

Institut für Nutzpflanzenwissenschaften und Ressourcenschutz
- Fachbereich Pflanzenernährung -
der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn

Eignung nährstoffreicher Substrate aus zentraler & dezentraler Abwasserbehandlung als Düngemittel

Inaugural-Dissertation

zur

Erlangung des Grades

Doktor der Agrarwissenschaften

(Dr.agr.)

der

Hohen Landwirtschaftlichen Fakultät

der

Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität

zu Bonn

vorgelegt am 16. April 2008

von

Jürgen Simons

aus

Neuss

Referent: PD Dr. Joachim Clemens

Korreferent: Prof. Dr.-Ing. Peter Schulze Lammers

Tag der mündlichen Prüfung: 27. Juni 2008

Erscheinungsjahr: 2008

Diese Dissertation ist auf dem Hochschulschriftenserver der ULB Bonn
http://hss.ulb.uni-bonn.de/diss_online elektronisch publiziert.

FÜR MEINE FAMILIE

Kurzfassung

Eignung nährstoffreicher Substrate aus zentraler & dezentraler Abwasserbehandlung als Düngemittel

Abwasserrecycling sowie dezentrale Abwassersysteme gewinnen aufgrund zunehmender Ressourcenverknappung an Bedeutung. Durch die getrennte Erfassung von Urin besteht die Möglichkeit Urin als Dünger zu verwenden. In mehreren Freiland- und Gewächshausversuchen wurde daher das Düngepotential von Urin sowie neuartiger Produkte des Abwasserrecyclings mit Mineraldünger und/oder organischem Dünger verglichen. Des Weiteren wurden Vermikulturversuche zur Umsetzung menschlicher Fäkalien zu Kompost durchgeführt. Ansätze zur antibiotikafreien Nährstoffentfrachtung von Urin wurden in Zeolithversuchen überprüft. NH_3 - sowie N_2O -Emissionsversuche zu Urin wurden sowohl im Freilandversuch als auch im Laborversuch erarbeitet.

Ergebnisse eines Gefäßversuch mit Welschem Weidelgras (*Lolium multiflorum italicum*) bzw. Rotklee (*Trifolium pratense*) zeigten, dass ein Großteil der getesteten Substrate bezüglich ihrer Düngewirkung mit Mineraldünger vergleichbar sind. Die Stickstoff-(N)-dünger zeigten gegenüber der Mineraldüngervariante keine signifikanten Unterschiede. Die Phosphor-(P)-dünger hingegen unterschieden sich sowohl in den Erträgen als auch in den Entzügen von der Mineraldüngervariante (Superphosphat): Fe gefällter Klärschlamm zeigte die niedrigste P-Verfügbarkeit (FeP: 5,2 %), Mg gefälltes Substrat die höchste (MAP-U-P: 104,7 %).

Die in Freilandversuchen ermittelte N-Verfügbarkeit von Urin lag in den Grünlandversuchen bei Urin/Rindergülle (50% NH_4^+ von jedem Substrat) bei einem Gülleäquivalent von 104,1 % und Urin bei 115,2 %. Signifikant niedrigere Erträge der Güllevariante gegenüber Urin erklärten sich aus den höheren NH_3 -Verlusten bei der Ausbringung. Die nach der Standard Comparison-Methode im Freiland gemessenen NH_3 -Emissionen der Urinvariante erreichten mit $3,5 \text{ kg N ha}^{-1}$ (5,8 % des applizierten $\text{NH}_4\text{-N}$) und das Urin/Güllegemisch mit $6,8 \text{ kg N ha}^{-1}$ (11,8 %) signifikant niedrigere Ausbringverluste gegenüber der Güllevariante, die insgesamt $19,5 \text{ kg N ha}^{-1}$ (32,5 %) in Form von NH_3 verlor. Die Ackerlandversuche bestätigten ebenfalls eine gleichwertige Düngewirkung der Urinvariante gegenüber der Mineraldüngervariante (KAS).

Eine nahezu pharmakafreie Nährstoffentfrachtung wurde durch die Verwendung von Zeolith erreicht. 9 von 10 Pharmaka verblieben im Urin. Lediglich Tetracyclin wurde vom Zeolith aufgenommen. Die ausgesuchten Zeolithe reagierten ammoniumselektiv ($\text{NH}_4^+ > \text{K}^+ > \text{Na}^+$) wobei die Kationenaustauschkapazität bei der Anwendung mit Frischurin zu 96 % erreicht wurde.

Die Umsetzung menschlicher Fäkalien durch Vermikultur ist möglich. Aus hygienischen Gründen kann jedoch eine Eigenkompostierung zur Zeit nicht empfohlen werden. Hier ist weiterer Forschungsbedarf vorhanden. Eine Urinseparierung zur Verwendung als Dünger ist aus pflanzenbaulicher Sicht zu befürworten.

Abstract

The use of substrates from centralised and decentralised treatment systems as fertilizers

Due to the shortage of natural resources the reuse of wastewater and decentralized wastewater systems are becoming more and more important. By separating urine, it can be used as fertilizer. The fertilizing potential of urine and innovative substrates of wastewater treatment was investigated in several arable-, grassland and greenhouse experiments and compared with mineral or organic fertilizers. Vermicompost experiments were performed with human excreta. In laboratory experiments the potential of zeolite was tested to create an antibiotic free fertilizer from urine. In field and laboratory experiments NH_3 - and N_2O emissions from urine were investigated.

Regarding their fertilizing potential the results of ryegrass (*Lolium multiflorum italicum*) and red clover (*Trifolium pratense*) pot experiments showed comparability of the tested substrates with mineral fertilizer. No significant differences could be shown between N-fertilizers. The P-fertilizers however displayed significant differences in yield and P-uptake: Fe precipitated sewage sludge showed the lowest efficiency (FeP: 5.2 %), Mg precipitated the highest efficiency (MAP-U-P: 104.7 %).

N-uptake in grassland experiments was highest from plots fertilized either with urine (115.2 %) or with a mixture of urine and slurry (50 % NH_4 of each substrate), (104.1 %). Significantly lower yields of the slurry plot may have been caused by higher NH_3 emissions during slurry application.

NH_3 emissions in field experiments were measured using the standard comparison method. NH_3 losses from urine plots were 3.5 kg N ha⁻¹ (5.8% of the applied NH_4 -N). The mixture of urine and slurry emitted 6.8 kg N ha⁻¹ (11.8%). Both plots showed significantly lower NH_3 emissions compared to the slurry plot at 19.5 kg N ha⁻¹ (32.5%). Results of arable land experiments also confirmed an equal yield of urine plots compared to CAN.

Zeolites have a high ability to depollute urine to create antibiotic free fertilizer. 9 out of 10 antibiotics were found in the urine after treatment. Only Tetracyclin was found in the zeolite. The tested zeolites were ammonia selective ($\text{NH}_4^+ > \text{K}^+ > \text{Na}^+$). The cation exchange capacity of the zeolite was nearly reached in fresh urine (96 %).

Vermicomposting of human excreta is possible. However, due to sanitation hazards home composting can not be recommended at this point. Further research is still necessary.

Taking into consideration horticultural requirements urine can be recommended as a fertilizer.

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	I
Tabellenverzeichnis	V
Abbildungsverzeichnis	VII
Abkürzungsverzeichnis	XI
1 Einleitung	1
1.1 Verwertung zentraler und dezentraler Stoffströme	2
1.1.1 Zentrale Verfahren	2
1.1.2 Dezentrale Verfahren; Beispiel Lamberts-mühle.....	5
1.2 Zielsetzung und durchgeführte Versuche	8
1.3 Literatur	11
2 Vergleich verschiedener Bewässerungssysteme hinsichtlich ihrer Eignung im Topfversuch	14
2.1 Zusammenfassung	14
2.2 Einleitung	14
2.3 Material und Methoden	14
2.4 Ergebnisse	17
2.5 Diskussion	19
2.6 Schlussfolgerungen	21
2.7 Literatur	22
3 N- und P- Wirksamkeit von Substraten der zentralen und dezentralen Abwasserbehandlung	23
3.1 Zusammenfassung	23
3.2 Einleitung	23
3.3 Material und Methoden	25
3.3.1 Beschreibung der Stickstoffdünger	29
3.3.1.1 <i>Urin pH 9, pH 4:</i>	29
3.3.1.2 <i>Schwarzwasser, vergoren:</i>	29
3.3.1.3 <i>Entfernung von Mikroverunreinigungen im Urin (Nanofiltrat):</i>	30
3.3.1.4 <i>Aufkonzentration und Entfernung von Mikroverunreinigungen aus dem Urin (Elektrodialyse):</i>	30
3.3.1.5 <i>Stabilisierter Urin nach biologischer Behandlung im Sequencing Batch Reactor (SBR-Ablauf):</i>	31

3.3.2	Beschreibung der Phosphordünger	31
3.3.2.1	<i>P-Gewinnung durch konventionelle Fe-P-Fällung (FeP):</i>	31
3.3.2.2	<i>P-Gewinnung aus dem Schlammwasser in Form von Magnesium Ammonium Phosphat (MAP):</i>	31
3.3.2.3	<i>P-Gewinnung aus dem Schlammwasser in Form von Kalzium Phosphat (CaP):</i>	32
3.3.2.4	<i>P-Gewinnung aus dem Ablauf der Nachklärung in Form von Magnesium Phosphat (Mg-W, MP) und Natrium Aluminium Phosphat (NaAl-W):</i>	32
3.3.2.5	<i>P-Gewinnung aus Urin in Form von Magnesium Ammonium Phosphat (MAP-U-P, MAP-U-Sus):</i>	32
3.3.3	Bestimmung der Phosphatlöslichkeiten der untersuchten P-Produkte	33
3.4	Ergebnisse	33
3.4.1	Stickstoffversuche	33
3.4.2	Phosphorversuche	35
3.4.2.1	<i>Ergebnisse aus dem Versuchsjahr 2004</i>	35
3.4.2.2	<i>Ergebnisse aus dem Versuchsjahr 2005</i>	40
3.4.2.3	<i>Strukturanalysen der P- Produkte</i>	43
3.5	Diskussion	48
3.5.1	Stickstoffversuche	48
3.5.2	Phosphorversuche	49
3.6	Schlussfolgerungen	54
3.7	Literatur	54
4	Die Düngewirkung von Urin in Freilandversuchen	59
4.1	Zusammenfassung	59
4.2	Einleitung.....	59
4.3	Material und Methoden.....	60
4.3.1	Standortfaktoren.....	60
4.3.2	Versuchsbeschreibung Ackerland.....	60
4.3.3	Versuchsbeschreibung Grünland	62
4.3.4	Eigenschaften der Substrate	63
4.4	Ergebnisse.....	64
4.4.1	Ackerlandversuch 2003.....	64
4.4.2	Ackerlandversuch 2004.....	66
4.4.3	Grünlandversuch.....	68
4.5	Diskussion.....	69
4.6	Schlussfolgerungen	70
4.7	Literatur	71

5	Klima- und umweltrelevante Spurengasemissionen von Urin nach Bodenapplikation.....	72
5.1	Zusammenfassung	72
5.2	Einleitung.....	72
5.3	Material und Methoden.....	75
5.3.1	N ₂ O Laborversuch.....	75
5.3.2	NH ₃ Freilandversuch	77
5.4	Ergebnisse.....	77
5.4.1	N ₂ O Laborversuch.....	77
5.4.2	NH ₃ Freilandversuch	80
5.5	Diskussion.....	81
5.5.1	N ₂ O Laborversuch.....	81
5.5.2	NH ₃ Freilandversuch	84
5.6	Schlussfolgerungen	84
5.7	Literatur	85
6	Pharmaka in Urin: Wirkung auf das Keimverhalten von Weidelgras und Pharmakaentfrachtung durch Zeolith	88
6.1	Zusammenfassung	88
6.2	Einleitung.....	88
6.3	Material und Methoden.....	90
6.3.1	Urin-/Pharmaka Keimtest	90
6.3.2	Urinreinigung mit Zeolithen	92
6.4	Ergebnisse.....	93
6.4.1	Keimverhalten von Weidelgras bei Pharmakaapplikation	93
6.4.2	Pharmakaresorption von Zeolith	94
6.5	Diskussion.....	95
6.5.1	Pharmaka-Keimtest.....	95
6.5.2	Zeolith-Pharmakaversuch	96
6.6	Schlussfolgerungen	97
6.7	Literatur	97
7	Zeolithversuche zur Adsorption von Ammonium aus Urin zur Herstellung eines Depotdüngers	99
7.1	Zusammenfassung	99
7.2	Einleitung.....	99
7.3	Material und Methoden.....	100
7.3.1	Eigenschaften der verwendeten Zeolithe.....	100
7.3.2	Versuchsbeschreibung und Gliederung	102

7.4	Ergebnisse	104
7.4.1	Screeningversuch 1: NH_4^+ Aufnahme in hydrolisiertem Urin	104
7.4.2	Screeningversuch 2: NH_4^+ -, K^+ -, Na^+ -Aufnahme in frisch Urin	105
7.4.3	Screeningversuch 3: NH_4^+ -, K^+ -, Na^+ -Aufnahme in künstlichem Urin.....	106
7.4.3.1	<i>Einkomponentenlösung</i>	106
7.4.3.2	<i>Mehrkomponentenlösung</i>	107
7.5	Diskussion	108
7.6	Schlussfolgerungen	109
7.7	Literatur	109
8	Vermikulturversuche zur Fäkalienkompostierung	111
8.1	Zusammenfassung	111
8.2	Einleitung	111
8.3	Material und Methoden	113
8.4	Ergebnisse	115
8.4.1	Nährstoff und Schwermetallgehalte des Wurmkompostes	117
8.4.2	Hygienische Parameter des Wurmkompostes	123
8.5	Diskussion	125
8.6	Schlussfolgerungen	127
8.7	Literatur	128
9	Bewertung des Düngepotentials von Urin und Fäkalien als Dünger in der Landwirtschaft	130
9.1	Zusammenfassung	130
9.2	Einleitung	130
9.2.1	Prozess der Stickstoffeliminierung in Kläranlagen	130
9.2.1.1	<i>Energiekosten im Kläranlagenbetrieb</i>	132
9.3	Einflussgrößen auf das Düngepotential	133
9.3.1	Düngemittelverbrauch	133
9.3.2	Kosten-, und Energiebedarf zur Deckung des Nährstoffbedarfs verschiedener Ackerkulturen	135
9.3.3	Gegenwärtiger Kenntnisstand zur Düngewirkung nährstoffreicher Substrate der Abwasserbehandlung.....	139
9.4	Düngepotential von Urin	140
9.5	Düngepotential von Fäkalien	143
9.6	Schlussfolgerungen	145
9.7	Ausblick	145
9.8	Literatur	146

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1.1: Mögliche anfallende Substrate in der Abwasserbehandlung.	9
Tabelle 2.1: Versuchsdesign des Bewässerungsversuchs.....	16
Tabelle 3.1: Verwendete Stickstoffdünger des Gefäßversuches zu Weidelgras.	26
Tabelle 3.2: Verwendete Phosphordünger der Gefäßversuche zu Weidelgras und Rotklee.....	26
Tabelle 3.3: Versuchsaufbau der Vegetationsversuche.	27
Tabelle 3.4: Applizierte Nährstoffgaben der Topfversuche.....	28
Tabelle 3.5: pH-Werte und P-Gehalte der Bodenproben der verschiedenen P- Düngevarianten aus 2004.	40
Tabelle 3.6: Eigenschaften und Zusammensetzung der getesteten Düngeprodukte. ...	47
Tabelle 3.7: Mineraldüngeräquivalente von P-haltigen Substraten.	49
Tabelle 4.1: Standortfaktoren der Ackerland- und Grünlandversuche im langjährigen Mittel in Burscheid.	60
Tabelle 4.2: Versuchsdaten der Ackerlandversuche.	61
Tabelle 4.3: Versuchsdaten des Grünlandversuches	62
Tabelle 4.4: Darstellung des Tausendkorngewichtes sowie des Hektolitergewichtes der Wintergerste (Sorte Landi) des Ackerlandversuches im Jahr 2003....	66
Tabelle 4.5: Darstellung des Tausendkorngewichtes sowie des Hektolitergewichtes der Wintergerste (Sorte Landi) des Ackerlandversuches im Jahr 2004....	68
Tabelle 5.1: Zusammensetzung der untersuchten Düngeprodukte.	75
Tabelle 5.2: Messplan des N ₂ O Versuches.....	78
Tabelle 5.3: Versuchsparameter des NH ₃ -Emissionsversuches.	77
Tabelle 5.4: Durchschnittliche minimale und maximale N ₂ O Emissionen der Dünge- varianten [$\mu\text{g N}_2\text{O}^*(\text{kg tr. Boden}*h)^{-1}$].....	79
Tabelle 6.1: Darstellung der Versuchsansätze zum Urin-/Pharmaka-Keimtest.	91
Tabelle 6.2: Applizierte Pharmaka im Keimtest und deren Wirkstoffkonzentrationen im Urin Lambertsühle.....	91
Tabelle 6.3: Pharmakalösung für Sorptionsversuche am Zeolith mit Urin Lambertsühle.....	92
Tabelle 6.4: Bonitur des Keimverhaltens von Weidelgrassamen nach Pharmaka- applikation zu Urin.	94

