearman (r_s),

3.1.3 Ergebnisse der Kurzzeitmessungen

Zur Visualisierung der Absinkprozesse bei verschiedenen Partikelgrößen wurden Diagramme erstellt, welche die Partikelkonzentration im Messtakt von einer Minute wiedergeben (Abb. 3.1-2 – 3.1-6). Die Auswertung der einzelnen Wiederholungen der Prüfvarianten hat ergeben, dass die Partikelkonzentration nach dem Ausschalten des Ventilators nach der 5. Messung, bei allen Partikelgrößen ihr Maximum erreicht hat. Partikel mit einem Durchmesser von 0,3 µm waren zu diesem Zeitpunkt mit durchschnittlich ca. 70 Millionen Partikel/m³ am häufigsten vertreten. Diese Konzentration entspricht der durchschnittlichen Konzentration des Feinstaubs an der Autobahn. Je größer die erzeugten Partikel waren, desto geringer war ihre Konzentration in der Luft. In der Deposition der Partikel gab es Unterschiede abhängig von der Partikelgröße. Die Partikel mit einer Größe von 5 µm und 3 µm setzten sich in allen Varianten am schnellsten ab. Bei allen Prüfvarianten konnten sich die Partikel von 5 µm bis

zum Ende des Messzeitraumes vollständig absetzten. Die Deposition kleinerer Partikel (0,3 µm, 0,5 µm und 1 µm) erfolgte wesentlich langsamer. Auf den Diagrammen konnte festgestellt werden, dass bei drei untersuchten Vegetationsmatten die Deposition der Partikel 0,5 µm und größer stärker erfolgt als in den Varianten „Leere Zelle“ und „Schotter“.

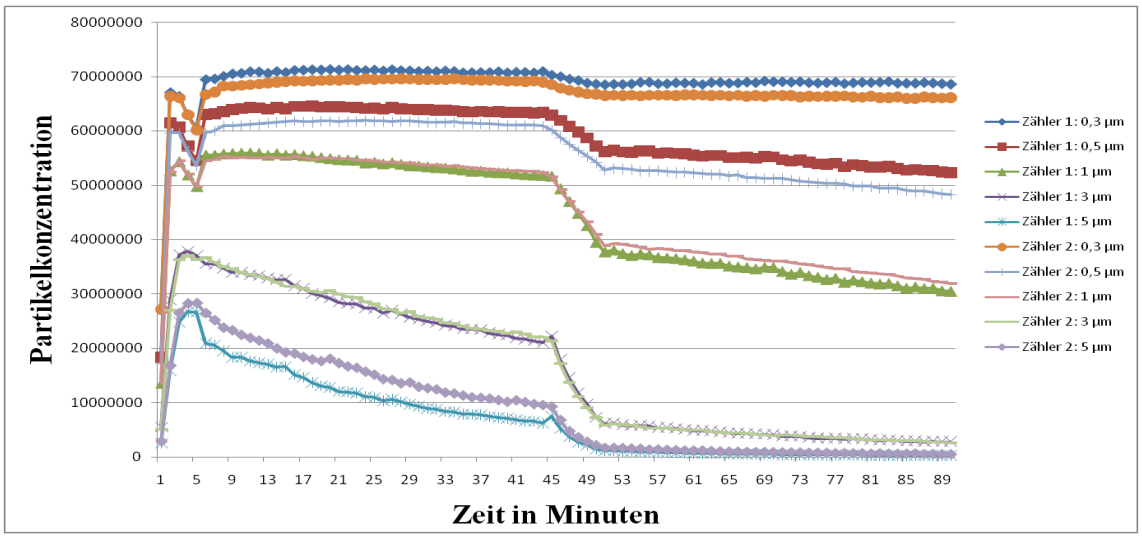


Abbildung 3.1-2: Prüfvariante „unbegrünte Matte“ – 90-minütige Messung der Partikelkonzentration.

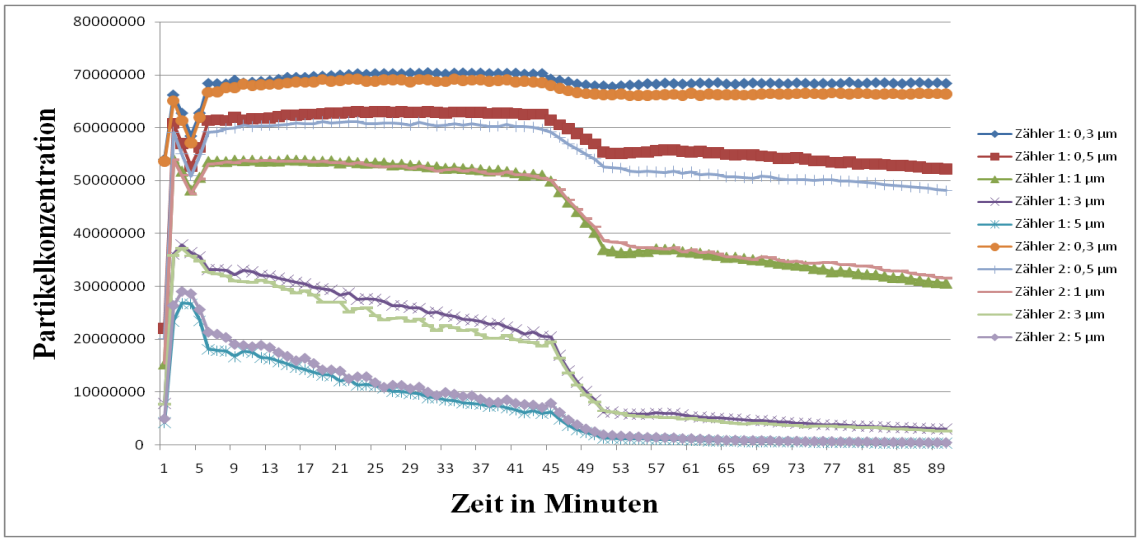


Abbildung 3.1-3: Prüfvariante „Schotter“ – 90-minütige Messung der Partikelkonzentration.

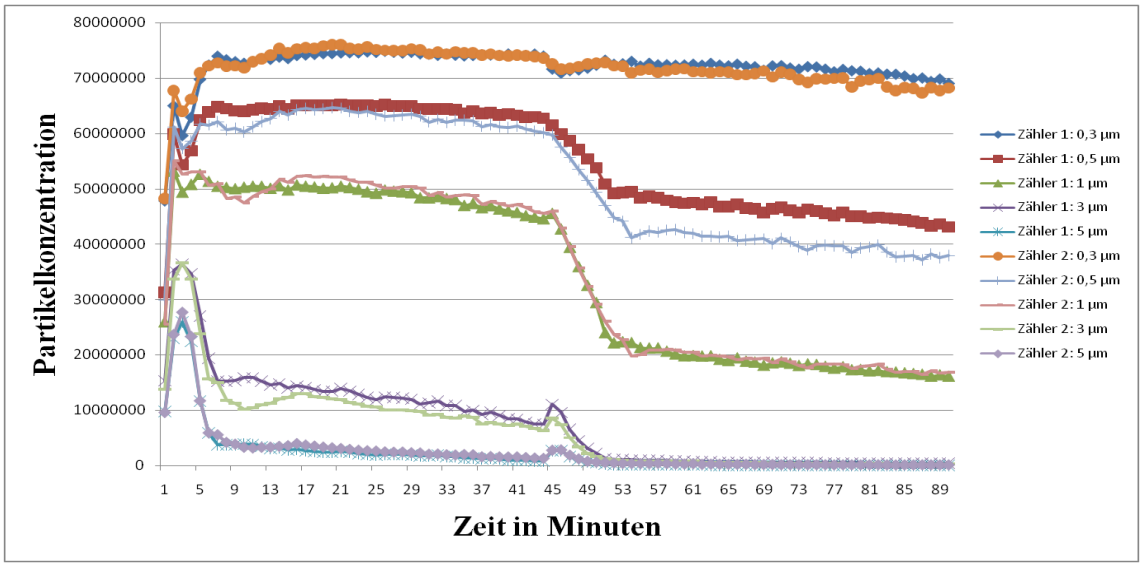


Abbildung 3.1-4: Prüfvariante „Moos“ – 90-minütige Messung der Partikelkonzentration.