Tabelle 6.5: Wiederfindung der ausgewählten Wirkstoffe im Urin nach einer Arzneimittelentfrachtung mittels Zeolith.	95
Tabelle 7.1: Zusammensetzung und Eigenschaften natürlicher Zeolithe.	101
Tabelle 7.2: Versuchsplan der Zeolithversuche.....	103
Tabelle 8.1: Versuchsparameter des Vermikompostierungsversuches.....	114
Tabelle 8.2: Darstellung der Ergebnisse des Kressetestes der Wurmkomposte verglichen mit einer Einheitserde.....	116
Tabelle 8.3: Ergebnisse der Wurmauszählung des Vermikompostversuches nach Versuchsende.	116
Tabelle 8.4: Zink- und Nährstoffgehalte der Wurmproben zu Beginn und Ende des Kompostierungsversuches in ppm.	118
Tabelle 8.5: Bilanzierung der Nährstoffgehalte im Wurm und Kompost zu Beginn und Ende des Versuches.....	120
Tabelle 8.6: Bilanzierung der Schwermetallgehalte im Wurm und Kompost zu Beginn und Ende des Versuches.....	123
Tabelle 8.7: Vergleich der Schwermetallkonzentrationen in Fäkalien in ppm.....	127
Tabelle 9.1: Mineraldüngereinsatz (Stickstoff) auf Grün-, und Ackerland europäischer Länder.....	134
Tabelle 9.2: Nährstoffbedarf verschiedener landw. Kulturen.....	136
Tabelle 9.3: Nährstoffanteile und Preise verschiedener Mineraldünger..	136
Tabelle 9.4: Düngerkosten eines Weizenschlages zur Deckung des Nährstoffbedarfs pro ha (Mineraldüngerpreise, Stand Januar 2005).	137
Tabelle 9.5: Nährstoffkonzentrationen von Urin verschiedener Projekte der dezentralen Urinerfassung.....	142
Tabelle 9.6: Vergleich der Aufwandmengen und applizierten Nährstoffmengen in verschiedenen Ackerkulturen bei Verwendung von Urin unterschiedlicher Konzentration.....	142
Tabelle 9.7: Darstellung des N-Düngepotentials aus Urin verschiedener EU-Länder.	143
Tabelle 9.8: Nährstoffkonzentrationen von Fäkalien.	144

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1.1: Schematische Darstellung der Funktion einer Kläranlage.....	3
Abbildung 1.2: Einsatzstellen einer Phosphorrückgewinnung.	5
Abbildung 1.3: Funktionsschema Lambertsmühle.....	8
Abbildung 1.4: Übersicht der durchgeführten Versuche.	10
Abbildung 2.1: Aufbau des Tropf-Blumat Bewässerungssystems.	15
Abbildung 2.2: Darstellung des Gewichtsverlaufs und der erreichten Wasser- kapazität des Bodens verschiedener Bewässerungsmethoden im Gefäßversuch, Messung 1.....	18
Abbildung 2.3: Darstellung des Gewichtsverlaufs und der erreichten Wasser- kapazität des Bodens verschiedener Bewässerungsmethoden im Gefäßversuch, Messung 2.....	19
Abbildung 2.4: Beziehung zwischen Bodenwassergehalt und Bodenart.	20
Abbildung 3.1: Trockenmasseerträge der Grasvarianten des N- Nachlieferungsversuches..	34
Abbildung 3.2: N-Entzüge der Grasvarianten des N-Nachlieferungsversuches.	35
Abbildung 3.3: Trockenmasseerträge der mit Phosphor gedüngten Gras Varianten 2004.	36
Abbildung 3.4: P-Entzüge der Grasvarianten 2004.	37
Abbildung 3.5: Trockenmasseerträge der mit Phosphor gedüngten Klee Varianten 2004..	38
Abbildung 3.6: P-Entzüge der Klee Varianten des P-Nachlieferungs- versuches 2004..	39
Abbildung 3.7: Trockenmasseerträge der mit Phosphor gedüngten Gras Varianten 2005.	40
Abbildung 3.8: P-Entzüge der Grasvarianten 2005.	41
Abbildung 3.9: Trockenmasseerträge der mit Phosphor gedüngten Klee Varianten 2005..	42
Abbildung 3.10: P-Entzüge der Kleevarianten 2005.....	43
Abbildung 3.11: Röntgenpulverdiffraktometrische Kristallstrukturanalyse des aus Schlammwasser gefällten MAP Düngers.....	44
Abbildung 3.12: Röntgenpulverdiffraktometrische Kristallstrukturanalyse des Struvit MAP-U.	45

Abbildung 3.13: Korrelation der Kristallstruktur (y-Achse) mit dem Mineraldüngeräquivalent (x-Achse) der untersuchten Struvite.....	46
Abbildung 3.14: Abhängigkeit des $\text{NH}_4^+ / \text{NH}_3$ Gleichgewichts von pH-Wert und Temperatur	48
Abbildung 3.15: P-N Verhältnisse verschiedener Struvite.	53
Abbildung 4.1: Korn- und Stroherträge des Ackerlandversuches aus dem Jahre 2003;.....	64
Abbildung 4.2: N-Entzüge von Korn und Stroh des Ackerlandversuches aus dem Jahre 2003.....	65
Abbildung 4.3: Prozentuale Aufnahme des applizierten Düngestickstoffs von Korn und Stroh in 2003.....	65
Abbildung 4.4: Korn- und Stroherträge des Ackerlandversuches aus dem Jahre 2004.....	66
Abbildung 4.5: N-Entzüge von Korn und Stroh des Ackerlandversuches aus dem Jahre 2004.....	67
Abbildung 4.6: Prozentuale Aufnahme des applizierten Düngestickstoffs von Korn und Stroh in 2004.....	67
Abbildung 4.7: Trockenmasseerträge des Grünlandversuches aus dem Jahre 2003.....	68
Abbildung 4.8: N-Entzüge des Grünlandversuches aus dem Jahre 2003.....	69
Abbildung 5.1: Distickstoffoxid (N_2O)-Emissionen in Deutschland nach Quellgruppen.....	73
Abbildung 5.2: N_2O Emissionen nach Applikation der Düngesubstrate sowie Wasserkapazität der eingesetzten Böden.....	78
Abbildung 5.3: Kumulative N_2O Emissionen nach Applikation der Düngesubstrate sowie Wasserkapazität der eingesetzten Böden.....	79
Abbildung 5.4: NH_3 Emissionsraten nach Ausbringung der Düngesubstrate zu Wintergerste über eine Versuchsdauer von 4 Tagen.....	80
Abbildung 5.5: Kumulierte NH_3 Emissionsraten nach Ausbringung der Düngesubstrate zu Wintergerste über eine Versuchsdauer von 4 Tagen.....	81
Abbildung 6.1: Wiederfindung ausgewählter Wirkstoffe in dotiertem gelagertem Urin bei pH 2 und pH 9 über einen Versuchszeitraum von 11 Monaten.....	90
Abbildung 6.2: Ergebnisse zum Einfluss ausgewählter Pharmaka auf das Keimverhalten von Weidelgras.....	93

Abbildung 6.3: Akkumulation von Pharmaka im Boden bei jährlicher Urinapplikation und einer Abbaurrate von 5 bzw. 10 %.....	96
Abbildung 7.1: Zeolithkristallstruktur.....	103
Abbildung 7.2: Bulgarischer Zeolith (Clinoptilolit); feinvermahlen.....	100
Abbildung 7.3: Adsorption von Ammonium verschiedener Zeolithe nach Urinapplikation.	104
Abbildung 7.4: Applizierte Ammoniumstickstoff-, Natrium- und Kaliumstoffmengen von Chabazit Bulgarien und deren Entzüge nach 2, 10, 60 Minuten Schüttelzeit mit Frischurin.	105
Abbildung 7.5: Adsorptionsraten von Chabazit Bulgarien nach 5 Minuten Schüttelzeit bei Applikation der Einzellösungen.	106
Abbildung 7.6: Adsorptionsraten von Chabazit Bulgarien nach 5 Minuten Schüttelzeit bei Applikation der Komponentenlösung.....	107
Abbildung 8.1: Schematische Darstellung des Krümelaufbau der Losungskrümel von Regenwürmern.	112
Abbildung 8.2: Aufbau und Inhalt der Filtersackanlage Lamberts-mühle.....	113
Abbildung 8.3: Wurzelwachstum der Kresse im Vergleich zur Kontrolle und Wurmkompost; Umsetzung der Fäkalien durch <i>Eisenia hortensis</i>	115
Abbildung 8.4: Kupfer-, Nickel-, Blei- und Cadmiumgehalte der Wurmproben zu Beginn und Ende des Kompostierungsversuches.	117
Abbildung 8.5: Vergleich des Anteil der org. Trockenmasse im Wurmkompost von <i>Eisenia fetida</i> und <i>Eisenia hortensis</i> zu Beginn des Versuches.	118
Abbildung 8.6: Nährstoffgehalte der Wurmkompostproben <i>Eisenia fetida</i> und <i>Eisenia hortensis</i> im Vergleich zur Kontrollvariante und dem Ausgangsmaterial.	119
Abbildung 8.7: Schwermetallgehalte der Wurmkompostproben <i>Eisenia fetida</i> und <i>Eisenia hortensis</i> im Vergleich zur Kontrollvariante und dem Ausgangsmaterial.	122
Abbildung 8.8: Bakteriengehalt des Vermiculaturkompostes im Versuchsverlauf im Vergleich zu einer Naturrotte.	124
Abbildung 8.9: Bakteriengehalt verschiedener Komposte im Vergleich..	125
Abbildung 9.1: Durchschnittspreise für mineralische Düngemittel in Deutschland	135
Abbildung 9.2: Durchschnittlicher Energieverbrauch beim Einsatz von Stickstoffdüngemitteln von der Produktion bis zur Ausbringung.....	137
Abbildung 9.3: Verbesserung der Energieeffizienz bei der N-Düngerproduktion durch Ammoniaksynthese.	138

Abbildung 9.4: Literaturübersicht und Stand des Wissens über Versuche zum Einsatz von nährstoffreichen Substraten der Abwasserbehandlung....	140
Abbildung 9.5: Vergleich des Nährstoffbedarfs von 250 kg Weizen im Vergleich zum Düngungspotential von 500 l Urin.....	141

Abkürzungsverzeichnis

AbfKlärV	Abfallklärschlammverordnung
BSB	biologischer Sauerstoffbedarf
DOC	dissolved organic carbon
E	Einwohnerzahl
EW	Einwohnerwert
GJ / kJ	Giga Joule / Kilo Joule
hl	Hektolitergewicht
KAS	Kalkammonsalpeter
KBE	Koloniebildende Einheit
kt	Kilo Tonnen
kWh	Kilowattstunden
MDÄ	Mineraldüngeräquivalent
Mio.	Millionen
n	Wiederholungen
o.J.	ohne Jahr
ppm	parts per million
Q_a	Abwassermenge in m ³ /Jahr

q_d	tägliche Abwassermenge je Einwohner in l/(E*d)
R²	Korrelationskoeffizient
SRD	Sekundärrohstoffdünger
TKG	Tausendkorngewicht
TM	Trockenmasse
WDF	Wiederfindungsrate
WK	Wasserkapazität
y	Jahr
z.T.	zum Teil

1 Einleitung

Die stetige Zunahme der Weltbevölkerung und der daraus resultierende steigende Bedarf an Nahrungsmitteln stellt hohe Ansprüche an die Landwirtschaft. Das Bevölkerungswachstum geht aber auch einher mit einem Rückgang an landwirtschaftlicher Fläche. Im weltweiten Durchschnitt sank die landwirtschaftliche Fläche pro Kopf von 1,46 (1961) auf 0,82 ha/Kopf (2000) (Steger, 2005). Die Versandung und Versalzung fruchtbarer Böden stellt ein weiteres immenses Problem dar. 3000 Quadratkilometer Ackerland und gesunder Boden gehen jedes Jahr allein in der Volksrepublik China durch Versandung und Versteppung verloren (Pressemitteilung, 07.11.2006). Dies entspricht etwa 80 % der Fläche des gesamten Ruhrgebietes. Laut der UNO (2004) ist bereits ein Drittel der Weltbevölkerung von der Landverödung betroffen und erklärte 2006 zum Jahr der Wüsten und Desertifikation. Der FAO (2000) zufolge, werden in Südostasien schon heute 94 % der überhaupt für landwirtschaftliche Zwecke nutzbaren Flächen als bewirtschaftete Flächen genutzt. Eine weitere Ausweitung der landwirtschaftlichen Flächen ist in Asien – wie auch im Nahen Osten oder Nordafrika – nur noch in sehr geringem Umfang möglich.

Die Erhaltung fruchtbarer Böden und die Steigerung der Produktivität ist eine der Grundvoraussetzungen den steigenden Bedarf an Lebensmitteln sicherzustellen. Der Zugang zu kostengünstigen Düngern ist vor allem in wirtschaftlich schwachen Ländern von besonderer Bedeutung. Jedoch sind die Phosphor- und Kalium-Vorkommen begrenzt und der Verbrauch an Stickstoff, Phosphor und Kalium ist von 1950 bis 2000 von 14 Millionen Tonnen auf über 145 Millionen Tonnen im Jahr gestiegen (FAO, 2000). Es wird vermutet, dass der jährliche Düngerverbrauch im Jahr 2025, aufgrund der wachsenden Weltbevölkerung (41 % Bevölkerungszunahme bis 2030; (FAO, 2000)) und dem steigenden Bedarf an tierischem Eiweiß, vor allem in der Dritten Welt, 250 Millionen Tonnen erreichen wird. Die bekannten Phosphor-Lagerstätten reichen jedoch beim heutigen Verbrauch je nach Quelle für 60 bis 150 Jahre (Cornel, 2002; U.S. Geological Survey, 1999). Ob noch weitere Vorkommen an Phosphor verfügbar gemacht werden können, ist unklar (Kuhn et al., 2001). Die Reserven der abbauwürdigen Kalivorkommen wird mit ca. 400 Jahren angegeben (Frenz, 2002).

Eine Möglichkeit zur Entwicklung eines nachhaltigen Abwassersystems ist die getrennte Behandlung von Urin zur Verwendung als Dünger (Hanaeus et al., 1997; Berger, 2002). Hier kann die dezentrale Abwasserentsorgung mit Aufbereitung der Nährstoffströme

Urin und Fäkalien zu Düngern einen Beitrag zum Schließen natürlicher Nährstoffkreisläufe leisten.

Die in Europa über lange Zeiträume gewachsene Infrastruktur zur Abwasserbeseitigung ist jedoch gekennzeichnet durch die Abwassersammlung in öffentlichen Kanälen und die Abwasserbehandlung in zentralen Kläranlagen. Inzwischen kristallisieren sich die immanenten Nachteile dieser Systeme mit ihren linearen „end of the pipe“ Stoffströmen immer mehr heraus (Beneke, 2002; Berger, 2002; Herrmann & Klaus, 1997; Hiesl & Toussaint, 2002; Oldenburg & Otterpohl, 2002; Werner et al., 2002). Mit hohem Investitionsaufwand werden dort Nährstoffe eliminiert und gehen dem natürlichen Nährstoffkreislauf verloren.

Aber auch in bestehenden zentralen Kläranlagen können Fällungsverfahren zur Wiederverwertung von Phosphat als Dünger Anwendung finden, die eine viel versprechende Alternative zur herkömmlichen Fe- oder Al-Fällung in der Abwasserbehandlung darstellen.

Im Folgenden wird die zentrale und dezentrale Entsorgung von Abwasserströmen beschrieben. Die über Kläranlagen, zentrale Entsorgung von Abwasser wird im Allgemeinen und die dezentrale Entsorgung exemplarisch, anhand der Lamberts-mühle, einem neu konzipierten Abwassersystem, beschrieben.

1.1 Verwertung zentraler und dezentraler Stoffströme

1.1.1 Zentrale Verfahren

Ende 2002 waren in Deutschland ca. 93 % aller Haushalte an öffentliche Abwasserbehandlungsanlagen angeschlossen. Dieses Abwasser wurde an mehr als 10.000 kommunalen Kläranlagen gereinigt, wobei mehr als die Hälfte eine Größenklasse > 2.000 EW (Einwohnerwerte) aufwies (Bundesumweltamt, 2002). Der größte Teil der Kläranlagen in Deutschland ist mit der biologischen Grundreinigungsstufe und einer weiteren Stufe zur Behandlung von Stickstoff und Phosphor ausgestattet. Ende 1998 wurden 83,1 % des anfallenden Abwassers in Kläranlagen mit einer Nährstoffelimination behandelt (Statistisches Bundesamt, 2001).

Bei der zentralen Behandlung von Abwasserströmen steht die Reinigung der Abwasserströme unterhalb eines geforderten Höchstwerts im Vordergrund. Der Gedanke des Nährstoffrecyclings spielt keine Rolle. Der Stickstoff aus dem Abwasser wird „eliminiert“. Dies erfolgt zum einen über die Entnahme von Faulschlamm (Biomasse) und zum anderen über die Reduktion von NO_3^- zu molekularem N_2 -Stickstoff

durch Bakterien (Denitrifikation), wodurch er als potenzieller Pflanzennährstoff verloren geht. Der Phosphor aus dem Abwasser wird meist mit Eisen oder Aluminium gefällt. Dies hat zur Folge, dass die potenzielle Pflanzenverfügbarkeit des Phosphors deutlich herabgesetzt wird. Je nach verwendetem Fällungsmittel und -menge kann die Verfügbarkeit des Phosphats im Klärschlamm im Vergleich zu Mineraldünger 4-115 % betragen (Zitate in Werner, 2002). Kalium wird in konventionellen Kläranlagen im Klärschlamm kaum zurückgehalten.

In Abbildung 1.1 ist beispielhaft der schematische Aufbau einer Kläranlage dargestellt und nachfolgend beschrieben.

Der mechanische Rechen (1) ist die erste Reinigungsstufe einer modernen Kläranlage. Dort werden grobe Schwimm- und Fremdstoffe entfernt. Im Sandfang (2) werden grobe mineralische Stoffe entfernt. Durch ihr hohes Eigengewicht sinken diese Stoffe schnell zu Boden. Leichtere Stoffe setzen sich im Vorklärbecken (3) als Schlamm, dem so genannten Fäkalschlamm ab. Nach der mechanischen Vorklärung beginnt die biologische Reinigung im Belebungsbecken (4). In dieser Reinigungsstufe werden die organischen Inhaltsstoffe durch Mikroorganismen biologisch abgebaut, indem Luft von außen eingeblasen wird. Oft werden in denselben Becken auch die Nährstoffe Phosphor, durch die Zugabe von beispielsweise Eisen(III) gefällt und Stickstoff eliminiert.

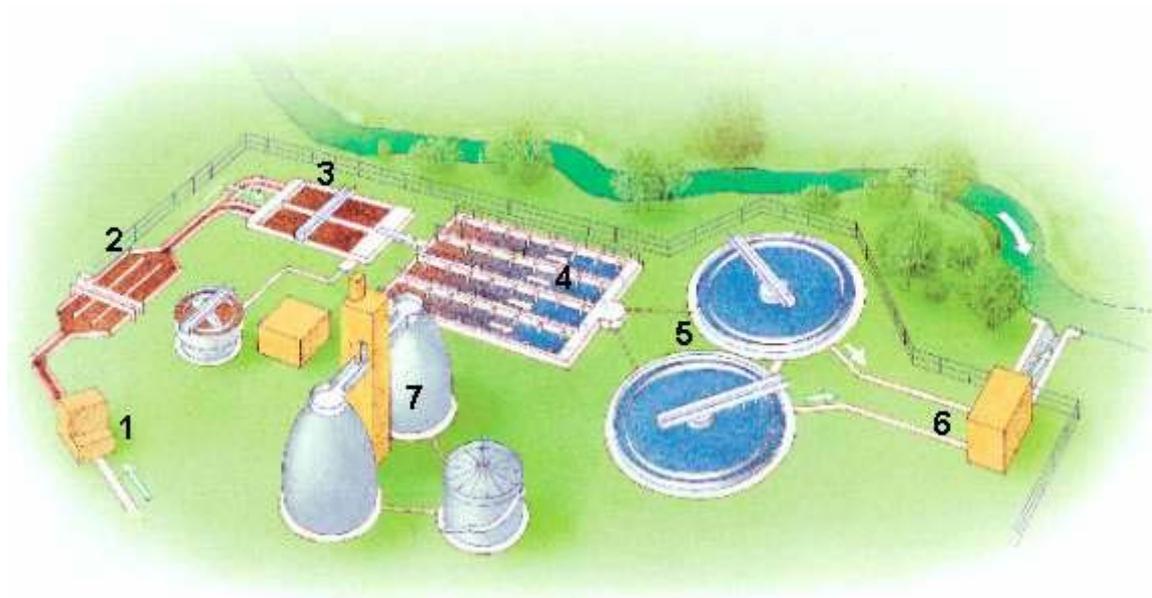


Abbildung 1.1: Schematische Darstellung der Funktion einer Kläranlage; Copyright © Wasserwirtschaftsamt Deggendorf.

Die Nachklärung (5) scheidet die Bakterien und ihre Stoffwechselprodukte ab. Bei besonderen Anforderungen an das gereinigte Abwasser können in einer Filtration (6) auch noch die letzten Schmutzstoffe entfernt werden. Der Klärschlamm wird in die Faultürme (7) zur anaeroben Schlammstabilisierung gepumpt. Der im Voreindicker entwässerte Klärschlamm setzt sich zusammen aus Schlamm aus dem Abwasser (gesammelt im Vorklärbecken -3-) und Schlamm, der während der Reinigung entsteht (gesammelt im Nachklärbecken -5-). Das beim Faulungs- und Gärungsprozess anfallende Methan wird in Gasbehältern gesammelt und zur Faulturmbeheizung genutzt, da die Ausfäulung temperaturabhängig ist.

In deutschen Kläranlagen fallen jährlich ca. 2,4 Mill. t TM Klärschlamm an (Römer, 2006). EU-weit waren es im Jahr 2000 ca. 8 Mill. t TM, die zu etwa 50 % in der Landwirtschaft verwertet wurden (Esch & Noll, 2001). Eine Ausweitung der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung ist angesichts der derzeitigen Klärschlammdiskussion unwahrscheinlich. Hier ist vor allem aufgrund verschärfter Verwertungsvorschriften mit einem Rückgang zu rechnen. Eine weitgehende Verwertung wäre aber hinsichtlich der begrenzten natürlichen Nährstoffressourcen wichtig.

Das jährlich anfallende Phosphor-(P)-Potential in Form von Klärschlamm liegt mit 2,2 Mio. t Trockenmasse (TM) und ca. 5 % P-Anteil bei 110.000 t P (Römer, 2005).

Innerhalb der Abwasserreinigung und Klärschlammbehandlung besteht an mehreren Stellen die Möglichkeit, Anlagen zur Phosphorrückgewinnung einzusetzen. Die Einsatzstellen unterscheiden sich hinsichtlich mehrerer Kriterien, von denen die Bindungsform des Phosphors, sowie das Rückgewinnungspotential die wichtigsten darstellen (Pinnekamp, Gethke et al., 2005). In Abbildung 1.2 sind die Einsatzstellen einer Phosphorrückgewinnung dargestellt.

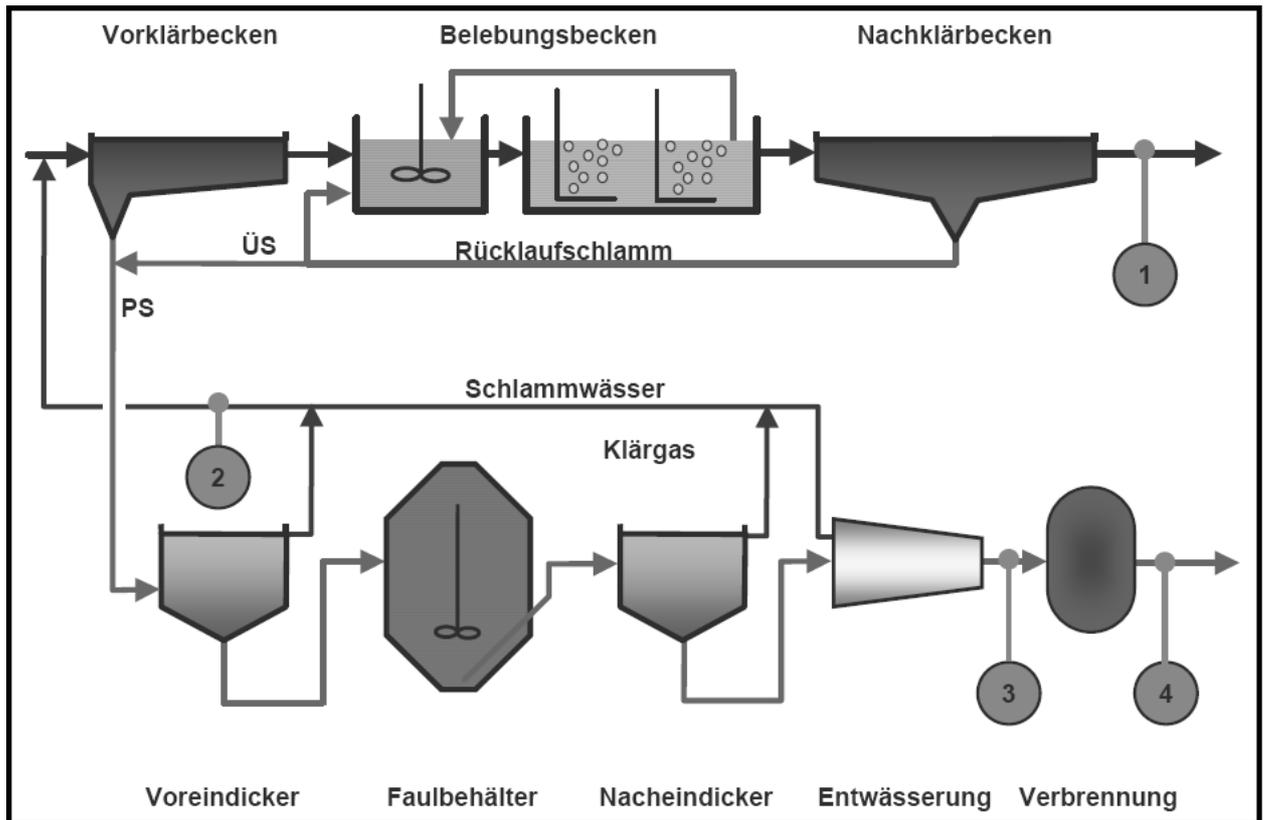


Abbildung 1.2: Einsatzstellen einer Phosphorrückgewinnung (Pinnekamp, Gethke et al., 2005). 1: Phosphorrückgewinnung aus dem Ablauf der Nachklärung; 2: Phosphorrückgewinnung aus dem Schlammwässer; 3: Phosphorrückgewinnung aus Faulschlamm; 4: Phosphorrückgewinnung aus der Klärschlammasche.

Die so gewonnen P-haltigen Produkte, die als MAP (Magnesiumammoniumphosphat), Ca-, Mg-, Fe- oder Al-Phosphate vorliegen, können in einem weiteren Trocknungsprozess entwässert und landwirtschaftlich genutzt werden.

1.1.2 Dezentrale Verfahren; Beispiel Lambertsmühle

Die hohen Kosten der Abwasserbehandlung und die notwendigen Modernisierungen der Abwassersysteme schaffen zunehmend Raum für die Erprobung alternativer Konzepte (Hiessl & Toussaint, 2002). Die Weiterentwicklung nachhaltiger Konzepte und Techniken für den Umgang mit Wasser im häuslichen Bereich ist derzeit das Ziel unterschiedlicher Untersuchungen im nationalen, sowie im internationalen Raum (Herrmann & Hesse, 2002; Hesse, 2002; Jenssen, 2002; Larsen & Gujer, 1996; Johansson, 2000; Liayi, 2002; Oldenburg & Otterpohl, 2002) und wird an den Prinzipien einer Kreislaufwirtschaft ausgerichtet. Diesen Techniken liegt die Idee der Teilstrombehandlung häuslicher Abwässer zugrunde und die Tatsache, dass etwa 80% der Nährstoffe im kommunalen Abwasser aus Fäkalien und Urin stammen. Dies wiederum erfordert eine ganzheitliche Betrachtungsweise der Abwassersysteme vom

Trinkwasserverbrauch über die Aufbereitung von Teilströmen und ihre weitere Nutzung sowie eine Rückgewinnung nutzbarer Abwasserinhaltsstoffe bis zur Einleitung des gereinigten, nicht vermeidbaren Abwassers in einen Vorfluter.

In Deutschland finden Konzepte zur nachhaltigen Wasserwirtschaft besonderen Anklang in Neubaugebieten und im ländlichen Raum. Im Bereich von größeren Neubaugebieten wurden entsprechende Ansätze im Rahmen von Pilotprojekten, z.B. bereits in Lübeck, Wohnsiedlung Flintenbreite (Otterpohl et al., 1997) oder in Freiburg, Projekt Vauban verfolgt.

Bei diesen Konzepten steht die Kreislaufführung der Nährstoffe im Vordergrund. Durch die Verwendung von wassersparenden Vakuumtoiletten oder Separationstoiletten werden die Abwasserströme separat erfasst. Anfallendes Grauwasser kann in Pflanzenkläranlagen behandelt werden. Die Fäkalien (Schwarzwasser) können beispielsweise zentral gesammelt werden und gemeinsam mit den in den Haushalten anfallenden Bioabfällen vor Ort in einen Anaerob- Behälter zur Gewinnung von Biogas vergoren werden (Beispiel Flintenbreite). Die genaue Funktionsweise eines dezentralen Abwasserkonzeptes soll exemplarisch anhand des Beispiels Lambertsmühle erläutert werden.

Im Rahmen eines vom Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen geförderten Forschungsvorhabens wurde die Funktionsweise eines Abwasserkonzeptes unter Berücksichtigung des natürlichen Wasser- und Nährstoffkreislaufes erstellt. Dieses Konzept wurde für die Lambertsmühle bei Burscheid, eine ehemalige Kornmühle und heutiges Museum mit Wohnhaus konzipiert. Bei diesem speziell für den ländlichen Raum erstellten dezentralen Abwasserkonzept war ein Anschluss an das öffentliche Kanalnetz, aufgrund zu großer Wegstrecken, verbunden mit hohen Investitionskosten, nicht möglich gewesen. Eine getrennte Erfassung der Abwasserströme durch separate Abwasserleitungen und den Einsatz von Separationstoiletten und wasserlosen Urinalen, erlaubte die getrennte Erfassung der Teilströme

Gelbwasser (Urin, mit oder ohne Spülwasser),

Braunwasser (Fäkalien mit Spülwasser) und

Grauwasser (Abwasser aus Bad und Küche, ohne Fäkalien und Urin).

Durch dieses Konzept, wie es in Abbildung 1.3 dargestellt ist, können die Teilströme Gelbwasser, Braunwasser und Grauwasser, separat gesammelt werden.

Das Gelbwasser wird über ein wasserloses Urinal und eine Separationstoilette von Spül- und Braunwasser getrennt und in einem Gelbwasserspeicher gesammelt. Die Separationstoiletten, bei denen sich die Männer allerdings setzen müssen, damit eine Sammlung des Urins erfolgen kann, benötigen für die Urinspülung lediglich eine Wassermenge von etwa 0,2 l. Durch die separate Erfassung des Urins erhält man ein nährstoffreiches Substrat, das für die Verwendung als natürlicher Flüssigdünger in der Landwirtschaft vorgesehen ist und mineralischen Dünger ersetzen soll (OtterWasser-GmbH, 2002).

Die im Braunwasser enthaltenen Fäkalien werden in einer Filteranlage zurückgehalten. Hier findet eine Sammlung, Abtrennung und Entwässerung der Fäkalien statt. Zwei Filterbehälter werden dabei abwechselnd befüllt, so dass nach einer Ruhezeit von etwa 12 Monaten die entwässerten Fäkalien dem Filterbehälter entnommen und im Garten zusammen mit Bioabfällen nachkompostiert werden können. Nach der vollständigen Kompostierung kann der Rottekompost zur Bodenverbesserung eingesetzt werden.

Das Grauwasser, sowie das Spülwasser aus dem Braunwasser werden in der Filteranlage durch eine Grobfiltration mechanisch vorgereinigt und gelangen anschließend über einen Überlauf in einen Pumpenschacht. Von dort wird mittels einer Tauchpumpe das Grauwasser mit dem gefilterten Braunwasser kontrolliert in eine vertikal durchströmte Pflanzenkläranlage abgegeben. Das gefilterte Braunwasser ist wegen der Urinseparation nährstoffarm, da die gelösten Nährstoffe größtenteils im Urin vorliegen. Deshalb bietet sich die Mitbehandlung dieses Filtrats in der Grauwasseranlage an (Oldenburg & Otterpohl, 2002). Durch den bewachsenen Bodenfilter wird nun das Abwasser gereinigt. Der Abfluss aus dem Bodenfilter gelangt in den Vorfluter oder kann zur Gartenbewässerung genutzt werden.