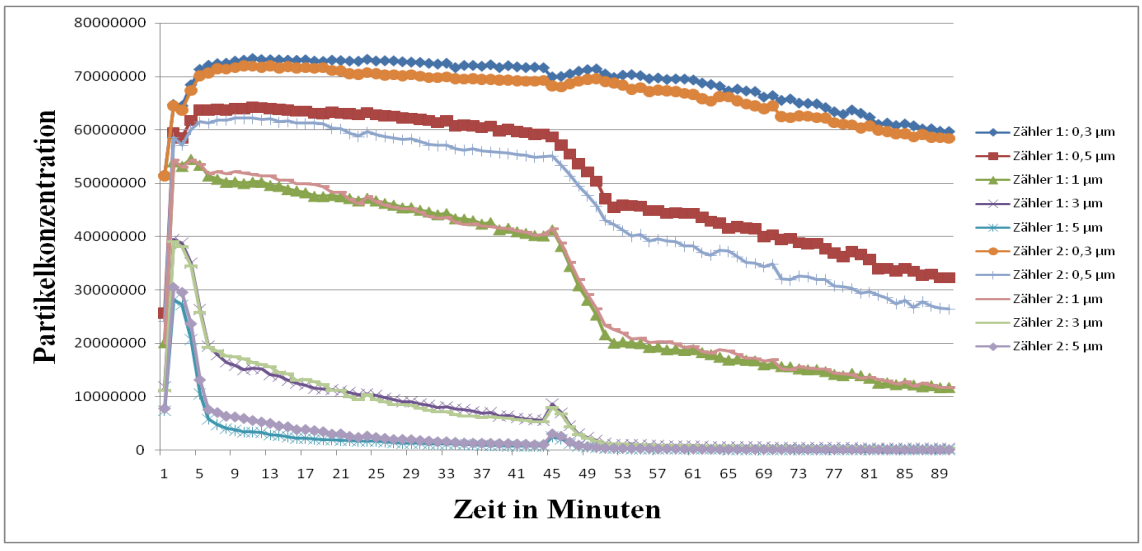


Abbildung 3.1-5: Prüfvariante „Sedum-Matte“ – 90-minütige Messung der Partikelkonzentration.

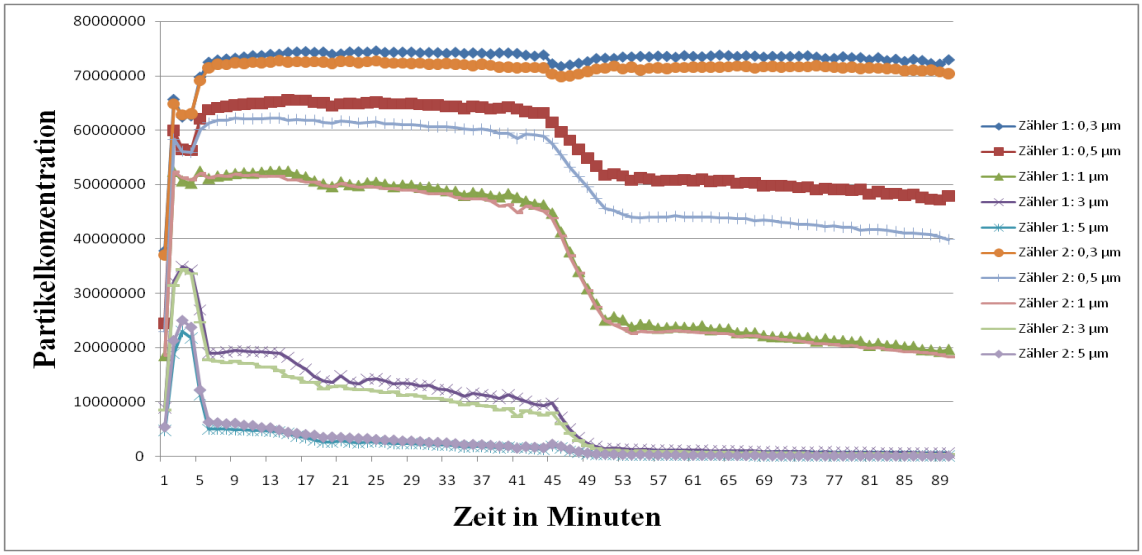


Abbildung 3.1-6: Prüfvariante „Sedum-Gras-Kraut“ – 90-minütige Messung der Partikelkonzentration.

Tabelle 3.1-4: Prozentuale Filterleistungen der Prüfvarianten. Die grün markierten Felder zeigen die höchste Filterleistung, die rot markierten – die geringste. Unterschiedliche Buchstaben zeigen die signifikanten Unterschiede auf dem Niveau α=0,05 (A – signifikant geringster Mittelwert, C – signifikant größter Mittelwert).

Variante	Filterleistung in %				
	0,3 µm	0,5 µm	1 µm	3 µm	5 µm
Unbegrünte Matten	-1,07*AB	3,47*A	10,52*A	17,52*A	16,89
Schotter	1,42*AB	8,90*A	17,23*A	17,90*A	17,13
Moos	1,68*BC	15,49*AB	29,78*AB	21,66*B	17,61
Sedum	11,33*C	30,94*B	33,41*B	21,10*B	17,57
Sedum-Gras-Kraut	-2,67*A	10,01*AB	26,42*AB	21,31*B	17,57

Die Ergebnisse der Tabelle 3.1-4 (Gesamtmessung über 90 Minuten) lassen folgende Schlussfolgerungen zu:

- Alle Vegetationsmatten haben die Partikel mit einem Durchmesser von 0,5 µm bis 3 µm effektiver gebunden als die unbegrünte Vliesmatte und Schotter.
- Die größte Partikelaufnahme zeigte die Sedum-Matte. Diese war bezüglich der Partikelgröße von 0,3 µm bis 3 µm signifikant besser als die Partikelaufnahme durch die unbegrünten Matten und Schotter.
- Die Sedum-Gras-Kraut-Matte zeigte die schlechteste Filterleistung bezüglich der kleinsten Partikel von 0,3 µm. Hinsichtlich der Partikelgrößen 0,5 µm und 1 µm war die Filterleistung von Sedum-Gras-Kraut-Matte am geringsten aller Vegetationsmatten, jedoch höher als bei den unbegrünten Matten und beim Schotter.
- Mit der Steigerung der Partikelgröße werden die Unterschiede zwischen den Filterleistungen der Varianten geringer; bei der Partikelgröße 5 µm gibt es kaum Unterschiede.
- Schotter ist eine effektivere Partikelsenke als Vliesmatten ohne Vegetation.

Es wurden keine Zusammenhänge zwischen der Temperatur und den Filterleistungen sowie zwischen der Feuchtigkeit der Matten und den Filterleistungen festgestellt.

3.1.4 Kurzfristige Windeinwirkung

Der simulierte Wind mit einer Stärke von 2 m/s wirkte im Versuch innerhalb von 5 Minuten (45.-49. Minute des Versuchs) und zeigte eine zusätzliche positive Wirkung auf die Senkung der Partikelkonzentration bei den Teilchen von 0,5 µm und größer. Die durch den Ventilator erzeugten Windströmungen beschleunigten die Bewegung der Partikel im Raum und somit den Kontakt zu der Oberfläche der Prüfvariante.