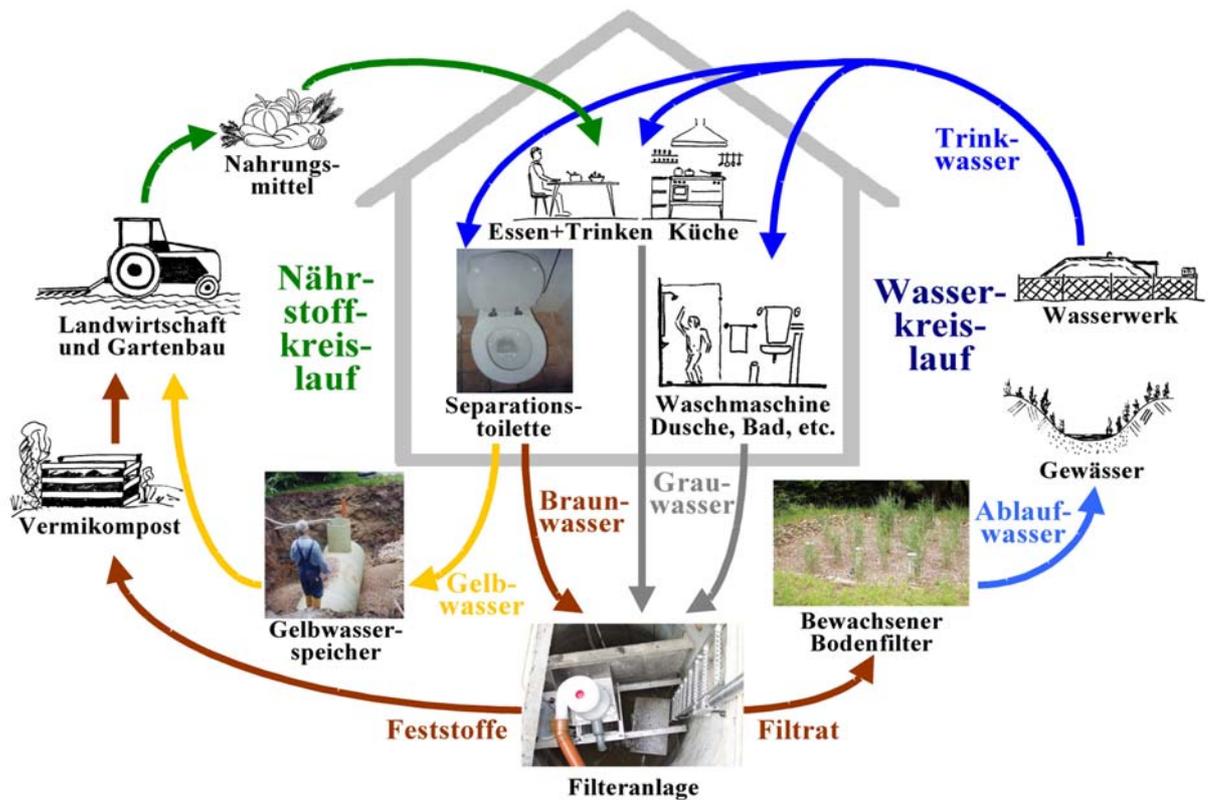


Abbildung 1.3: Funktionsschema Lambertsühle (OtterWasser GmbH, 2002, verändert).

1.2 Zielsetzung und durchgeführte Versuche

Aus Tabelle 1.1 wird deutlich, dass eine Vielzahl von möglichen Substraten in der Abwasserbehandlung anfallen können und deren landwirtschaftliche Verwertung überprüft werden sollte. Es wird davon ausgegangen, dass diese Teilströme sinnvoll landwirtschaftlich verwertet werden können. Diese Fraktionen weisen einen mehr oder weniger hohen Nährstoffanteil auf, der in der Regel bekannt ist. Über die Pflanzenverfügbarkeit dieser Nährstoffe und somit den eigentlichen Nutzen für die Landwirtschaft ist jedoch wenig bekannt.

Tabelle 1.1: Mögliche anfallende Substrate in der Abwasserbehandlung.

Unbehandelte Substrate	Substrate aus biologischer Behandlung	Substrate aus physikalisch/chemischer Behandlung, Fällungsprodukte
Urin	Faulschlamm Kompost aus Komposttoiletten Rotteprodukte aus Rottebehältern	Ammonium-Struvit Kalium-Struvit Ammoniumsalze Calcium-Phosphat angesäuerter Urin Filtrate Asche aus Klärschlamm- monoverbrennung

Dies zeigt, dass die bisherigen Studien jeweils nur Teilaspekte und für die Praxis nicht relevante Parameter untersucht haben. Die vorliegende Arbeit soll basierend auf der zuvor skizzierten Problemdarstellung folgende Ziele verfolgen:

- Vergleichende und systematische Untersuchungen zur Düngewirkung von Substraten der zentralen und dezentralen Abwasserbehandlung mit einer möglichst großen Bandbreite an anfallenden Stoffen.
- Überprüfung der Substrate auf deren Anwendbarkeit im direkten Vergleich mit mineralischen Düngern und Teilaspekte der Unbedenklichkeit (Emissionen, Pathogene, Arzneimittelrückstände).
- Studie zum Einsatz der Substrate in der Landwirtschaft am Beispiel Urin und Fäkalien.

Um diese Ziele zu verfolgen, wurden Versuche zur N-Düngewirkung und P-Düngewirkung von Substraten der zentralen und dezentralen Abwasserbehandlung in Vegetationsversuchen durchgeführt. Des Weiteren wurden Teilaspekte der Fäzesbehandlung untersucht sowie Versuche zur Emissionsbelastung bei Ausbringung der Stoffströme. Ferner wurden Versuche zur Nährstoffentfrachtung von Urin durch Zeolithe durchgeführt. Eine Übersicht der Versuche ist in Abbildung 1.4 dargestellt.

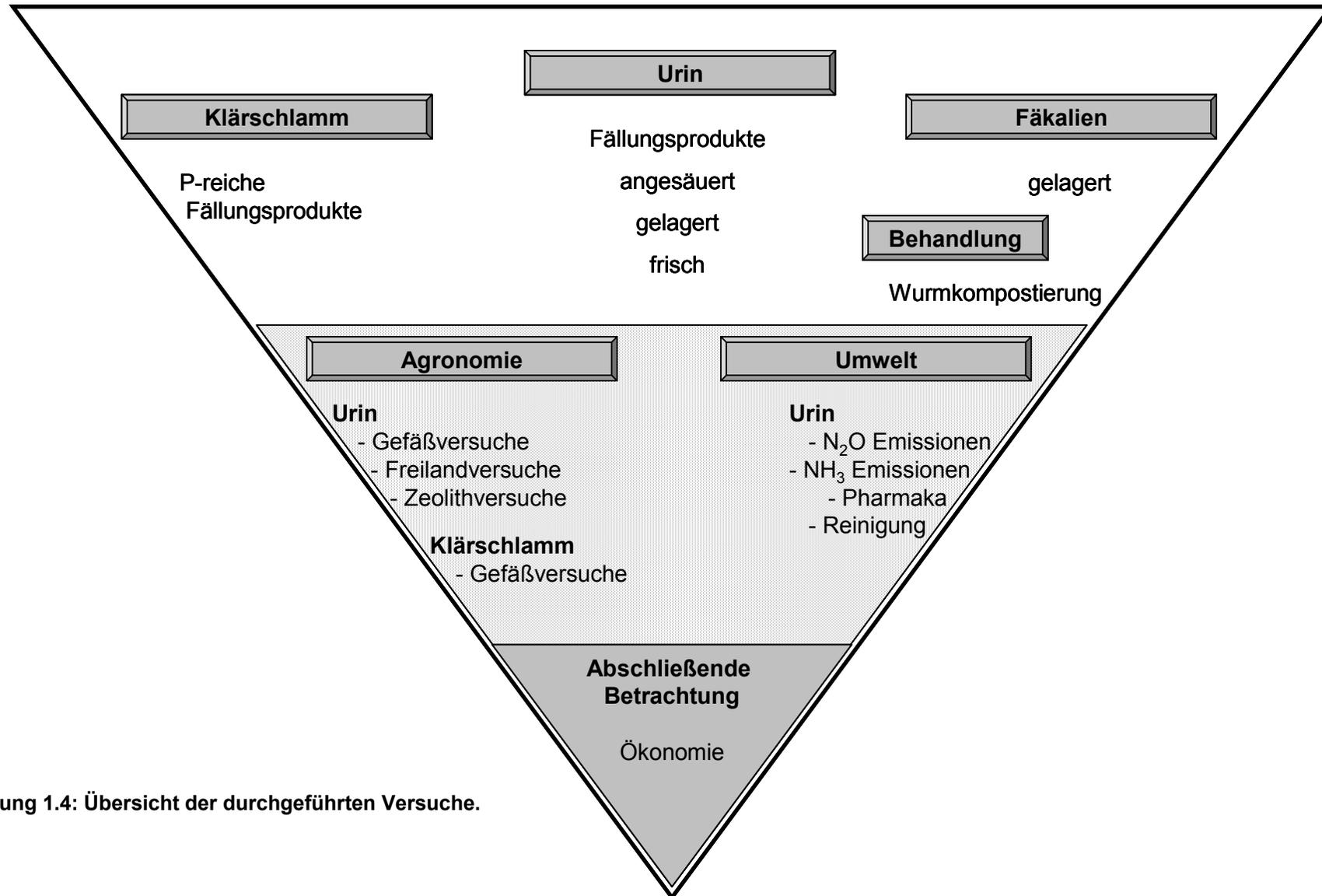


Abbildung 1.4: Übersicht der durchgeführten Versuche.

1.3 Literatur

- Beneke, G. (2002). Ökologische Sanitärtechnik zwischen Ablehnung, Ignoranz und Akzeptanz. Schriftenreihe Fachvereinigung Betriebs- und Regenwassernutzung e.V., 9, 57-66.
- Berger, W. (2002). Sanitärtechnik ohne Wasser - Komposttoiletten in der Ökologischen Siedlung Bielefeld-Waldquelle. Schriftenreihe Fachvereinigung Betriebs- und Regenwassernutzung e.V., 9, 75-84.
- Bundesumweltamt (2002). Stand der Abwasserbeseitigung in der Bundesrepublik Deutschland; Umsetzung der Richtlinie des Rates vom 21.05.1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser (91/271/EWG).
- Cornel, P. (2002). Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlamm und Klärschlammaschen, Nachrichten aus dem Institut für Technische Chemie - Geo- und Wassertechnologie - TU Darmstadt, 1. Jahrgang, Heft 3, 102-114.
- Esch, B. & U. Noll (2001). Aktuelle Klärschlammengen und ihre Entsorgung. Vortrag, ATV-DVWK-Tagung Würzburg.
- FAO. (2000). Land and Plant Nutrition Management Service - Fertilizer Supply and Demand Outlook, FAO, AGL.
- Frenz, W. (2002). Der Grundsatz der nachhaltigen Entwicklung im Kalibergbau. Kali und Steinsalz, Kaliverein e.V. 1: 32-38.
- Hanaeus, J., D. Hellström & E. Johansson (1997). A study of a urine separation system in an ecological village in northern Sweden. Water Science and Technology, 35(9), 153-160.
- Herrmann, T. & U. Klaus (1997). Fluxes of nutrient in urban drainage systems: assessments of sources, pathways and treatment techniques. Water Science Technology, 36(8-9), 167-172.
- Herrmann, T. & T. Hesse (2002). "Wastewater recycling concept for a multi-storey building." Water Science Technology 46(6-7): 325-332.
- Hesse, T. (2002). "Erfahrungsberichte aus dem Öko-Technik-Park Hannover." Schriftenreihe Fachvereinigung Betriebs- und Regenwassernutzung e.V. 9: 95-112.

-
- Hiessl, H. & D. Toussaint (2002). "Szenarien urbaner Wasserinfrastruktursysteme - Perspektiven für eine langfristige Modernisierung." Schriftenreihe Fachvereinigung Betriebs- und Regenwassernutzung e.V. 9: 47-55.
- Jenssen, P. D. (2002). Design and performance of ecological sanitation systems in Norway. EcoSanRes.
- Johansson, M. (2000). Urine Separation - closing the nutrient cycle; final report on the R&D project Source-Separated Human Urine - A future source of fertilizer for agriculture in the Stockholm region? Stockholm, Stockholm Water Company: 39.
- Kuhn, S., S. Moschitz & J. Schneider (2001). Abwassermanagement- aus der Nase aus dem Sinn. In Aktionshandbuch Nachhaltige Wasserwirtschaft und Lokale Agenda 21, ed. I. R. f. k. Umweltinitiativen, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Berlin.
- Larsen, T. A. & W. Gujer (1996). "Separate management of anthropogenic nutrient solutions (human urine)." Water Science Technology 34(3-4): 87-94.
- Liayi, L. (2002). The practice, problem and strategy of ecological sanitary toilets with urine diversion in China. EcoSanRes.
- Oldenburg, M. & R. Otterpohl (2002). "Alternative Sanitärkonzepte - Praxisbeispiele." Schriftenreihe Fachvereinigung Betriebs- und Regenwassernutzung e.V. 9: 27-40.
- Otterpohl, R., M. Grottker & J. Lange (1997). Sustainable water and waste management in urban areas. Water Science Technology, 35(9), 121-133.
- OtterWasser GmbH (2002). Die Lambertsmühle - Zukunftsfähiges Abwassermanagement im ländlichen Raum. Otterwasser GmbH.
- Pinnekamp, J., K. Gethke & D. Montag (2005). Stand der Forschung zur Phosphorrückgewinnung. 38. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, Essen, GWA Band.
- Pressemitteilung (07.11.2006). Die Wüste wächst. Die gelbe Gefahr. Frankfurter Rundschau.
- Römer, W. (2005). Eignung verschiedener anorganischer Phosphorverbindungen zur Ernährung von Pflanzen - Literaturbefunde. Rückgewinnung von Nährstoffen aus Abwasser und Klärschlamm und Reduzierung der Rückbelastung. Stuttgart: 133-152.

-
- Römer, W. (2006). "Vergleichende Untersuchungen zur Pflanzenverfügbarkeit von Phosphat aus verschiedenen P-Recycling-Produkten im Keimpflanzenversuch." *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 169(6): pp. 826-833.
- Statistisches Bundesamt (2001). FS 19 Umwelt, R. 2.1 Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung.
- Steger, S. (2005). *Der Flächenrucksack des europäischen Außenhandels mit Agrarprodukten - Welche Globalisierung ist zukunftsfähig?* Wuppertal, Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie GmbH: 83.
- UNO (2004). Ergebnisse der 58. Generalversammlung der vereinten Nationen am 23.09.2003. New York.
- U.S. Geological Survey (1999). *Mineral Commodity Summaries, January 1999* (<http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity>).
- Werner, W. (2002): Nährstoffe, Nährstoffverfügbarkeit und Düngewirkung von Sekundärrohstoffdüngern unter besonderer Berücksichtigung von Phosphat. In: KTBL (ed.) *Landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm, Gülle und anderen Düngern unter Berücksichtigung des Umwelt- und Verbraucherschutzes*, 95-104.
- Werner, C., J. Schlick & H.-P. Mang (2002). *Ökologische Sanitärkonzepte in der deutschen Entwicklungszusammenarbeit*. Schriftenreihe Fachvereinigung Betriebs- und Regenwassernutzung e.V., 9, 113-124.

2 Vergleich verschiedener Bewässerungssysteme hinsichtlich ihrer Eignung im Topfversuch

2.1 Zusammenfassung

Die Bewässerung eines Topfversuches ist sehr zeitintensiv. Ein Saugkerzen-System, sowie ein elektronisch geregeltes System, wurden auf ihre Eignung in Kick Brauckmann Gefäßen untersucht. Die gewünschte Bodenfeuchte von 70 % WK wurde bei einem Topfgewicht von 12 kg beim Saugkerzen-System lediglich um 0,2 kg unter- bzw. überschritten. Das elektronisch gesteuerte Tensiometer war für die Anforderungen im Topfversuch nicht geeignet und wies Schwankungen von bis zu 2 kg auf. Eine manuelle Bewässerung hingegen ist sehr zeitintensiv und verlangt eine tägliche Betreuung. Die tägliche Nachbewässerung lag hier bei durchschnittlich 0,6 kg. Eine über Saugkerzen gesteuerte Bewässerung im Topfversuch ist möglich und einer Tensiometer gesteuerten oder täglichen manuellen Bewässerung vorzuziehen. Sie ist weniger zeitintensiv und günstig im Anschaffungspreis.

2.2 Einleitung

Die Betreuung eines Topfversuches stellt ein hohes Maß an Kontinuität und Arbeit dar. Dabei fällt ein Hauptteil der Arbeit auf die tägliche Bewässerung der Versuchspflanzen. Bei der herkömmlichen, täglichen Kontrolle des Feuchtegehalts des Bodens, wird in der Abteilung Pflanzenernährung auf ein manuelles System zurückgegriffen. Dabei wird mit Hilfe eines Schienensystems, eines Rollwagens und einer Waage jeder Topf einzeln gewogen und mit deionisiertem Wasser auf ein zuvor ermitteltes Ausgangsgewicht bewässert. Dieser Arbeitsschritt ist sehr zeitintensiv. Ziel der Untersuchungen war es, ein preiswertes, möglichst vollautomatisches Bewässerungssystem zu finden, dass die tägliche manuelle Bewässerung ersetzen kann.

2.3 Material und Methoden

Für den Bewässerungsversuch wurden 2 verschiedene Systeme hinsichtlich ihrer Eignung im Topfversuch mit Kick Brauckmann Gefäßen untersucht. Kick Brauckmann Gefäße werden in Topfversuchen eingesetzt, da sie mit einem doppelwandigen Bodensystem ausgestattet sind und somit eine verlustfreie Bewässerung, sowohl von der Oberseite, als auch von der Unterseite des Bodens ermöglichen.

Bei der Auswahl der Bewässerungssysteme wurde ein elektronischer Feuchtigkeitssensor (Modell FloriCom Netafim, 24V AC) und ein mechanisches Bewässerungssystem (Tropf-Blumat) gewählt. Der Bodenfeuchtesensor FloriCom wird über ein 24 V Magnetventil betrieben. Die Messung des Feuchtegehaltes des Bodens erfolgt online mittels eines Sensors, der mit der Bewässerungseinheit (Steuergerät und Magnetventil) verbunden ist. Das Tropf-Blumat System (Abbildung 2.1) wird über einen Keramikkegel und die Saugspannung (Matrixpotential) des Bodens geregelt. Durch die auftretenden Druckunterschiede im Inneren des wassergefüllten Keramikkegels übt die Membran des Bewässerungssensors Druck auf den wassergefüllten Bewässerungsschlauch aus. Steigt die Saugkraft des Bodens sinkt der Druck auf den Bewässerungsschlauch und er wird freigegeben. Mit Hilfe einer Einstellschraube, kann der gewünschte Feuchtegrad im Boden eingestellt werden.

Als Versuchspflanze wurde Welsches Weidelgras (*Lolium multiflorum italicum*) der Sorte Turilo gewählt, welches oft als Standardpflanze in Topfversuchen eingesetzt wird. Die Kick Brauckmann Gefäße wurden mit 9 kg einer Parabraunerde aus Löss befüllt. Dieser Boden wurde zuvor luftgetrocknet und kleiner 2 mm gesiebt. Die Wasserkapazität (WK) wurde bestimmt und auf 70 % der maximalen WK über die Versuchsdauer gehalten. Dies entsprach einem Topfgewicht von insgesamt 12,0 kg. Die Bodendichte des gesiebten Bodens wurde in einem mit 9 kg gefüllten zylindrischen Behälter bestimmt. Der Boden wurde dabei zu 100 % wassergesättigt und die Füllhöhe ermittelt. Die Berechnung der Bodendichte ergab einen Wert von $1,17\text{g/cm}^3$. Kurz nach dem Auflaufen der Graspflanzen wurden die Bewässerungssysteme installiert.

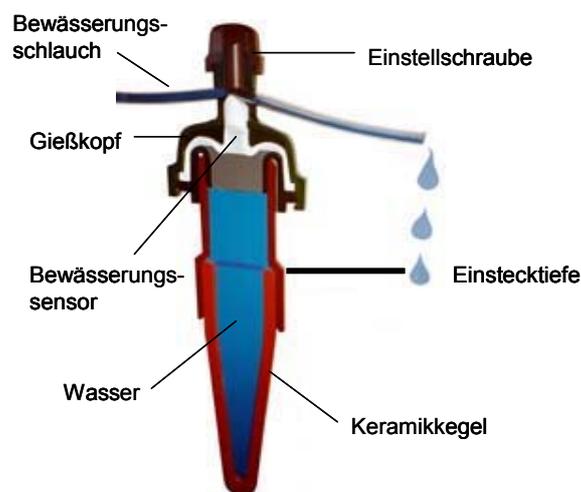


Abbildung 2.1: Aufbau des Tropf-Blumat Bewässerungssystems.

In Tabelle 2.1 ist das Versuchsdesign des Bewässerungsversuches dargestellt. Das Tropf-Blumat System wurde senkrecht zwischen den Pflanzenreihen im Topf platziert. Es wurden ein Mindestabstand von 5 cm zum Topfrand und eine Einstecktiefe von 6 bzw. 16 cm eingehalten. Die Länge des Bewässerungsschlauches (Bewässerung von oben) betrug 5 cm um einen ausreichend großen Abstand zum Keramikkegel zu gewährleisten.

Aufgrund der Verwendung von doppelwandigen Gefäßen, konnte auch eine Bewässerung der Pflanzen über den Topfboden stattfinden. Dabei wurde der Bewässerungsschlauch zwischen der Gefäßwandung angebracht.

Der FloriCom Feuchtigkeitssensor wurde nach Herstellerangabe im 45° Winkel in den Boden gestochen. Die Sensorspitze zeigte dabei in Richtung Topfmitte. Der Abstand zum Topfrand betrug ebenfalls 5 cm.

Nach der Einstellung des gewünschten Topfgewichtes von 12 kg folgte für den ersten Durchgang eine 5 tägige Testphase, um sich mit dem System vertraut zu machen. Das Gewicht wurde jeweils täglich kontrolliert und bei Bedarf neu eingestellt. Eine Abweichung von 200 g (6 %) oberhalb des Sollgewichtes und 400 g (12 %) unterhalb des Sollgewichtes wurde toleriert, da bei einer herkömmlichen, täglichen Bewässerung der Pflanzen mit einem Wasserverbrauch von ca. 600 g pro Topf zu rechnen ist.

Nach der Testphase wurde das Gewicht jeden Topfes einzeln über einen Zeitraum von 5 Tagen mit Hilfe einer Präzisionswaage (Modell Sartorius IS 150 IGG-S, Messgenauigkeit 1 g) ermittelt. Das Messintervall betrug 5 Minuten und die Gewichte wurden online an einen Pocket PC (Modell hp jornada) übermittelt und aufgezeichnet. Topf 1 (händische Bewässerung) wurde 1x täglich gewogen und entzogenes Wasser wieder aufgefüllt.

Tabelle 2.1: Versuchsdesign des Bewässerungsversuchs.

	Bewässerung von	Anzahl Wiederholungen	Einstecktiefe [cm]	Messdauer [Tage]	Boden	Kultur	Bezeichnung
Kontrolle	oben, händisch	2	---	32	Löss	Weidelgras	Topf 1
	oben		6				Topf 2
Tropf-Blumat	unten	2	6	5	Löss	Weidelgras	Topf 3
	oben		16				Topf 4
	unten		16				Topf 5
Flori	oben, Magnetventil	2	19	5	Löss	Weidelgras	Topf 6

2.4 Ergebnisse

Das Tropf-Blumat System konnte innerhalb der Testphase bereits am 2. Tag auf ein Gewicht innerhalb des Toleranzniveaus eingestellt werden. Die Einstellung der Bewässerung des FloriCom-Systems gestaltete sich schwieriger, da eine Feinabstimmung des Systems nicht möglich war.

In Abbildung 2.2 wird deutlich, dass sich die tägliche manuelle Bewässerung (Topf 1) auf das Ausgangsgewicht von 12 kg von den Intervallen der Bewässerungssysteme deutlich unterschied. Bei der manuellen, täglichen Bewässerung kam es zu Gewichtsschwankungen von bis zu 0,6 kg, wobei eine Reduzierung des Topfgewichtes auf 11,4 kg (52 % WK) erreicht wurde. Das Tensiometer gesteuerte System (Topf 6) wies Schwankungen von bis zu 2,0 kg auf. Über den Messzeitraum von 5 Tagen kam es lediglich zu 2 Bewässerungsintervallen. Dadurch wurde das Ausgangsgewicht zum einem um 0,7 kg (49 % WK) unterschritten und zum anderem um 1,3 kg (109 % WK) überschritten.

Bei dem über Saugkerzen geregelten System, wies lediglich Topf 3 hohe Schwankungen im Gewichtsverlauf auf. Das Zielgewicht von 12 kg wurde zwar nur kurzzeitig um 0,12 kg unterschritten, jedoch traten Bewässerungsspitzen bis 13,4 kg auf. Die WK wurde um 12 % überschritten und der Boden überflutet.

Die über Saugkerzen geregelten Töpfe 2,4,5 zeigten nur sehr geringe Schwankungen im Gewichtsverlauf. Das Ausgangsgewicht konnte über den Versuchszeitraum nahezu konstant gehalten werden. Die maximale Abweichung lag bei 0,2 kg.

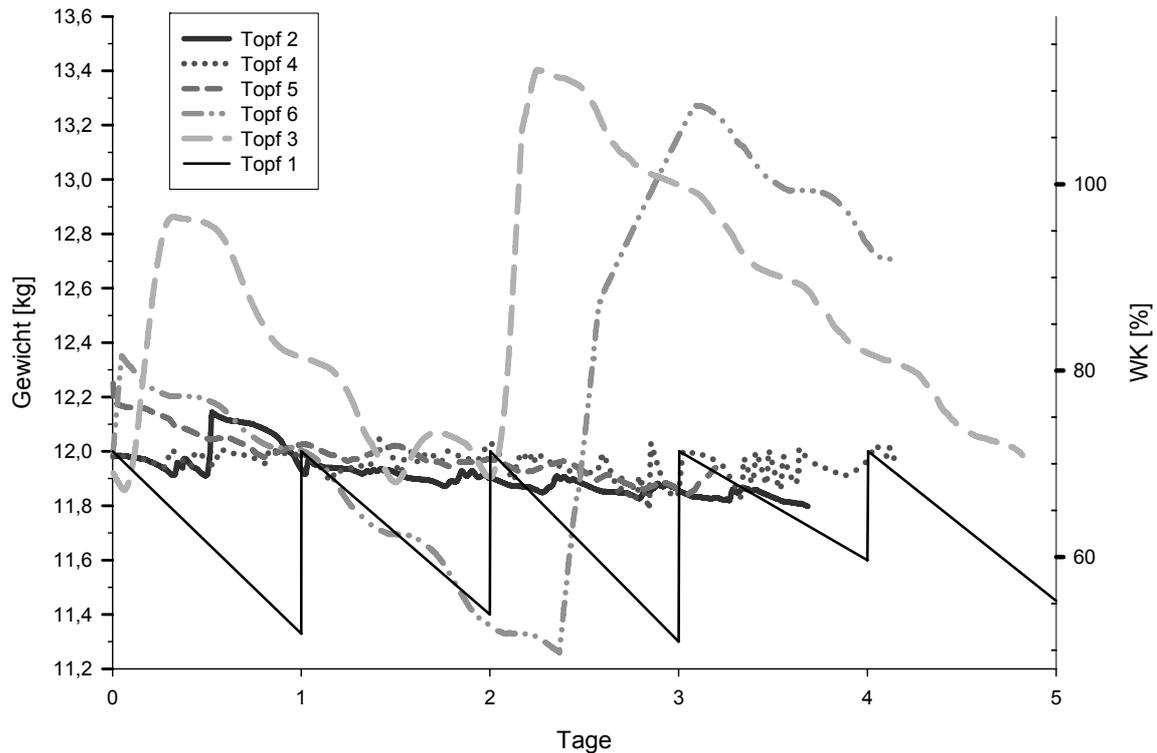


Abbildung 2.2: Darstellung des Gewichtsverlaufs und der erreichten Wasserkapazität [WK] des Bodens verschiedener Bewässerungsmethoden im Gefäßversuch, Messung 1: Topf 1: manuelle, 1x tägliche Bewässerung; Topf 2: Tropfblumat, System kurz, Bewässerung oben; Topf 3: Tropfblumat, System kurz, Bewässerung unten; Topf 4: Tropfblumat, System maxi, Bewässerung oben; Topf 5: Tropfblumat, System maxi, Bewässerung unten; Topf 6: FloriCom Tensiometer; Messintervall von 5 Minuten.

Abbildung 2.3 zeigt den Gewichtsverlauf des zweiten Messdurchgangs. Das im Topf 6 installierte Tensiometersystem wies auch hier hohe Schwankungen von bis zu 1 kg im Gewichtsverlauf auf. Das Gewicht wurde allerdings nur um 0,2 kg überschritten, jedoch um 0,8 kg unterschritten und lag größtenteils unter dem geforderten Zielgewicht von 12 kg. Über den Versuchszeitraum kam es zu 5 eindeutigen Bewässerungsintervallen. Das Zielgewicht von 12 kg wurde jedoch in keinem Bewässerungsintervall erreicht.

Topf 3 und Topf 5 zeigten die größten Schwankungen. Bei diesen Varianten handelte es sich um die von unten bewässerten Saugkerzen. Das Ausgangsgewicht wurde hierbei sprunghaft um 1,0 – 1,2 kg überschritten, um dann wieder gegen das Zielgewicht abzusinken.

Die von oben bewässerten Saugkerzen (Topf 2, Topf 4) wiesen jeweils Schwankungen von 0,1 kg auf. Bei Topf 4 stellte sich bereits am 1. Tag ein Gewicht von ca. 11,9 kg ein, das über den Messzeitraum annähernd konstant blieb.

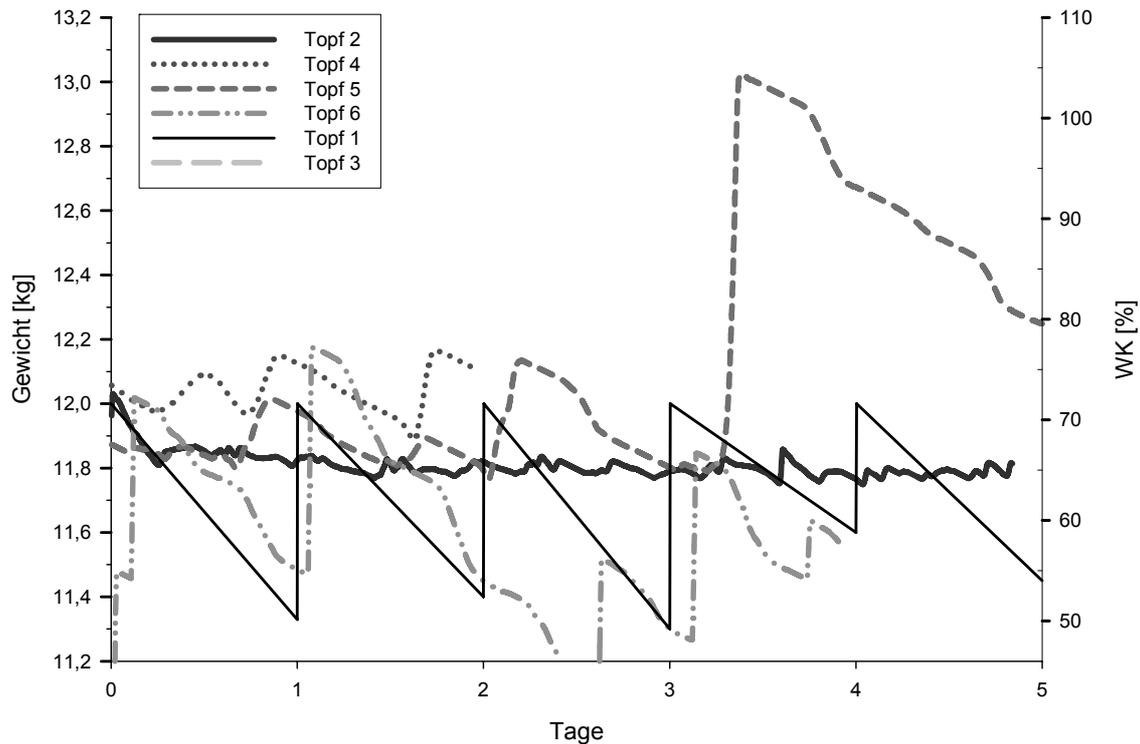


Abbildung 2.3: Darstellung des Gewichtsverlaufs und der erreichten Wasserkapazität [WK] des Bodens verschiedener Bewässerungsmethoden im Gefäßversuch, Messung 2: Topf 1: manuelle, 1x tägliche Bewässerung; Topf 2: Tropf-Blumat, System kurz, Bewässerung oben; Topf 3: Tropf-Blumat, System kurz, Bewässerung unten; Topf 4: Tropf-Blumat, System maxi, Bewässerung oben; Topf 5: Tropf-Blumat, System maxi, Bewässerung unten; Topf 6: FloriCom Tensiometer; Messintervall von 5 Minuten.