Auswertung: Als Maximum diente die Partikelkonzentration unmittelbar vor der Windsimulation (45. Minute), als Endkonzentration – diese am Ende der Windperiode (49. Minute).

Tabelle 3.1-5: Prozentuale Filterleistungen der Prüfvarianten während der Windeinwirkung von 2 m/s. Grün markierte Felder einsprechen den Varianten mit der höchsten Filterleistung, rot markierte – mit der geringsten Leistung. Unterschiedliche Buchstaben zeigen die signifikanten Unterschiede auf dem Niveau α=0,05 (A – signifikant geringster Mittelwert, C – signifikant größter Mittelwert).

Variante	Filterleistung in % (45. - 49. Messung)				
	0,3 µm	0,5 µm	1 µm	3 µm	5 µm
Unbegrünte Matten	-0,58*A	-0,13*A	0,65*A	6,98*B	16,38*AB
Schotter	-0,81*A	-0,34*A	-0,64*A	-0,44*A	3,55*A
Moos	-2,63*AB	4,63*B	13,51*B	24,68*C	20,06*B
Sedum	-2,12*AB	4,45*B	12,43*B	20,78*C	19,53*B
Sedum-Gras-Kraut	-3,84*B	4,48*B	14,11*B	22,04*C	16,58*AB

Aus der Tabelle 3.1-5 wird deutlich, dass:

- die Vegetationsmatten unter der Windeinwirkung die Deposition von Partikeln mit einer Größe von 0,5 µm bis 3 µm signifikant effektiver beeinflussen als die Varianten „unbegrünte Matte „ und „Schotter“.
- Bei den Partikeln mit einer Größe von 0,3 µm wurde bei keiner Variante eine effektive Deposition festgestellt.
- Die Moosmatte zeigte in diesem Versuch hinsichtlich der Partikelgröße von 0,5 µm und 3 µm die beste Filterungsleistung.
- Die ermittelten negativen Filterungsgrade bei der Partikelgröße von 0,3 µm deuten vermutlich auf die Partikelfreisetzung durch die Prüfvarianten. In der Variante „Sedum-Gras-Kraut“ mit einem hohen Deckungsgrad an abgestorbenem Gras wurden mehr Partikel erzeugt als in den anderen.

Um zu überprüfen, ob durch die z. T. sehr hohen Anteile an abgestorbenen Graspflanzen auf den Sedum-Gras-Krautmatten die Staubbindung beeinflusst wird, wurden Korrelations-analysen durchgeführt. Diese untersuchen den gesamten prozentualen Anteil der Graspflanzen sowie die Anteile der abgestorbenen und lebenden Graspflanzen. Ein Zusammenhang wurde vermutet, weil nach dem Absterben der Pflanzen von einer Oberflächenstrukturveränderung ausgegangen wird, welche zu einer Beeinflussung der Partikelbindung beitragen könnte. Es wird ebenfalls vermutet, dass sich Oberflächenbestandteile lösen und somit die abgestorbenen Pflanzenteile selbst zur natürlichen Quelle von Staubpartikeln werden.

Die Berechnungen ergaben, dass eine Erhöhung des Anteils an abgestorbenen Graspflanzen auf der Prüfmatte zu einer reduzierten Bindung von Partikeln führte. Eine positive Korrelation ergab sich bei der Untersuchung zwischen dem Anteil der lebenden Graspflanzen und der Filterung der 0,3 µm und 1 µm Partikel. Demnach reduziert sich die Konzentration dieser Partikel, wenn sich der Anteil der lebenden Graspflanzen auf den Vegetationsmatten erhöht. Die Ergebnisse bestätigen, dass ein Unterschied zwischen den Filterleistungen der lebenden und der toten Graspflanzen existiert.

Die Einwirkung vom Wind dauerte im Vergleich zur Gesamtdauer des Versuchs von 90 Minuten nur kurz (5 Minuten). Die errechnete Filterleistung während der „Windperiode“ war meistens geringer als die Gesamtleistung nach 90 Minuten (davon 85 Minuten ohne Wind). Bemerkenswert ist aber der Beitrag der „Windperiode“ zu der gesamten Filterung:

- Die Konzentration der Partikel von 0,5 µm in der Luft sank in den Versuchen mit Vegetation durch Windeinwirkung um 15 % - 40 %.
- Die Konzentration der Partikel von 1 µm in der Luft sank in den Versuchen mit Vegetation durch Windeinwirkung um 30 % - 50 %.

3.1.5 Ergebnisse des Langzeitversuchs mit Windsimulation

Um das Verhalten der Partikel unter kontinuierlichem Windeinfluss über einen längeren Zeitraum zu untersuchen, wurden sechsstündige Messungen unter simuliertem Wind mit einer Stärke von 1 m/s durchgeführt. Die Diagramme 3.1-7 und 3.1-8 zeigen beispielhaft den Kurvenverlauf der Konzentrationssenkung bei den Varianten „Schotter“ und „Sedum“.

Der Vergleich der Dauerversuche zeigt, dass alle Prüfvarianten die Partikelgrößen 0,5 µm, 1 µm, 3 µm und 5 µm langfristig fast zu 100 % binden und somit dessen Konzentration in der Luft reduzieren. 0,3 µm große Partikel können hingegen von keiner Prüfvariante vollständig gebunden und langfristig gehalten werden. Bezogen auf diese Partikelgrößen treten sehr starke Schwankungen in der Filterleistung bei den verschiedenen Prüfvarianten auf. Die Varianten „unbegrünte Matte“, „Schotter“ und „Sedum-Gras-Kraut“ binden anfangs sehr schnell eine Menge der Partikel, können aber diese Partikel nicht langfristig halten. Zum Ende der Messungen kam es bei diesen drei Prüfvarianten zu einem leichten Konzentrationsanstieg des Staubs in der Luft. Die Sedum-Matte bindet laut Untersuchung den Staub im lungengängigem Bereich von <3 µm am effektivsten und schneidet unter allen Prüfvarianten am besten ab (siehe auch Tabelle 3.1-6).

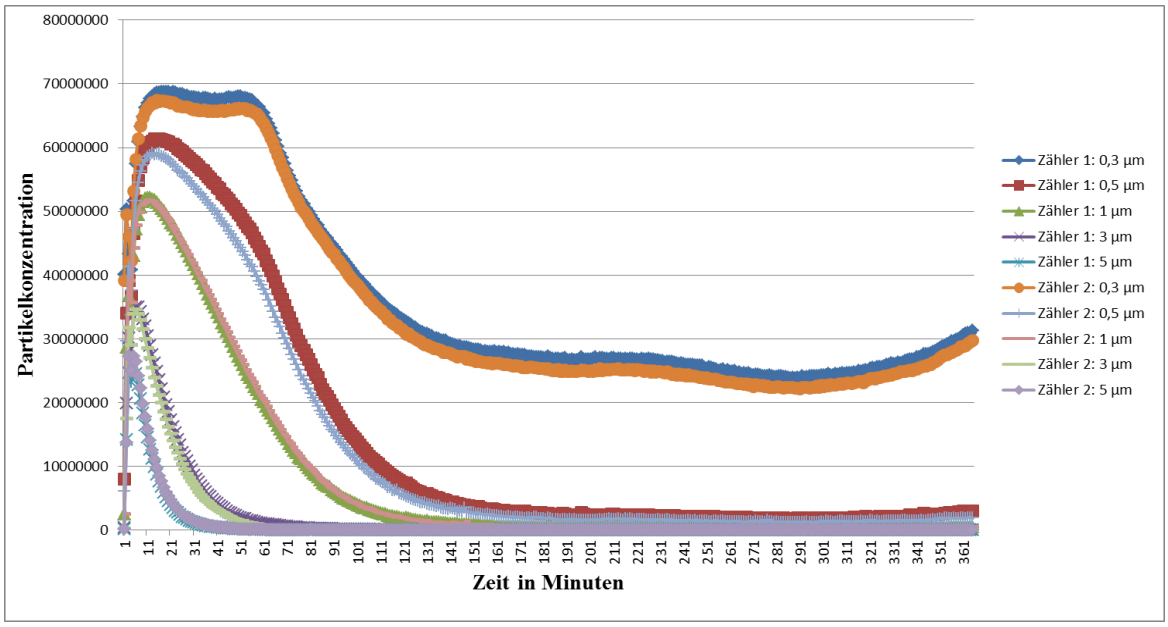


Abbildung 3.1-7: Prüfvariante „Schotter“ – 6-stündige Messung der Partikelkonzentration.