2.5 Diskussion

Die in der Abbildung 2.2 und Abbildung 2.3 dargestellten Bewässerungsverläufe zeigen, dass das Tropf-Blumat System im Topfversuch geeignet scheint. Dabei hat sich vor allem das System Tropf-Blumat kurz; Bewässerung oben als die beste Variante herausgestellt. Den Pflanzen stand bei dieser Variante über den Messverlauf eine nahezu konstante Wassermenge zur Verfügung. Die maximale Abweichung vom Ausgangsgewicht lag bei lediglich 200 g. Dies entspricht einer WK des Bodens von 67 bis 76 %.

Bei der täglichen Bewässerung kommt es zu einer Reduzierung des Ausgangsgewichtes von bis zu 600 g was einer WK des Bodens von 52 % entspricht. Bezogen auf den Bodenwassergehalt in Vol.% entspricht dies einem Volumen von 23 %. Die in diesem Versuch verwendete Parabraunerde aus Löss kann mit einem Schluffanteil von 77 % und einem Tonanteil von 16 % als ein lehmiger Schluff klassifiziert werden.

Der permanente Welkepunkt liegt unterhalb eines Wassergehaltes von 10 Vol.% (siehe Abbildung 2.4). Den Pflanzen hätte bei der manuellen Bewässerung somit noch eine Wassermenge von 1 l zur Verfügung gestanden. Das für die Pflanzen verfügbare Wasser ist jedoch maßgeblich vom Wassergehalt und der Bodenart abhängig. Je mehr ein Boden an Wasser verarmt, desto stärker ist das Restwasser gebunden und damit um so weniger pflanzenverfügbar (Mengel, 1991). Eine überschüssige Bodenfeuchte kann jedoch zu einer erhöhten Pilzanfälligkeit oder zum Absterben der Pflanzen führen (Schulze et al., 2002). Ein konstantes Topfgewicht ist somit anzustreben und bedeutet weniger Stress für die Pflanzen.

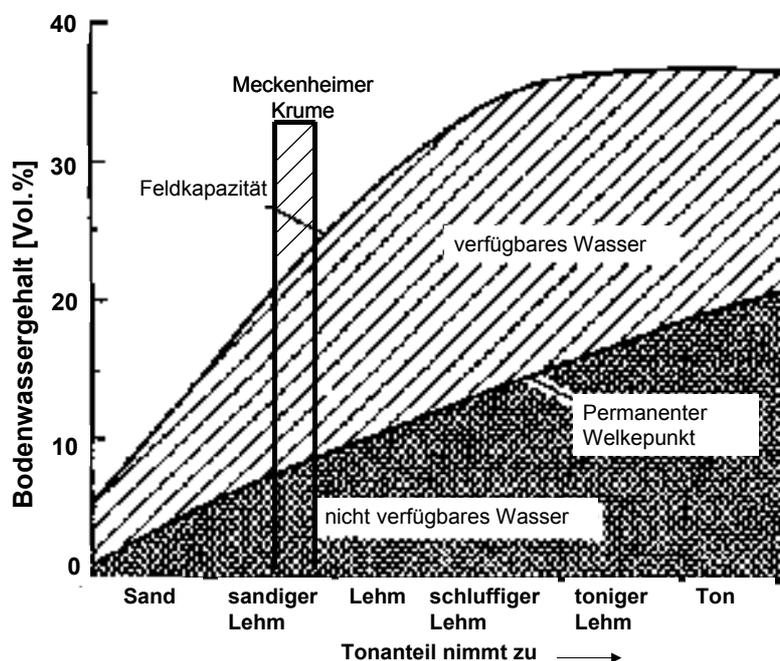


Abbildung 2.4: Beziehung zwischen Bodenwassergehalt und Bodenart (Ehlers, 1996, verändert).

Bei einer Bewässerung über den Topfboden kann es zu höheren Schwankungen im Topfgewicht kommen. Ein möglicher Grund dafür ist, dass das Wasser nicht frühzeitig kapillar zum Tonkegel aufsteigen kann und das System zu lange bewässert, wodurch das Zielgewicht überschritten wird. Dieser Effekt kann zusätzlich durch Druckschwankungen im System verstärkt werden da kein konstanter Druck am System anlag. Der Schlauchdruck wurde über einen höher gelegenen Wassertank bewerkstelligt. Der Wassertank hat eine Füllhöhe von ca. 2 m wodurch es zu Druckschwankungen von bis zu 0,2 bar kommen konnte. Letztendlich konnte jedoch der Einfluss der Befüllung des Wassertanks nicht geprüft werden, da die Zeiten der Befüllung nicht bekannt waren.

Ein weiterer Aspekt der für die Einführung des Saugkerzen gesteuerten Bewässerungssystems spricht, ist der Kostenfaktor. Es ist mit einem Anschaffungspreis von 2,90,-€ pro Topf um ein vielfaches günstiger als das Tensiometer gesteuerte System (149,-€ pro Topf). Stellt man die Personalkosten einer täglichen, händischen Bewässerung den Anschaffungskosten des Saugkerzen Bewässerungssystems gegenüber, fallen die Personalkosten ebenfalls wesentlich höher aus als die Anschaffungskosten.

Das FloriCom System ist nicht zur Verwendung im Topfversuch geeignet. Die Streuung der Messwerte zeigt, dass eine genaue Justierung des Topfgewichtes nicht möglich war. Ein weiterer Schwachpunkt dieses Systems ist, dass die Bewässerungsintensität über den Wasserdruck des Systems geregelt werden muss. Um ein Überfluten des Topfes zu verhindern, wurde deshalb eine Schlauchklemme am Bewässerungsschlauch angebracht, wodurch eine Tröpfchenbewässerung simuliert wurde. Dadurch konnte die Bewässerungszeit wesentlich erhöht werden. Eine konstante Messgenauigkeit blieb jedoch aus. Weiterhin übersteigt der Anschaffungspreis weit die Personalkosten und ist somit unrentabel.

Die Benutzerfreundlichkeit ist ein weiterer Grund warum dieses System nicht zum Einsatz kommen sollte. Die Größe des Messensors von 15x7x4 cm, das zusätzliche Steuergerät, das Magnetventil und der benötigte Trafo schränken die Verwendung stark ein.

2.6 Schlussfolgerungen

Ein Saugkerzen gesteuertes System zur Bewässerung im Pflanzenversuch ist einer Tensiometer gesteuerten oder täglichen manuellen Bewässerung vorzuziehen.

Dafür sprechen folgende Punkte:

- gleichbleibende Bodenfeuchte
- geringer Betreuungsaufwand
- günstiger Anschaffungspreis
- niedrige Personalkosten
- Benutzerfreundlichkeit

Dabei hat sich vor allem das „Tropf-Blumat System kurz, Bewässerung oben“ als zuverlässigste Variante erwiesen. Eine wöchentliche Kontrolle des Topfgewichtes ist jedoch ratsam, um Schwankungen im Topfgewicht durch eine Neujustierung ausgleichen zu können.

2.7 Literatur

Ehlers, W. (1996): Wasser in Boden und Pflanze. Stuttgart, Ulmer Verlag.

Mengel, K. (1991): Ernährung und Stoffwechsel der Pflanzen. Jena, Gustav Fischer Verlag.

Schulze, E.-D., E. Beck, T. Müller-Hohenstein (2002): Pflanzenökologie. Heidelberg, Berlin, Spektrum, Akademischer Verlag.

3 N- und P- Wirksamkeit von Substraten der zentralen und dezentralen Abwasserbehandlung

3.1 Zusammenfassung

Mit Hilfe von 3 Gefäßversuchen wurde die Düngewirkung von 18 stickstoff- und phosphorreichen Substraten aus der dezentralen und zentralen Abwasserentsorgung zu mineralischer Düngung untersucht. Dabei handelte es sich um: 5 Struvite, je 2 aus Klärschlamm hergestellte Magnesium- und Aluminiumphosphate, 1 Eisen und Calcium gefällter Klärschlamm, sowie 7 auf Urin basierende stickstoffreiche Substrate. Die N-Wirkung wurde mit Welschem Weidelgras (7 Substrate) und die P-Wirkung (11 Substrate) mit Welschem Weidelgras und Rotklee untersucht. Die N-Gabe betrug 1000 mg N_{ges} und die P-Gabe 500 mg P₂O₅ auf 9 kg Boden. Die Versuche wurden in vierfacher Wiederholung angelegt und die Dünger über einen Zeitraum von 6 Monaten getestet. Die Stickstoffdünger zeigten sowohl in ihrer Ertragswirkung, als auch in ihren Entzügen gegenüber der Mineraldüngervariante, keine signifikanten Unterschiede. Die Phosphordünger hingegen unterschieden sich sowohl in den Pflanzenerträgen, als auch in den Entzügen von der Mineraldüngervariante (Superphosphat): Fe gefällter Klärschlamm zeigte die niedrigste P-Verfügbarkeit (FeP: 5,2 %), Mg gefälltes Substrat die höchste (MAP-U-P: 104,7 %). Der Kristallisationsgrad der kristallinen P-Produkte variierte stark. Die als Struvit deklarierten Produkte können weitere kristalline P-Verbindungen enthalten, die Einfluss auf das Pflanzenwachstum nehmen können.

3.2 Einleitung

Etwa 80 % des weltweit abgebauten Phosphors werden zu Dünger verarbeitet (Gumbo & Savenije, 2002; Richards & Johnston, 2001). Die bekannten Phosphor-Lagerstätten reichen jedoch beim heutigen Verbrauch je nach Quelle für 60 bis 150 Jahre (Cornel, 2002; Römer, 2006b; U.S. Geological Survey, 1999). Ob noch weitere Vorkommen an abbauwürdigem Phosphor verfügbar gemacht werden können, ist unklar (Kuhn et al., 2001). Nährstoffrecycling gewinnt demgegenüber, aufgrund von Ressourcenverknappung, mehr und mehr an Bedeutung. Vor allem in kommunalen und industriellen Abwässern sind sowohl phosphat- als auch stickstoffhaltige Komponenten, die zur Wiederverwertung in der Landwirtschaft verwendet werden können, enthalten. Große Mengen Phosphor werden jedoch weiterhin dem Rohstoffkreislauf entzogen. Phosphorhaltige Stoffe werden deponiert oder kommen in einem Umfeld zum Einsatz,

wo der Phosphorgehalt allenfalls toleriert, aber nicht zielgerichtet ausgenutzt wird. Beispiele hierfür sind die alleinige thermische Nutzung von Klärschlämmen über eine Monoverbrennung sowie eine Mitverbrennung in Müllverbrennungsanlagen, Kohlekraftwerken oder bei der Zementherstellung.

Neben der energetischen Nutzung steht bei den heute bekannten Arbeiten zu Klärschlämmen meist der Gedanke der Entsorgung und der Eliminierung eines Gefährdungspotentials im Mittelpunkt (Kley, Köcher et al., 2003). Das Umweltministerium und das Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum halten die Fortführung der Klärschlammverwertung auf Böden trotz der Regelungen der AbfKlärV (Abfallklärschlammverordnung) für nicht mehr vertretbar und raten deshalb zur thermischen Klärschlamm Entsorgung. Das Umweltministerium Baden-Württemberg vertritt in Ihrer Abfallbilanz 2005 den Standpunkt, dass die Nutzung der im Klärschlamm enthaltenen Nährstoffe zwar im Sinne der Kreislaufwirtschaft liege, aber es nicht rechtfertige, die mit hohem Aufwand mühsam aus den Abwässern entfernten Schadstoffe über die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung wieder breitflächig in der Umwelt zu verteilen. Klärschlämme hätten daher die Funktion einer Schadstoffsenke und müssen wie alle Abfälle einer geregelten Entsorgung zugeführt werden (Umweltministerium-Baden-Württemberg, 2006).

In Deutschland werden bei einem durchschnittlichen Klärschlammaufkommen von etwa 2,2 Mio. t TS nur ca. 32 % des anfallenden Klärschlammes landwirtschaftlich genutzt. Rund 27 % des Klärschlammes wird verbrannt, ca. 11 % deponiert und 10 % einer landschaftsbaulichen Verwertung zugeführt. Andere Entsorgungswege machen 20 % aus (Bundesumweltamt, 2002).

Die Nutzung von kommunalem Abwasser als Phosphorressource wird seit 2002 verstärkt wissenschaftlich untersucht, wobei Ansätze zur Rückgewinnung aus Abwasser, Klärschlamm und Klärschlammmasche betrachtet werden (Gethke, Herbst et al., 2005). Durch die P-Elimination entstehen auf Kläranlagen P-angereicherte Schlämme, die zum Teil auch Stickstoff enthalten. Diese können in einem weiteren Schritt zu einem P reichen Substrat behandelt werden. Darüber hinaus werden in neuartigen Sanitärsystemen verschiedene Fraktionen kommunalen Abwassers bereits bei deren Anfall separat gesammelt und aufgearbeitet. Beispielsweise bei der Urinbehandlung können dabei Fällungsmethoden zur Produktion eines P reichen Substrates zum Einsatz kommen.

Die Düngewirkung dieser neuartigen Düngeprodukte ist jedoch bislang weitestgehend ungeklärt.

Im Folgenden werden die Ergebnisse aus Topfversuchen aus dem Jahre 2004 und 2005 zur Düngewirkung dieser neuartigen Produkte vorgestellt. Ziel der Untersuchungen ist es, die N- und P-Verfügbarkeit in den verschiedenen Substraten mit handelsüblichen Mineraldüngern zu vergleichen und zu bewerten.

3.3 Material und Methoden

In Gefäßversuchen zu Weidelgras und Rotklee wurde die N- und P-Wirksamkeit von Produkten der dezentralen Abwasserentsorgung und Produkten der zentralen Abwasserentsorgung auf deren Nährstoffverfügbarkeit untersucht. Dabei handelte es sich größtenteils um neuartige Herstellungsverfahren. Die verschiedenen Dünger wurden entsprechend ihres Herstellungsverfahrens und Nährstoffanteils in Stickstoff- oder Phosphordünger eingeteilt. Diese wurden dann mit einer herkömmlichen Mineraldüngervariante (M: Superphosphat; Kalkammonsalpeter) und einer ungedüngten Kontrollvariante (C) im Gefäßversuch 2004 über einen Versuchszeitraum von 162 Tagen (N-Versuch), bzw. 170 Tagen (P-Versuch) und im Versuchsjahr 2005 über einen Zeitraum von 178 Tagen (P-Versuch) verglichen.

Für die Versuche wurden Dünger größtenteils aus Pilotanlagen verwendet. Die Stickstoff Dünger wurden unter anderem in Anlagen der Eidgenössischen Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG), Forschungsprojekt NOVAQUATIS, Schweiz (Ronteltap, Biebow et al., 2006), der ökologischen Wohnsiedlung Flintenbreite, Deutschland (www.flintenbreite.de) und dem Forschungsprojekt Lambertsühle, Deutschland (Schirmer, 2003) hergestellt bzw. entnommen. Die Phosphordünger wurden ebenfalls von der EAWAG, der RWTH Aachen (Montag, 2004), der Bauhausuniversität Weimar, Professur Siedlungswasserwirtschaft sowie der Huber AG Berching (www.huber.de) hergestellt. Die verwendeten Stickstoff- und Phosphordünger sind in Tabelle 3.1 und Tabelle 3.2 dargestellt.

Tabelle 3.1: Verwendete Stickstoffdünger des Gefäßversuches zu Weidelgras.

N-Dünger	N _{ges} - Gehalt [mg l ⁻¹]; [mg kg ⁻¹]*	NH ₄ -N - Gehalt [mg kg ⁻¹]*	N _{org} (1); NO ₃ -N (2); CO(NH ₂) ₂ -N (3)	pH-Wert	Herkunft
Urin pH 9 (U9)	1470	1460	----	9,0	Lambertsmühle
Urin pH 4 (U4)	1470	1460	----	4,0	Lambertsmühle
Schwarzwasser vergoren (BW)	1400	1330	----	8,2	Flintenbreite
Urin-Nanofiltrat (Nano)	5730	160	5560 (3)	9,5	EAWAG
aufkonzentrierter Urin (Elektro)	7510	7510	----	8,9	EAWAG
SBR-Ablauf (SBR)	910	510	390 (2)	3,3	EAWAG
Urin/Gülle (50:50), (UG)	2840	1610	1230 (1)	---	Lambertsmühle/ Milchviehbetrieb
Mineraldünger (KAS), (M)	27000*	13500*	(13500) (2)	---	----

Tabelle 3.2: Verwendete Phosphordünger der Gefäßversuche zu Weidelgras und Rotklee.

P-Dünger	TR [%]	P ₂ O ₅ - Gehalt [g kg ⁻¹ TR]	N/P-Verhältnis	Fällmittel	Herkunft	
2004	FeP	25	58	1 / 2	Fe	Zentrifuge
	MAP	1,8	211	1 / 16,9	Mg	Schlammwasser
	Mg-W	0,8	175	1 / 10,6	Mg	Ablauf Nachklärung
	NaAl-W	100	69	1 / 5,9	Na-Al	Ablauf Nachklärung
	MAP-U	100	231	1 / 2,1	MgCl ₂	Urintank
	M	100	180	----	----	Mineraldünger
2005	MP	100	210	1 / 56	Mg	Ablauf Nachklärung
	MAP V-5	100	345	1 / 7,4	Mg	Abwasser
	ALP	100	343	1 / 119	Al	Abwasser
	CaP	100	230	----	Ca	Schlammwasser
	MAP-U-P	100	230	1 / 2,4	Mg	Urintank
	MAP-U-Sus	4,9	270	1 / 0,8	Mg	Urintank
	M	100	180	----	----	Mineraldünger

Die Herstellungsverfahren der verwendeten Stickstoff- und Phosphordünger werden im Abschnitt 3.3.1 und Abschnitt 3.3.2 erläutert.

Zur Darstellung der Wirksamkeit der Düngeprodukte wurde ein Gefäßversuch gewählt, da im Vergleich zu einem Freilandversuch den Pflanzen im Gefäßversuch weniger Boden zur Verfügung steht. Dies hat zur Folge, dass die Pflanzen ein dichteres Wurzelsystem ausbilden und das vorhandene Nährstoffpotenzial stärker ausschöpfen. Weiterhin können durch die Wahl eines Gefäßversuches konstante Versuchsbedingungen vorausgesetzt werden.

Die verwendeten Böden stammten von Ackerflächen von Versuchsgütern der Universität Bonn. Für die Stickstoffdünger wurde eine Parabraunerde aus Löss (Meckenheimer Boden) und für die Phosphordünger ein Gemisch aus mittelfeinem Quarzsand und P-armen Meckenheimer Unterboden gewählt. Die Böden wurden getrocknet, kleiner 2 mm gesiebt und zu jeweils 9 kg in Kick-Brauckmann Gefäße gefüllt. Der Versuchsaufbau der Vegetationsversuche ist in Tabelle 3.3 dargestellt.

Tabelle 3.3: Versuchsaufbau der Vegetationsversuche.

	Kultur	Versuchs- dauer	Boden	applizierte Düngergabe	Schnitte	untersuchte Parameter
N- Nachlieferung 2004	Welsches Weidelgras	162 Tage	5,4 kg Oberboden + 3,6 kg Unterboden aus Löss (N _{ges} = 0,08%)	1000 mg N _{ges.}	4	Ertrag N-Entzug
	Rotklee				6	
P- Nachlieferung 2004	Welsches Weidelgras	170 Tage	5,4 kg Unterboden +	500 mg P ₂ O ₅	5	Ertrag P-Entzug
	Rotklee		3,6 kg mittelfeiner Quarzsand (P ₂ O ₅ = 1,5mg/100g Boden (CAL))		6	
P- Nachlieferung 2005	Welsches Weidelgras	178 Tage			6	

Unmittelbar vor der Aussaat wurden die Dünger in 4-facher Wiederholung mit dem Boden vermischt. Die N- und P-Düngergabe wurde so gewählt, dass es während der Vegetationsperiode zu Mangelerscheinungen kommen sollte. Alle anderen Nährstoffe wurden vor Versuchsbeginn in ausreichendem Maße appliziert (siehe Tabelle 3.4).

In beiden Versuchen diente Welsches Weidelgras (*Lolium multiflorum italicum*) der Sorte Turilo als Versuchspflanze und zusätzlich zum Phosphordüngerversuch, Rotklee (*Trifolium pratense*) der Sorte Milvus. Die Verwendung von Rotklee zur Standartpflanze Weidelgras begründet sich durch die bodenversauernden Eigenschaften der Pflanze durch Protonenabgabe, wodurch der Aufschluss von Phosphat erhöht werden kann (Marschner, Römheld et al., 1987).

Tabelle 3.4: Applizierte Nährstoffgaben der Topfversuche pro Ansatz (9 kg Boden).

	Nährstoff	Reinnährstoff * Topf ⁻¹ [mg]
Grundnährstoffversorgung	FeSO ₄ * 7 H ₂ O	100
	K ₂ SO ₄	1800
	MgSO ₄ * 7H ₂ O	400
	MnSO ₄ * H ₂ O	20
	ZnSO ₄ * 7 H ₂ O	20
	CuSO ₄ * 5 H ₂ O	20
	H ₃ BO ₃	5
	(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ * 4 H ₂ O	5
	Co(NO ₃) ₂ * 6H ₂ O	5
P-Versuch	NH ₄ NO ₃	1530 (Gras)
	NH ₄ NO ₃	490 (Klee)
N-Versuch	CaHPO ₄	700

Pro Topf wurde zur einheitlichen Bemessung ein Maß von 1,4 g Weidelgrassamen und 30 Rotkleesamen verwendet und mit Hilfe einer Schablone ausgesät. Um die Infektion der Rotkleewurzeln mit Rhizobien zu gewährleisten, wurde der Boden zusätzlich mit einem Rhizobiensubstrat (Radizin) angeimpft.

Der Boden wurde bis zum Auflaufen der Pflanzen täglich mit deionisiertem Wasser angefeuchtet. Anschließend wurde ein vollautomatisches System zur Pflanzenbewässerung (Tropf-Blumat) installiert. Das System wurde so eingestellt, dass eine ständige Wasserkapazität (WK) von 70 % gegeben war.

Die Beerntung der Kleegefäße wurde kurz vor der Blüte, die der Grasgefäße bei einer Pflanzenhöhe von ca. 30 cm durchgeführt.

Die Pflanzenproben wurden nach jedem Schnitt für mindestens 48 Stunden bei 60° C in einem Trockenschrank getrocknet, gewogen und in einer Schwingscheibenmühle vermahlen. Anschließend erfolgte die Analyse der Pflanzenproben an einem Gaschromatographen zur N-Bestimmung und an einem Photometer zur P-Bestimmung. Anhand der Trockenmasseerträge der Pflanzen, sowie dem ermittelten Stickstoff-, bzw. Phosphatgehalt der Pflanzenproben, wurde das Mineraldüngeräquivalent (MDÄ) der untersuchten Dünger bestimmt. Dazu wurde der Entzug der Mineraldüngervariante als Referenzwert herangezogen und mit einem MDÄ= 100 % bewertet.

Zur Untersuchung der Kristallstruktur der mit Magnesium gefällten Stoffe wurden Untersuchungen an einem Röntgendiffraktometer, Modell Powder X-ray Diffractometer D5000 Siemens durchgeführt. Die Röntgendiffraktometrie (XRD) ist ein Verfahren, das Informationen über die Kristallstruktur liefert. Bei der Röntgenbeugung stehen Röntgenstrahlen (z. B. Cu K α -Strahlung = 0,1540598 nm) mit den Elektronenhüllen der Festkörperatome in Wechselwirkung. Die Substrate wurden mit einer Spannung von -45 kV und einem Emissionsstrom von 40 mA schrittweise analysiert. Besitzt der Festkörper eine periodische Atomanordnung (=Raumgitter/Kristall), treten charakteristische Interferenzmuster als Folge dieser Wechselwirkungen auf. Eine Verschiebung der Reflexe gegen Null entspricht dabei einer amorphen Matrix und eine Verstärkung der Reflexe bedeutet einen zunehmenden Kristallisationsgrad (Barbier, 2005). Diese Interferenzmuster wurden anhand einer Datenbank analysiert.

Die statistische Versuchsauswertung erfolgte mit der Software SPSS 12.0 für Windows. Die Mittelwertsvergleiche wurden nach Tukey bei einem Signifikanzniveau von $\alpha = 5 \%$ mit Hilfe der einfaktoriellen Varianzanalyse (ANOVA) durchgeführt.

3.3.1 Beschreibung der Stickstoffdünger

3.3.1.1 Urin pH 9, pH 4:

Der verwendete Urin stammt aus dem Forschungsprojekt Lamberts-mühle. Urin wird mit verschiedenen Trenntoilettensystemen gesammelt und in einem Urintank gespeichert (Oldenburg et al., 2003). Durch die Verwendung verschiedener Trenntoilettensysteme, die zum Teil Prototypen darstellen, kommt es zur Vermischung von Urin und Spülwasser, woraus eine Verdünnung des Gelbwassers resultiert. Im Gegensatz zum Urin Lamberts-mühle (N_{ges} : 1470 mg/l), weist unverdünnter Urin eine N_{ges} -Konzentration von etwa 9000 mg/l auf.

Während der Lagerung des Urins stellt sich durch die Zersetzung von Harnstoff zu Ammonium und Ammoniak annähernd ein pH-Wert von 9,0 ein. Um gasförmige Verluste bei der Ausbringung durch Ammoniak zu vermeiden, wurde zusätzlich eine Urinvariante durch Zugabe konzentrierter Schwefelsäure auf einen pH-Wert von 4,0 eingestellt.

3.3.1.2 Schwarzwasser, vergoren:

In der ökologischen Wohnsiedlung Flintenbreite werden durch Einsatz von Vakuuntoiletten, Schwarzwasser (Urin und Fäkalien) und Grauwasser (Duschwasser, etc.) getrennt voneinander erfasst und aufbereitet. Das Schwarzwasser wird zu einer

anaeroben Vergärungsanlage (Biogasanlage) geleitet und vergoren (Wendland & Oldenburg, 2003). Das hier verwendete anaerob behandelte Schwarzwasser stammt aus einer Versuchsanlage zur Vergärung.

3.3.1.3 Entfernung von Mikroverunreinigungen im Urin (Nanofiltrat):

Bei der Nanofiltration wird Urin durch eine Membran hindurchgepresst, wodurch organische Mikroverunreinigungen von den Nährstoffen (Salzen) im Urin abgetrennt werden können. Das Düngerprodukt ist eine Harnstofflösung, die unter idealen Bedingungen weitgehend frei von Mikroverunreinigungen, Bakterien und Viren ist. In Laborversuchen der EAWAG wurde frischer, nicht hydrolysiertes Urin bei verschiedenen pH-Werten und mit unterschiedlichen Membranen mittels Nanofiltration behandelt (Pronk, Palmquist et al., 2006a). Dem Urin waren vorgängig die Mikroverunreinigungen Carbamazepin, Diclofenac, Ethinylöstradiol, Ibuprofen und Propranolol zugegeben worden. Das Ausmaß der Trennung war stark abhängig von Membrantyp und pH-Wert. Bei einem pH von etwa 5 konnten >92% der Mikroverunreinigungen zurückgehalten werden. Ebenfalls fast vollständig zurückgehalten wurden die Nährstoffe Phosphat und Sulfat. Harnstoff passierte die Membran fast vollständig, während Ammonium je nach pH zu 50 – 80% von der Membran zurückgehalten wurde. Um möglichst viel Stickstoff zu gewinnen, sollte bei diesem Verfahren der Urin also möglichst frisch und nicht hydrolysiert sein, was in der Praxis schwierig werden dürfte.

3.3.1.4 Aufkonzentration und Entfernung von Mikroverunreinigungen aus dem Urin (Elektrodialyse):

Die Elektrodialyse ist ebenfalls ein Membranverfahren. In diesem Fall wird ein elektrisches Feld erzeugt. Die im Urin vorhandenen geladenen Salze passieren die ionenselektiven Membranen, während Mikroverunreinigungen zurückgehalten werden. Im EAWAG-Versuch wurde gelagerter, hydrolysiertes Urin verwendet, der vor der Verwendung mikrofiltriert wurde (Pronk, Palmquist et al., 2006b). Dem Urin wurden dieselben fünf Mikroverunreinigungen wie bei der Nanofiltration zugegeben. Der experimentelle Aufbau der Elektrodialyse-Versuchsanlage ist in (Pronk, Palmquist et al., 2006b) detailliert beschrieben. Hier ist das Düngerprodukt eine Lösung aller gelösten Salze aus Urin (N, P, K etc.), die zusätzlich etwa 3-fach aufkonzentriert ist. Die Mikroverunreinigungen wurden im Versuch unterschiedlich gut entfernt, manche, etwa Ethinylöstradiol, wurden vollständig entfernt, während andere zu Beginn von der Membran zurückgehalten wurden – oder auch an sie adsorbierten – nach etwa 90 Tagen jedoch in das Düngerprodukt-Kompartiment hindurchgebrochen sind. Es gibt Hinweise, dass Membransättigung und -durchbruch der Mikroverunreinigungen bei

umweltrelevanten Konzentrationen viel langsamer stattfinden als bei den relativ hohen Konzentrationen der experimentell zugegebenen Mikroverunreinigungen. Um die Mikroverunreinigungen bei langfristigem Betrieb vollständig zu entfernen, ist eventuell ein weiterer Behandlungsschritt nötig, z.B. die anschließende Ozonierung (Pronk et al., 2007).

3.3.1.5 Stabilisierter Urin nach biologischer Behandlung im Sequencing Batch Reactor (SBR-Ablauf):

Ziel bei der biologischen Behandlung, in diesem Fall der Nitrifikation, ist die Stabilisierung des gesammelten Urins (siehe oben). An der EAWAG wurden verschiedene Nitrifikationsverfahren für Urin untersucht, die in (Udert et al., 2003) beschrieben sind. Für die Düngeversuche wurde der behandelte Urin aus einem „Sequencing Batch Reactor“ (SBR) verwendet. Das Reaktorvolumen beträgt 7.5 l, ein Zyklus im Reaktor dauert 2 Tage. Danach wird die Hälfte des Reaktorvolumens ausgetauscht, was insgesamt einer hydraulischen Aufenthaltszeit von 4 Tagen entspricht. Die durchschnittliche Verweilzeit der Biomasse (Schlammalter) ist größer als 30 Tage. Der Reaktor reduziert die organischen Verbindungen und nitrifiziert einen Teil des vorhandenen Ammoniums zu Nitrit. Durch die dabei freigesetzte Säure senkt sich der pH-Wert des zufließenden Urins von über 9 auf unter 6.5. Damit limitiert die verfügbare Alkalinität den Nitrifikationsprozess und es kann rund 50 % des zufließenden Ammoniums/Ammoniak oxidiert werden. Durch eine anschließende Ammoniumoxidation durch säuretolerante Bakterien und eine chemische Oxidation von Nitrit bei tiefem pH wurde das Ammoniumnitrit in Ammoniumnitrat umgewandelt (Udert et al., 2005).

3.3.2 Beschreibung der Phosphordünger

3.3.2.1 P-Gewinnung durch konventionelle Fe-P-Fällung (FeP):

Die Variante FeP ist die einzige konventionell gefällte Klärschlammvariante in dieser Versuchsreihe und wurde durch die RWTH Aachen zur Verfügung gestellt. Der Klärschlamm aus sich einer in Betrieb befindenden Kläranlage wurde mit Fe-Salz gefällt und anschließend zur Eindickung zentrifugiert.

3.3.2.2 P-Gewinnung aus dem Schlammwasser in Form von Magnesium Ammonium Phosphat (MAP):

Die biologische Phosphatelimination mit anschließender Magnesium-Ammonium-Phosphat-(MAP)-Kristallisation stellt die Grundlage des Düngeproduktes MAP dar. Um eine Phosphatrücklösung ins Schlammwasser von 35-45 % zu erzielen, wurde die

Aufenthaltszeit der Schlämme im Voreindicker auf 2 bis 3 Tage verlängert (Pinnekamp et al., 2005). Analysen der RWTH-Aachen haben ergeben, dass die im MAP-Kristall enthaltenen Schwermetalle die derzeit auf europäischer Ebene diskutierten Grenzwerte für die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung sicher einhalten.

3.3.2.3 P-Gewinnung aus dem Schlammwasser in Form von Kalzium Phosphat (CaP):

An der Bauhausuniversität Weimar, Professur für Siedlungswasserwirtschaft, wurde im halbtechnischen Maßstab aus dem Überstand des Schlammwassers durch die Zugabe von Calciumhydroxid Calciumphosphat kristallisiert, getrocknet und für die Versuche zur Verfügung gestellt (von Horn, 2006).

3.3.2.4 P-Gewinnung aus dem Ablauf der Nachklärung in Form von Magnesium Phosphat (Mg-W, MP) und Natrium Aluminium Phosphat (NaAl-W):

Für das Düngeprodukt Mg-W wurde das Fällmittel Magnesiumoxid und für das Düngeprodukt NaAl-W das Fällmittel Natriumaluminat eingesetzt. Die Produkte Mg-W und NaAl-W wurden mittels Nachfällung aus dem Ablauf der Nachklärung hergestellt, wobei sich die Varianten durch die Verwendung unterschiedlicher Fällmittel unterscheiden. Zur Abtrennung des Fällschlammes hatte sich ein Parallelplattenabscheider als sehr gut geeignet herausgestellt, wodurch eine Eliminationsleistung von bis zu 90 % des Phosphors aus dem Zulauf zur Nachfällereinheit erzielt werden konnte (Pinnekamp et al., 2005).