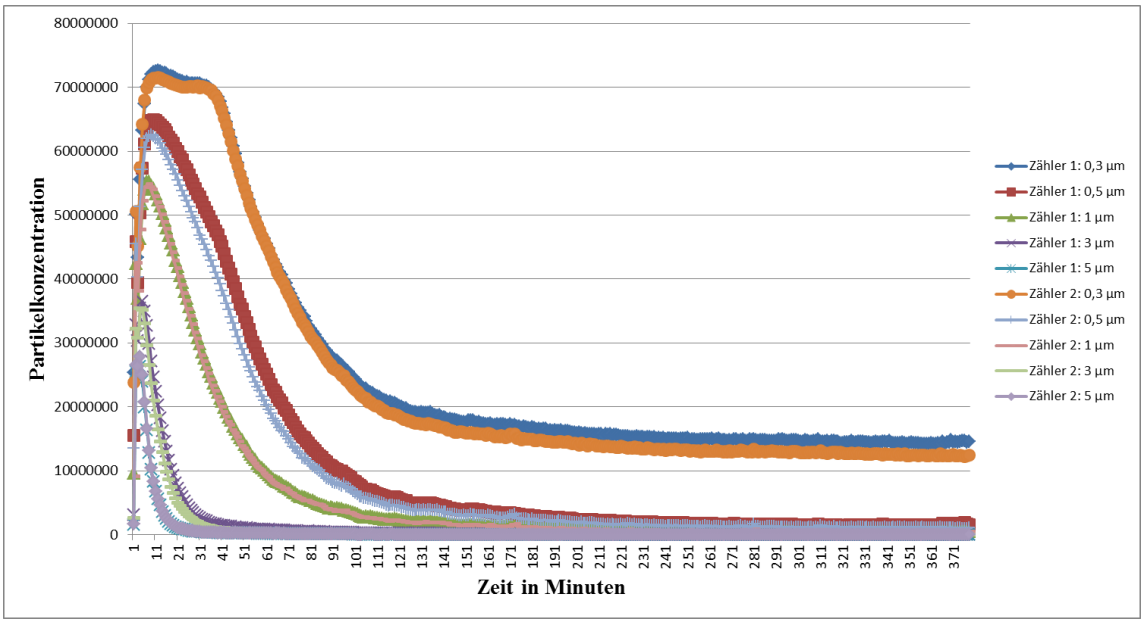


Abbildung 3.1-8: Prüfvariante „Sedum“ – 6-stündige Messung der Partikelkonzentration.

Die gesamten Untersuchungsergebnisse sind in der Tabelle 3.1-6 dargestellt. Eine statistische Auswertung wurde auf Grund der geringen Datenmenge (eine Doppelbestimmung pro Variante) nicht durchgeführt.

Tabelle 3.1-6: Prozentuale Filterleistungen der Prüfvarianten nach 6 Stunden unter der Windeinwirkung von 1 m/s. Grün markierte Felder einsprechen den Varianten mit der höchsten Filterleistung, rote – mit der geringsten Filterleistung.

Variante	Prozentualen Filterleistung (6 Stunden)				
	0,3 µm	0,5 µm	1 µm	3 µm	5 µm
Leere Matten	35,04	70,66	87,83	99,40	99,86
Schotter	34,50	74,74	89,37	99,29	99,81
Moos	9,66	63,10	87,19	99,50	99,87
Sedum	62,19	84,90	92,56	98,97	99,60
Sedum-Gras-Kraut	14,71	46,99	74,28	97,61	99,28

Die größte Partikelabscheidung erfolgte in der Variante „Sedum“ in den ersten 90 Minuten und betrug hinsichtlich der Partikelgröße von 0,3 µm und 0,5 µm entsprechend 60 % und 80 %. Diese Leistung überstieg wesentlich die Leistung im 90-minütigen Versuch mit der kurzfristigen Windeinwirkung von ca. 11 und 30 %. Der Vergleich macht deutlich, dass bei kontinuierlich applizierten geringeren Windgeschwindigkeiten mehr feine Partikel (0,3 und 0,5 µm) abgesetzt werden und die Absetzung schneller erfolgt als in der Variante mit kurzfristiger Einwirkung des Windes. Eine höhere Windgeschwindigkeit von 2 m/s hat dagegen eine größere Wirkung auf die Deposition der gröberen Partikel (3 µm und 5 µm) auf der Vegetation. Im langfristigen Versuch schnitt die Sedum-Gras-Kraut-Matte wieder deutlich schlechter als die Sedummatte ab. Bei der Partikelgröße ab 1 µm zeigten sich kaum Unterschiede in der Deposition auf verschiedenen Oberflächen bei einer geringen

Windgeschwindigkeit von 1 m/s.

3.1.6 Oberflächenuntersuchung unter dem Rasterelektronenmikroskop

Die artspezifischen Oberflächen typischer Vertreter der untersuchten Vegetationsmatten wurden unter dem REM untersucht (Abbildung 3.1-9).

Die Mikroskopie von *Sedum album* zeigt, dass die Oberfläche dieser Art strukturiert ist. Die Blätter sowie die Sprossachsen weisen viele Einkerbungen und Erhebungen auf und vergrößern die gesamte Oberfläche. Als Auffälligkeit konnte das Vorhandensein von Papillen auf der Sprossachse festgestellt werden. An einigen, überwiegend älteren Blättern, konnte eine kleine Anzahl von Papillen am Blattgrund erkannt werden, deren Anzahl sich zur Blattspitze hin reduziert. Auf den Blättern von *Sedum album* wurde generell mehr Staub gefunden als auf den Blättern anderer Arten.

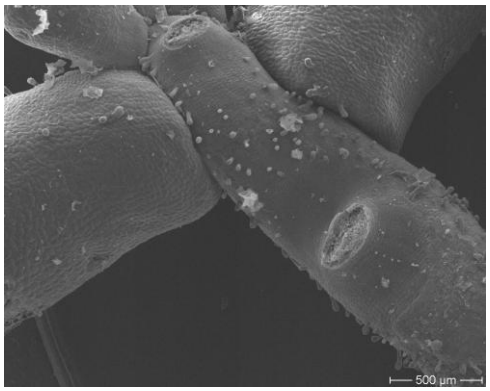
Die Blattoberfläche der Moosart *Tortula ruralis* weist unter dem Mikroskop verschiedene Strukturen auf. Der Blattgrund besteht aus rechteckigen, lang gestreckten Zellen mit einer leichten nach außen gerichteten Wölbung. Die Morphologie verändert sich zur Blattspitze hin. Die Zellen werden kleiner und sechsseitig geformt. Ihre nach außen gerichtete Oberfläche ist papillös. Das Blatt schließt mit einem leicht verzweigten Glashaar ab.

Die Oberflächengestaltung der Gräser aus der Gattung *Festuca* (Schwingel), die auf den Gras-Kraut-Matten dominieren, ist wiederum andersartig. Die länglichen, leicht nach außen gewölbten Zellen des Haarschwingels (*Festuca tenuifolia*) sind für Blattscheide charakteristisch. Auswölbungen, Härchen und Zacken an den Blatträndern können zu einer Oberflächenvergrößerung beitragen. Auf diesen Strukturen bleiben die Partikel haften.
Häufig weisen viele nicht sukkulente Arten von trockenen Standorten eine silbrig helle Behaarung auf und haben reduzierte Blattspreiten. Als Beispiel wurde *Cerastium sp.* aus den Sedum-Gras-Kraut-Matten ausgewählt. Die Oberflächen der Keimblätter und Primärblatter sind unterschiedlich beschaffen: die Primärblätter sind behaart, auf der Haarbasis sammeln sich die Partikel an. Die Keimblätter sind kahl.

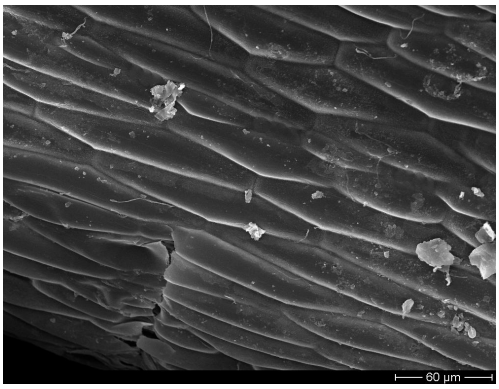
3.2 Diskussion

Die Unterschiede in der Filterungsleistung der untersuchten Varianten waren deutlich: die Vegetation zeigte sich als ein besserer Staubfilter im Vergleich zu den unbegrünten Vliesmatten und zum Schotter. Die Vorteile der Vegetation als Depositionsoberfläche für den Feinstaub waren im kurzfristigen Versuch (90 Minuten) stärker ausgeprägt als im langfristigen (6 Stunden). Die signifikanten Synergie-Effekte der Vegetationsoberfläche und des Windes konnten nachgewiesen werden. In den durchgeführten Untersuchungen zeigte sich die Sedum-Matte mit verschiedenen *Sedum*-Arten als die für die Deposition der besonders gesundheitsschädlichen Partikel $PM_{2,5}$[2] effektivste Vegetationsform.

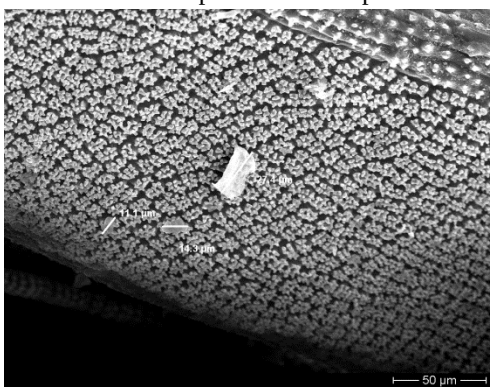
[2] alle Aerosolpartikel, die analog PM_{10} einen in ISO 7708 definierten größenselektierenden Lufteinlass passieren, der für einen aerodynamischen Durchmesser von 2,5 µm eine Abscheidewirksamkeit von mindestens 50 % aufweist. $PM_{2,5}$ wird in tertiären und sekundären Bronchien abgeschieden. Die Fraktionen beinhaltet auch die Fraktion PM_1, die sowohl ins Blut eindringt als auch in den Lymphkreislauf des menschlichen Körpers übergeht.



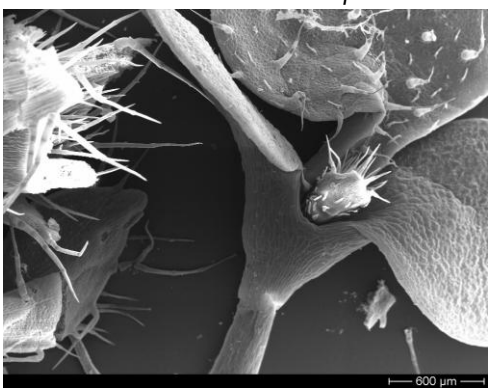
Sedum album: Papillen auf der Sprossachse



Blattscheide von *Festuca tenuifolia*



Oberer Blattabschnitt von *Tortula ruralis*



Cerastium sp.: Keim- und Primärblätter

Abbildung 3.1-9: Blatt- bzw. Sprossoberflächen untersuchter Pflanzenarten aus den Vegetationsmatten.

Die kleinen Partikel < 2,5 µm wurden durch *Sedum*-Pflanzen im Versuch über 90 Minuten in signifikant größerem Maß abgeschieden als auf allen anderen Varianten. Die Vorteile der *Sedum*-Vegetation als Depositionsoberfläche für die kleinsten Partikel (0,3-0,5 µm) werden bei einer geringeren Windgeschwindigkeit von 1 m/s noch deutlicher. Das Ergebnis bestätigt indirekt die Aussage von SCHREITER (2010) über die Eigenschaften von *Sedum*-Pflanzen als Staubakkumulatoren.

Basierend auf den Aussagen von Frahm (2008) über eine sehr hohe Staubaufnahmefähigkeit der Moose auf Grund ihrer sehr großen Gesamtoberfläche wurde eine höhere Filterungsleistung von Moosen als von anderen Vegetationsformen erwartet, die sich aber in den Untersuchungen nicht bestätigt hat. Die Oberfläche des Blattspitzenbereichs vom Moos *Tortula ruralis* sieht unter dem Elektronenmikroskop zunächst wie die Oberfläche einer selbstreinigenden Pflanze aus. Die Papillen haben sicherlich eine Wirkung auf die Partikeldeposition, die auf Grund der Versuchsergebnisse weder als positiv noch als negativ bewertet werden kann. Die tendenziell höhere Aufnahmefähigkeit der Staubpartikel bei der Moosoberfläche zeigte sich nur im Versuch mit der kurzfristigen Windeinwirkung und bezüglich der Partikelgröße von 0,5 µm bis 3 µm.

Vor dem Versuchsbeginn wurde die Hypothese aufgestellt, dass die Vielfältigkeit der Vegetationsformen und deren Oberflächenstrukturen zur Vielfältigkeit der Depositionsräume bei der Vegetation führt und sich somit positiv auf die Staubdepositionsrate auswirkt. Die Variante „Sedum-Gras-Kraut“ zeigte wider Erwarten selbst beim geringsten Anteil an abgestorbenem Gras (16 %) eine wesentlich geringere Filterleistung hinsichtlich der kleinsten Partikel von 0,3 µm und 0,5 µm als *Sedum*. Die Wideraufwirbelung der abgesetzten

Staubpartikel bei Wind wird durch die Starrheit der Pflanzen beeinflusst. Die Graspflanzen bewegten sich während des Ventilatoreinsatzes besonders stark, so konnten sich die Partikel wieder lösen, wodurch die geringe Filterungsleistung der Gräser erklärt werden kann. Die nicht sukkulenten Kräuter konnten trotz ihrer scheinbar positiven Filterungseigenschaften (z. B. Blattbehaarung bei *Cerastium*) in diesem Versuch keinen nennenswerten Effekt auf die Filterungsrate ausüben, da ihr Anteil in der Gesamtdeckung der Sedum-Gras-Kraut-Matte mit 2 bis 3 % zu gering war.

Für die Steigerung der Partikelaufnahme bei den unbegrünten Matten und beim Schotter unter dauerhafter Einwirkung vom Feinstaub konnte keine plausible Erklärung gefunden werden. Die feineren Partikel schweben länger in der Luft und brauchen für ihre Deposition besondere Bedingungen (mehr Rauigkeiten, Ecken und Kanten), so dass die Vegetationsoberflächen dafür besser geeignet scheinen als Schotteroberflächen oder glatte Oberflächen. Eine mögliche Erklärung der geringeren Depositionsrate des Staubs bei den Sedum-Gras-Kraut-Matten und Moos-Matten im Vergleich zu den unbegrünten Varianten kann in der Partikelerzeugung durch die Vegetation liegen.

Dass die Vegetation selber Feinpartikel erzeugen kann und dadurch zur Staubquelle werden kann, ist bekannt. In diesen Versuchen konnte die Emission der Vegetation jedoch nicht nachgewiesen werden, sie wird aber vermutet, da vorherige Untersuchungsergebnisse des IASP mit *Sedum* und Moos unter gleichen Windgeschwindigkeiten im Windkanal auch auf eine solche Emission hindeuteten.

Die untersuchten Vegetationsmatten aller drei Typen bewiesen sich jedoch auf jeden Fall als eine effektivere Lösung zur Luftreinigung als das unbegrünte Dach oder Schotter-Dach.

Die Beschaffenheit der Versuchsanlage schränkte die Übertragbarkeit der Ergebnisse ein. Die Begrenzung des Depositionsraums für die Partikel durch Plexiglaswände führte zur Abscheidung der Partikel darauf, u. a. durch die elektrostatische Anziehungskraft. Die Partikeldeposition auf dem Boden der Messzelle war auf Grund der Schwerkraft größer als auf den Wänden, konnte aber im Versuch nicht gemessen werden. Durch die erwähnten Eigenschaften der Messzelle wurden die Ergebnisse nach unten korrigiert, so dass die reale Filterungsleistung unter modellierten Bedingungen größer war als die berechnete.

Die Versuchsergebnisse sind ferner bedingt auf die realen Situationen übertragbar, da die Bedingungen eines Daches wesentlich vielfältiger sind. Die Winde von 1 bis 2 m/s sind in den urbanen Räumen relativ häufig und wurden aus diesem Grund im Versuch simuliert. Auf Dächern kommen Winde unterschiedlicher Stärke und Richtung vor, und die Staubpartikel können von der Vegetationsdecke weggeweht werden. Abhängig von der Umgebung, vom Standort des Daches, von den Klimabedingungen und vielen anderen Faktoren kommen auf den Dächern wesentlich höhere Windgeschwindigkeiten vor (KASTNER-KLEIN et al. 2004). Durch die Attika des Gebäudes werden bei Wind die Zonen mit einer höheren und einer geringeren Staubkonzentration erzeugt (ebenda). Die beschriebenen Bedingungen führen zur Beschränkung der Berührungszeiten der Vegetationsoberfläche mit den Partikeln und zur Reduktion des Partikeleintrags. Unter den Bedingungen eines realen Daches wird eine geringere Deposition auf Grund der wechselnden Bedingungen als unter den stabilen Bedingungen des Laborexperiments vermutet.

In den Versuchen trafen die durch den Ventilator erzeugten Winde senkrecht auf die Prüfvarianten. Für weitere Untersuchungen ist es interessant zu erforschen, inwieweit die Winde mit unterschiedlichen Stärken und Richtungen die Partikelfilterung beeinflussen. Auch Untersuchungen mit unterschiedlichen Staubmengen könnten zur Klärung des Sättigungsgrades einer Pflanzenart beitragen. Ist die Oberfläche von Pflanzen mit Staub bedeckt, so führt dies zu einer Oberflächenveränderung, die ebenfalls die Anlagerung neuer Partikel beeinflussen kann.

4 Modellrechnungen anhand der ermittelten Daten

Die angewendeten Messgeräte ermitteln die Partikelzahl und -konzentration von fünf ausgewählten Partikelgrößen in der Luft. In der Realität gehören zum Staub Partikel aller Größen bis 130 µm. Gesundheitlich relevant sind insbesondere diese mit einem Durchmesser von < 2,5 µm, die einer großen zeitlichen und räumlichen Variation unterliegen. Um den Praxisbezug der beschriebenen Versuche herzustellen, wurden Vergleichsmessungen der Luftbelastung im Labor und an einer Autobahn durchgeführt, in welchen die oben beschriebenen Kanomax-Geräte, ein Grimm-Partikelzähler Typ Dust Monitor 1.108 mit 16 Größenkanälen (von 0,25 µm bis >32 µm) sowie ein Gerät des Typs EnvironCheck mit 31 Größenkanälen (zur Bestimmung der Partikelkonzentration von 1 µm, 2,5 µm und 10 µm) parallel angewendet wurden. Das Ziel war, die Partikelzahl bestimmter Größen gleichzeitig mit dem Gewicht der Staubfraktionen in 1 m^3 zu messen und somit einen Bezug zwischen dem Gewicht des Staubs und seiner Partikelzahl herzustellen. So konnte die Größenordnung des Gewichts des Staubs bestimmter Fraktionen unter diesen Standortbedingungen ermittelt werden.

Ausgehend von den ermittelten Zusammenhängen zwischen den Anteilen an PM_{10}, $PM_{2,5}$ und Partikelzahl dieser Fraktionen konnte der Bezug zwischen den Messwerten mit Kanomax-Geräten und dem Gewicht der Partikel gemessener Fraktionen ermittelt werden. Diese Berechnung bezieht sich allerdings nur auf die konkreten Messbedingungen. Die durchschnittliche Luftbelastung mit dem Feinstaub betrug bei der Autobahnmessung 25,7 µg/m^3 PM_{10}, davon 24,0 µg/m^3 $PM_{2,5}$. Auf der Basis dieser Messwerte wurden die jeweiligen Hochrechnungen durchgeführt.

4.1 Übersichtstabelle mit verschiedenen Vegetationsformen und ihrem Feinstaubbindungsvermögen

Basierend auf den Versuchsbedingungen und -ergebnissen wurde die differentielle Hochrechnung durchgeführt, um folgende Fragen zu beantworten:

- Welche Masse des realen Staubs entspricht der von Prüfvarianten aufgenommen Mengen an künstlich erzeugten Staubpartikeln?
- Wie hoch ist die prozentuale Filterleistung bezogen auf die gesundheitsschädlichen Feinstaubfraktionen $PM_{2,5}$ und PM_{10}?

Die Hochrechnung gilt nur für die Situation, in der 1 m^3 Luft im Laufe von 90 Minuten bzw. 6 Stunden mit der Vegetation in Berührung kommt.

Der Luftaustausch und die Windeinwirkung (außer den modellierten) wurden nicht berücksichtigt. Die Veränderung der Temperatur, des Luftdrucks sowie der Luftfeuchte konnten ebenso nicht berücksichtigt werden.

Tabelle 4.1.-1 zeigt die Staubaufnahme unter den Bedingungen des 1. Versuchs (90 Minuten).

Tabelle 4.1-1: Staubaufnahme von 1 m^2 eines Daches in 90 Minuten der Staubexposition unter einmaligen Windeinwirkung von 5 Minuten (2 m/s), bei der Lufttemperatur von 20-24° C.

Variante	Aufnahme von Fraktionen [µg]		Aufnahme in %	
	PM_{10}	$PM_{2,5}$	PM_{10}	$PM_{2,5}$
Luftbelastung	**25,7 µg/m^3**	**24,0 µg/m^3**	-	-
unbegrünte Matten	0,3	0,3	17,45	1,08
Schotter	1,3	1,2	17,81	4,91
Moos	2,1	1,9	21,21	8,11
Sedum	5,2	4,8	20,71	20,16
Sedum-Gras-Kraut	0,8	0,8	20,90	3,29

Aus der Berechnung wird deutlich, dass die schädlichsten Partikel der Fraktion $PM_{2,5}$ (inklusive lungen- und alveolengängige Partikel) am besten von Sedum-Matten aufgenommen werden. Daher sind gemäß den Versuchsergebnissen die Sedum-Matten bei der Bauwerksbegrünung besonders vorteilhaft.

Tabelle 4.1-2 zeigt die Ergebnisse einer analog durchgeführten Hochrechnung für den Fall der 6-stündigen Einwirkung des Staubs auf die Prüfvarianten unter einer ständigen Windgeschwindigkeit von 1 m/s unter der gleichen Luftbelastung.

Tabelle 4.1-2: Staubaufnahme von 1 m^2 eines Daches in 6 Stunden der Staubexposition unter einer kontinuierlichen Windeinwirkung von 1 m/s, bei einer Lufttemperatur von 20-24° C.

Variante	Aufnahme von Fraktionen [µg]		Aufnahme in %	
	PM_{10}	$PM_{2,5}$	PM_{10}	$PM_{2,5}$
Luftbelastung	**25,7 µg/m^3**	**24,0 µg/m^3**	-	-
unbegrünte Matten	13,2	12,3	51,32	51,28
Schotter	13,6	12,7	52,81	52,77
Moos	8,8	8,2	34,05	34,01
Sedum	18,6	17,4	72,51	72,49
Sedum-Gras-Kraut	7,6	7,1	29,66	29,63

Bei einer dauerhaften Einwirkung des Feinstaubs werden von den Sedum-Matten mehr Feinpartikel $PM_{2,5}$ aufgenommen als bei anderen Varianten. Bei längeren Einwirkung des Staubs (6 Stunden) werden mehr Partikel aufgenommen als bei einer kurzfristigen Einwirkung (90 Minuten).

Die besonders gesundheitsschädliche Staubfraktion $PM_{2,5}$ ist ein wesentlicher Teil von PM_{10} und kann bis 70-90 % des PM_{10} (bezogen auf die Masse und auf die Partikelzahl) ausmachen. In unserer Autobahnmessung betrug die $PM_{2,5}$-Fraktion 93 % von der PM_{10}-Fraktion. So zeigt sich in den Hochrechnungen eine ähnliche Aufnahmefähigkeit für die $PM_{2,5}$ und PM_{10}. Die berechneten Ergebnisse beziehen sich zunächst auf die beschriebenen Versuchsbedingungen.

4.2 Berechnung der Feinstaubbindungsvermögen begrünter Dachflächen

Eine zuverlässige Berechnung der Staubaufnahme eines grünen Daches z. B. pro Jahr ist auf der Basis der gewonnenen Erkenntnisse nur begrenzt möglich. Dafür muss zuerst ermittelt werden, mit welcher Partikelmenge und unter welchen Bedingungen die Pflanzen auf einem

Dach im Laufe eines Jahres in Berührung kommen. Hierzu sollen weitere Untersuchungen unter Praxisbedingungen durchgeführt werden, in welchen sowohl die genaue Staubmenge nach Fraktionen, die ein Dach erreicht bzw. auf diesem Dach deponiert wird, ermittelt werden muss, als auch mit Hilfe von Markerstoffen aus der Luft, die in den Pflanzen nachverfolgt werden können (z. B. Schwermetalle) der Eintrag in die Vegetation bestimmt werden muss. Auf der Basis unserer Versuche kann zunächst erwartet werden, dass unter günstigen Bedingungen von einem *Sedum*-Dach mindestens 70 % des $PM_{2,5}$ aus der umgebenen Luft aufgenommen werden kann und dass dieser Staub von *Sedum*-Pflanzen bei einem schwachen Wind effektiv zurück gehalten wird.

Laut FRAHM (2008) fallen pro Jahr etwa 2-14 g/m^2 Feinstaub an. Die Berechnung auf der Basis der ermittelten Aufnahmefähigkeiten ergibt eine Feinstaubaufnahme durch ein Sedum-Dach von mindestens 1,4-9,8 g/m^2 im Jahr. Diese Werte dienen nur der Einschätzung der Größenordnung bei der Feinstaubaufnahmefähigkeit der typischen Dachbegrünung.

Die berechnete Feinstaubaufnahme durch *Sedum*-Vegetation entspricht durchaus den Ergebnissen anderer Arbeitsgruppen: 19 m^2 eines begrünten Daches nehmen laut unserer Ergebnisse bis 190 g Feinstaub pro Jahr auf, was nach YANG et al. (2008) im Durchschnitt der Feinstaubaufnahme eines Baums entsprechen soll: von 100 g (NOWAK 2002) bis 400 g (LANGNER 2006).

Die Hochrechnung für 1000 m^2 einer Dachbegrünung mit *Sedum* und 1000 m^2 eines Schotterdaches, basierend auf eigenen Ergebnissen und auf den Aussagen von FRAHM (2008), führt zum folgenden Ergebnis (Tabelle 4.2-1):

Tabelle 4.2-1: Feinstaubaufnahme der Dachoberfläche (1000 m^2): extensive Dachbegrünung mit Sedum und Schotterdach.

Oberfläche	**Feinstaubaufnahme pro Jahr**	
	PM_{10}	**davon $PM_{2,5}$ (70-90% PM_{10})**
Sedum-Matte	**1,4-9,8 kg**	**1,0-8,8 kg**
Schotter	**1,1-7,3 kg**	**0,8-6,6 kg**

4.3 Zusammenfassung

Die Literaturrecherche und die durchgeführten Untersuchungen zeigen, dass extensive Dachbegrünung mit *Sedum* einen nennenswerten Beitrag zur Luftreinhaltung leisten kann, insbesondere in Bezug auf lungengängige Staubfraktionen. Die Rate der Feinstaubdeposition kann sich auf den begrünten Dächern um 10 bis 20 % gegenüber einem Schotterdach erhöhen. Der Beitrag der extensiven Dachbegrünung mit Sedum-Gras-Kraut-Vegetation zur Luftreinhaltung war in unseren Untersuchungen geringer als der Beitrag der *Sedum*-Vegetation verschiedener Arten sowie Moose. Die Moose wirken als eine effektive Senke für gröbere Partikel ab 1 µm bei längeren Expositionszeiten.
Das ermittelte Feinstaubbindevermögen der extensiven Dachbegrünungen beträgt maximal 10 kg/1000 m^2 oder 10 g/m² PM_{10}, davon 9 g/m² $PM_{2,5}$. Damit ist die Leistung der Dachbegrünung als Staubsenke mit dieser der Strauch- und Staudenbestände gleicher Fläche (ECOBEDO et al., 2008) vergleichbar. Durch die Pflege und Wartung von extensiven Dachbegrünungen soll für die ausreichende Depositionsoberfläche für die Staubpartikel gesorgt werden.

5 Literatur

BARTFELDER, F. und KÖHLER, M. (1987): Experimentelle Untersuchungen zur Funktion der Fassadenbegrünung. Technische Universität Berlin, Fachbereich Landschaftsentwicklung. 612 S.

BECKETT, K. P., FREER-SMITH, P. H., TAYLOR, G. (1998): Urban Woodlands. Their Role in Reducing the Effects of Particulate Pollution. Environmental Pollution 99: 347 - 360

BECKETT, K. P., FREER-SMITH, P. H., TAYLOR, G. (2000a): Effective Tree Species for Local Airquality Management. Journal of Arboriculture 26: 12 - 19

BECKETT, K. P., FREER-SMITH, P. H., TAYLOR, G. (2000b): Particulate Pollution Capture by Urban Trees. Effect of Species and Windspeed. Global Change Biology 6: 995 - 1003

DEUTSCH, B.; WHITLOW, H.; SULLIVAN, M.; SAVINEAU, A. (2005): Re-greening Washington, DC: A Green Roof Vision Based on Quantifying Storm Water And Air Quality Benefits. URL: http://www.greenroofs.org/resources/greenroofvisionfordc.pdf. Letzter Aufruf: 06.11.2012.

DRÖSCHER, F. (1990): Vorkommen und Eintrag von atmosphärischen Partikeln in Waldbestände. Bericht Nr. 18 – 1989. Stuttgart: Selbsverlag des IVD der Universität Stuttgart, 105 S.

ESCOBEDO, F., J., WAGNER, J. E., NOWAK D. J., DE LA MAZA, C. L., RODRIGUES, M., CRANE D. E. (2008): Analyzing the cost effectiveness of Santiago, Chile's policy of using urban forests to improve air quality. Journal of Environmental Management 86: 148-157.

FRAHM, J.-P. (2008): Feinstaubreduktion an Straßenrändern durch Moosmatten. Vortrag. URL:http://www.bast.de/nn_789794/DE/Publikationen/Veranstaltungen/V3-Luftqualitaet-2008/luftqualit_C3_A4t-vortrag-frahm,templated=raw,property=publicationFile.pdf/luftqualit%C3%A4t-vortrag-frahm.pdf, Letzter Aufruf: 13.11.2012.

FREER-SMITH, P. H., BECKETT, K. P., TAYLOR, G. (2005): Deposition Velocities to *Sorbus aria*, *Acer campestre*, *Populus deltoides* x *trichocarpa* 'Beaupré', *Pinus nigra* and x *Cuspressocyparis leylandii* for Coarse, Fine and Ultra-fine Particles in the Urban Environment. Environmental Pollution 133 (1): 157 - 167.

GORBACHEVSKAYA, O.; SCHREITER, H. (2010): Contribution of extensive building naturation to air quality improvement. CLIMAQS Workshop 'Local Air Quality and its Interactions with Vegetation', Antwerp, Belgium, 21.-22. Januar 2010. Poster proceedings, p. 137-141.

IBROM, A. (1993): Die Deposition und die Pflanzenauswaschung (Leaching) von Pflanzennährstoffen in einem Fichtenbestand im Solling. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen. Reihe A, Band 105, 165 S.

JONAS, R. (1984): Ablagerung und Bindung von Luftverunreinigungen an Vegetation und anderen atmosphärischen Grenzflächen. Zentralbibliothek der Kernforschungsanlage Jülich.

KÖHLER, M. und SCHMIDT, M. (1997). Hof-, Fassaden- und Dachbegrünung – Zentraler Baustein der Stadtökologie. Landschaftsentwicklung und Umweltforschung 105: 62 - 67.

KÖHLER, M. und SCHMIDT, M. (1999): Untersuchungen an extensiven Dachbegrünungen in Berlin. T. III Stoffrückhalt. Dach+Grün 4: 9 - 14.

LANGNER, M. (2006): Natürliche Filter? Die Filterung von Feinstäuben durch Stadtbäume. Das Taspo Magazin 3: 20 - 23.

NEINHUIS, C.; BARTHLOTT, W. (1997): Characterization and Distribution of Water-repellent, Self-cleaning Plant Surfaces. Annals of Botany 79 (6): 667–677.

MAGISTRATABTEILUNG 22 DER STADT WIEN (2006): Wiener Umweltbericht 2004/2005. Wien.

MARQUES, M. C. (1999): Eintrag von luftgetragenen partikelgebundenen Spurenstoffen in Wälder durch trockene Deposition. Berlin: WVB, 200 S.

NOWAK, D. J., HOEHN, R. E. III, CRANE, D. E., STEVENS, J. C., WALTON, J. T. (2006): Assessing urban forests effects ans values, Minneapolis'urban forest. Resour. Bull. NE-166. Newtown Square, PA: U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Research Station. 20 p.

NOWAK, D. J., CRANE, D. E., STEVENS, J. C. IBARRA, M. (2002): Brooklyn's urban forest. USDA Forest Service, Northeastern Research Station, General Technical Report NE-290, Radnor, PA.

PFANZ, H. (2007): persönliche Mitteilung.

PFANZ, H. und FLOHR, S. (2007): Die Wirkung von Holzgewächsen auf Stäube und die mögliche Rückwirkung der Stäube auf die Pflanzen. In: Urbane Gehölzverwendung im Klimawandel und aktuelle Fragen der Baumpflege. 58 - 66.

PFANZ, H., FLOHR, S., WITTMANN, C. (2006): Das Staubfangvermögen von Vegetation. Grundlagen und erste Ergebnisse aus der Praxis. Das Taspo-Magazin 3: 12 -15.

REZNIK, G., SCHMIDT, E. (2008): Abscheidung von Feinstaub an Pflanzen bei niedrigen Strömungsgeschwindigkeiten. Chemie Ingenieur Technik 80 (12): 1849-1853.

ROWE, B. (2011): Green roofs as a means of pollution abatement. Environmental Pollution 159: 2100-2110.

KASTNER-KLEIN, P., RUCK, B., PLATE, E. J. (2000): Strömungsmechanische Aspekte in der Stadtplanung im Hinblick auf eine Reduktion von Kfz-Immissionen. Final report of the research project PEF 2 96 005.

SCHREITER, H. (2010): The Ecological Potential of Green Tram Tracks in Urban Areas. World Green Roof Congress 2010,- Mexico City, 7.-9. Oktober 2010.

SUTTON, M. A., DRAGOSITS, U., DORE, A. J., MCDONALD, A. G., TANG, Y. S., VAN DIJK, N., BANTOCK, T., HARGREAVES, K. J., SKIBA, U., SIMMONS, I., FOWLER, D., WILLIAMS, J., BROWN, L., HOBBS, P., MISSELBROOK, T. (2004): The potential of NH_3, N_2O and CH_4 measurements following the 2001 outbreak of Foot and Mouth Disease in Great Britain to reduce the uncertainties in agricultural emissions abatement. Environmental Science & Policy 7: 177-194.

SWAAGSTRA, H. und DE KLUIVER, P. P. (2007): The appliance of Integral Technical Green Design to optimize residential quality and for means of purification of air and water in X. Basivs of Technology. Babberich: ES Consulting, 36 S.

THÖNNESSEN, M. (2008): Particulate Matter and Urban Green - The Buffer Function of Different Woody Plants. Jahrbuch der Baumpflege.

THÖNNESSEN, M. (2006): Feinstaub und Vegetation – Die EU-Feinstaubverordnung als Impuls für mehr Grün in den Städten. Das Taspo Magazin 3: 8 - 11.

THÖNNESSEN, M. (2002): Elementdynamik in fassadenbegrünendem Wilden Wein (Parthenocissus tricuspidata). Nährelemente, anorganische Schadstoffe, Platin - Gruppen -

Elemente, Filterleistung, immissionshistorische Aspekte, Methodische Neu- und Weiterentwicklung. In: Kölner Geographische Arbeiten, Heft 78, 153 S.

THÖNNESSEN M. und HELLACK, B. (2005): Staubfilterung durch Gehölzblätter. Anreicherung und Vermeidung von Stäuben bei Wildem Wein und Platane. Stadt und Grün 54/12: 10 - 15

WEDDING, J. B., CARLSON, R. W., STUKEL, J. J., BAZZAZ, F. A. (1975): Aerosol Deposition on Plant Leaves. Environmental Science and Technology. V. 6, 2: 151 - 153.

WESSELING, J. P., DUYZER, J.,TONNEIJCK, A. E. G., VAN DIJK, C. J. (2004): TNO-rapport R2004/383. Effecten van groenelementen op NO_2 en PM_{10} concentraties in de buitenlucht. TNO Milieu, Energie en Procesinnovatie, 43 S.

YANG, J.; YU, Q.; GONG, P. (2008): Quantifying air pollution removal by green roofs in Chicago. Atmospheric Environment 42: 7266-7273.