3.3.2.5 P-Gewinnung aus Urin in Form von Magnesium Ammonium Phosphat (MAP-U-P, MAP-U-Sus):

Der hohe pH des gelagerten, hydrolysierten Urins ist ideal für die Struvitfällung. An der EAWAG wurde dem hydrolysierten Urin im Chargenreaktor Magnesium zugegeben (Methode siehe (Ronteltap et al., 2007a)). Dies führte zur raschen Ausfällung schwerlöslichem Struvit (Magnesiumammoniumphosphat, MgNH_4PO_4 , MAP). Der Grad der Phosphorelimination hängt von der Magnesiumzugabe und der Verdünnung des Urins ab, erreichte aber in der Regel >98 %. Die Ausfällung ist also ein sehr effizienter Prozess, um Phosphor aufzukonzentrieren. In zusätzlichen Versuchen wurden dem Urin die Medikamente Carbamazepin, Diclofenac, Ibuprofen und Propranolol zugegeben, sowie die Hormone Östron, Östradiol und Ethinylöstradiol (Ronteltap et al., 2007b). Bei der Struvitfällung blieben kaum Mikroverunreinigungen an den Kristallen haften, sondern 98% dieser Stoffe blieben in der Lösung.

Auch der Gehalt an Schwermetallen im Struvit (As, Cd, Cu, Co, Cr, Ni und Pb) war nach der experimentellen Zugabe um mehrere Größenordnungen tiefer als bei kommerziellen

Düngern (Ronteltap et al., 2007b). Die Fällung reduziert die ohnehin sehr niedrigen Schwermetallkonzentrationen im Urin mindestens um weitere 40 – 80%. Im Struvit, hergestellt aus dem gesammelten Urin der EAWAG, lagen die Schwermetallgehalte unter der Nachweisgrenze. Die Struvitfällung aus Urin führt also zu einem sehr sauberen Phosphordüngerprodukt, das weitgehend frei von Mikroverunreinigungen und Schwermetallen ist.

3.3.3 Bestimmung der Phosphatlöslichkeiten der untersuchten P-Produkte

Die Zulassung und Kennzeichnung von Bodenhilfsstoffen als Düngemittel unterliegt der Düngemittelverordnung. Sie legt Qualitätsregeln und Mindestanforderungen an das Produkt fest. Ein Qualitätskriterium sind die Nährstofflöslichkeiten der Produkte.

Die getesteten P-Produkte wurden auf ihren P_{ges} -Gehalt, ihrem wasserlöslichen P-Anteil und ihrem alkalisch-ammonocitratlöslichen P-Anteil (nach Petermann) untersucht.

Die Bestimmung der Löslichkeiten erfolgte nach VDLUFA Methodenbuch Band II; Die Untersuchung von Düngemitteln (VDLUFA, 1995). Die für die Bestimmung der alkalisch –ammonocitratlöslichen Phosphorsäure benötigte Petermannlösung wurde nach der von (Munk, 1959) beschriebenen Reagenzmischung hergestellt. Die Extrakte wurden mit einem Spektrophotometer ECOM 6122 (Modell Eppendorf) gemessen.

3.4 Ergebnisse

3.4.1 Stickstoffversuche

Die Trockenmasseerträge der Grasvarianten des N-Nachlieferungsversuches lagen zwischen 12,8 und 45,0 g Topf⁻¹ (Abbildung 3.1). Keine der Varianten war signifikant verschieden gegenüber der Mineraldüngervariante (M). Das mit angesäuertem Urin (U4) gedüngte Gras erreichte einen signifikant höheren Trockenertrag gegenüber 5 Varianten (U9, SBR, Nano, Elektro, U/S). Das Mineraldüngeräquivalent (MDÄ) der Varianten lag zwischen 90,6 – 107,0 %.

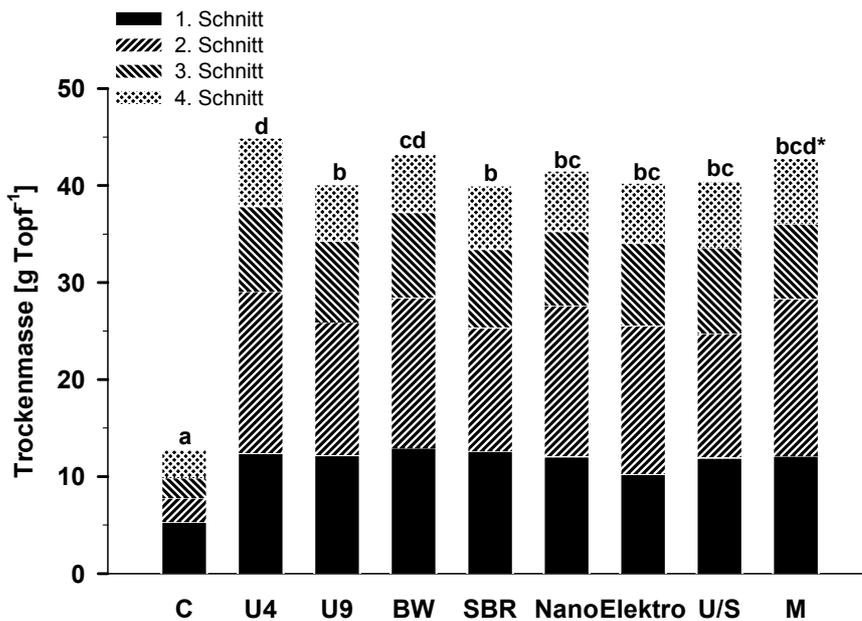


Abbildung 3.1: Trockenmasseerträge der Grasvarianten des N-Nachlieferungsversuches; C: Kontrolle (ungedüngt), U4: Urin pH 4, U9: Urin pH 9; BW: Schwarzwasser, SBR: SBR Ablauf, Nano: Nanofiltration, Elektro: Elektrodialyse, U/S: Urin/Gülle-Gemisch, M: Mineraldünger (KAS);*: unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede zu einem Signifikanzniveau von 5 %.

Die N-Entzüge des Stickstoffnachlieferungsversuches unterschieden sich nicht signifikant gegenüber der Mineraldünger Variante (M) (Abbildung 3.2). Lediglich das mit Schwefelsäure auf einen pH von 4 angesäuerte Urin (U4) konnte einen signifikanten Mehrertrag gegenüber dem aus Urin hergestellten NH_4NO_3 (SBR) erzielen. Bereits nach ca. 45 Tagen konnten etwa 700 mg N von den Pflanzen aufgenommen werden. Abzüglich der Kontrollvariante bedeutet dies eine prozentuale Aufnahme von 60 % des applizierten Düngers. Nach 162 Tagen entsprach dies einer Aufnahme von 82,4 % für (U4) und 69,5 % für (SBR). Vergleichbar gering fallen die Unterschiede bezogen auf die Mineraldüngeräquivalente aus. Sie lagen zwischen 86,3 % für die SBR-Variante und 102,3 % für (U4).

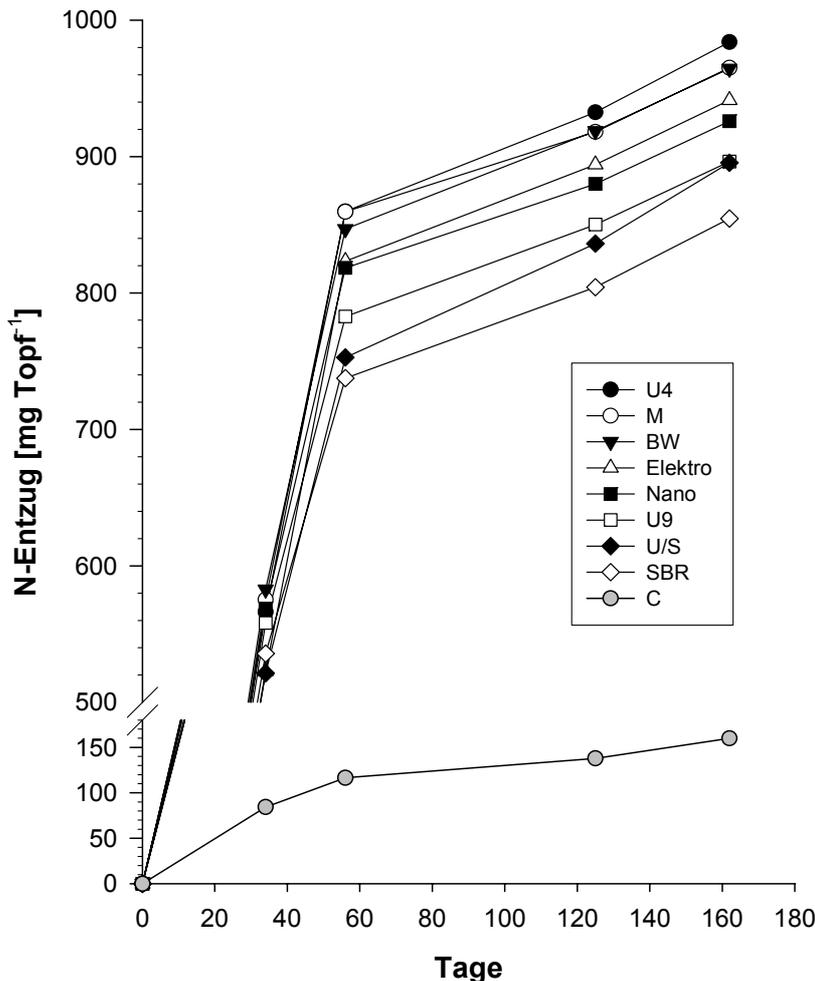


Abbildung 3.2: N-Entzüge der Grasvarianten des N-Nachlieferungsversuches; C: Kontrolle (ungedüngt), U4: Urin pH 4, U9: Urin pH 9; BW: Schwarzwasser, SBR: SBR Ablauf, Nano: Nanofiltration, Elektro: Elektrodialyse, U/S: Urin/Gülle-Gemisch, M: Mineraldünger (KAS).

3.4.2 Phosphorversuche

3.4.2.1 Ergebnisse aus dem Versuchsjahr 2004

Die Trockenmasseerträge der Phosphordüngung zu Welschem Weidelgras im Versuchsjahr 2004 betragen 35,5– 48,9 g Topf⁻¹ (Abbildung 3.3). Die Düngevarianten erzielten bis auf die Natriumaluminat- (NaAl-W) Variante in der Summe signifikant höhere Mehrerträge im Vergleich zur Kontrolle. Innerhalb der Phosphor gedüngten Varianten sind die Erträge signifikant verschieden. Die Struvite (MAP) und (MAP-U) erreichten signifikant höhere Erträge gegenüber der NaAl-W- und FeP-Variante. Die M- und MgW-Variante war zu keinem Dünger signifikant verschieden.

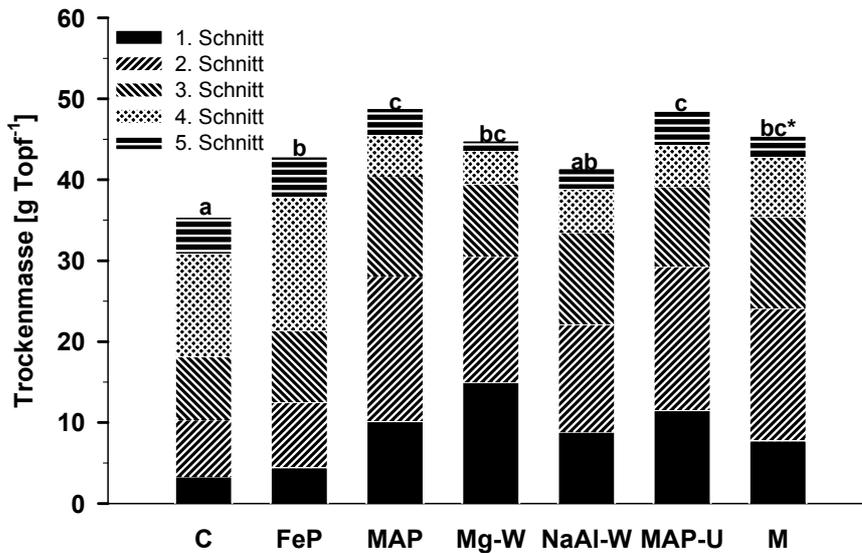


Abbildung 3.3: Trockenmasseerträge der mit Phosphor gedüngten Gras Varianten 2004. C: Kontrolle; M: Superphosphat; NaAl-W: Natrium-Aluminium gefällter KS der Nachklärung; FeP: Eisen gefällter KS aus Zentrifugation; Mg-W: Magnesium gefällter KS der Nachklärung; MAP: Mg gefälltes Schlammwasser; MAP-U: Mg gefällter Urin, *: unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede zu einem Signifikanzniveau von 5 %.

Betrachtet man die Erträge der einzelnen Schnitte, so fallen die im Wachstumsverlauf unterschiedlich hohen Erträge auf. Obwohl die Variante (FeP) und die ungedüngte Kontrollvariante (C) nur geringe Erträge erzielten, erreichten sie zum 4. Schnitt die signifikant höchsten Erträge. Die MDÄ der Varianten lagen zwischen 60,0 und 134,3 %.

Für das Welsche Weidelgras waren die mit Magnesium gefällten Varianten MAP, MAP-U und Mg-W die Dünger, die die signifikant höchsten P-Aufnahmen von 26 – 28 % des applizierten Phosphats erreichten (Abbildung 3.4) Die P-Aufnahme des Superphosphats (M) lag bei 17,8 %, war jedoch nicht signifikant niedriger. Obwohl der mit Eisen gefällte Klärschlamm einen höheren Trockenmasseertrag als die Kontrolle erreichte, war die P-Aufnahme von ihr nicht signifikant verschieden. Für die NaAl-Variante war die Aufnahme signifikant höher im Vergleich zur Kontrolle und der FeP-Variante. Prozentual wurden beim (FeP) 5,2 % des applizierten Phosphats aufgenommen.

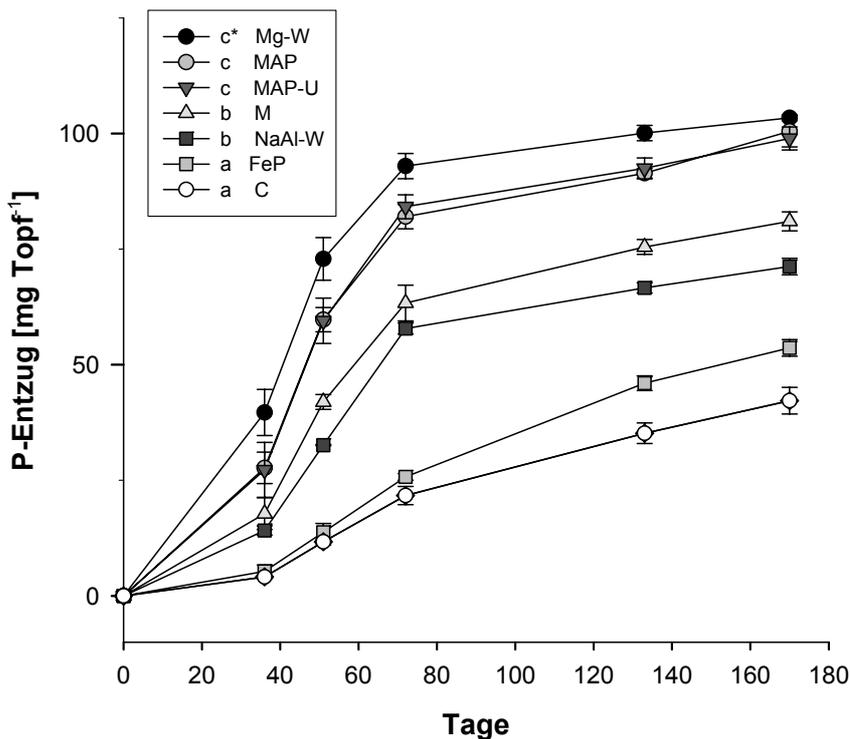


Abbildung 3.4: P-Entzüge der Grasvarianten 2004. C: Kontrolle; M: Superphosphat; NaAl-W: Natrium-Aluminium gefällter KS der Nachklärung; FeP: Eisen gefällter KS aus Zentrifugation; Mg-W: Magnesium gefällter KS der Nachklärung; MAP: Mg gefälltes Schlammwasser; MAP-U: Mg gefällter Urin, *: unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede zu einem Signifikanzniveau von 5 %.

Abbildung 3.5 zeigt die Trockenmasseerträge der Klee Varianten in 2004. Hier kam es bei der Mg-W-Variante zu den signifikant höchsten Erträgen, gefolgt von den MAP-Varianten und der Mineraldünger- Variante. Der aus Urin gefällte Struvit (MAP-U) konnte nicht die Erträge wie beim Gras erzielen.

Die mit Eisen (FeP) und Aluminium (NaAl-W) gefällten Varianten erzielten signifikant niedrigere Erträge von 34,2-42,0 g Topf⁻¹. Das MDÄ der Varianten lag zwischen 19,1-128,8 %.

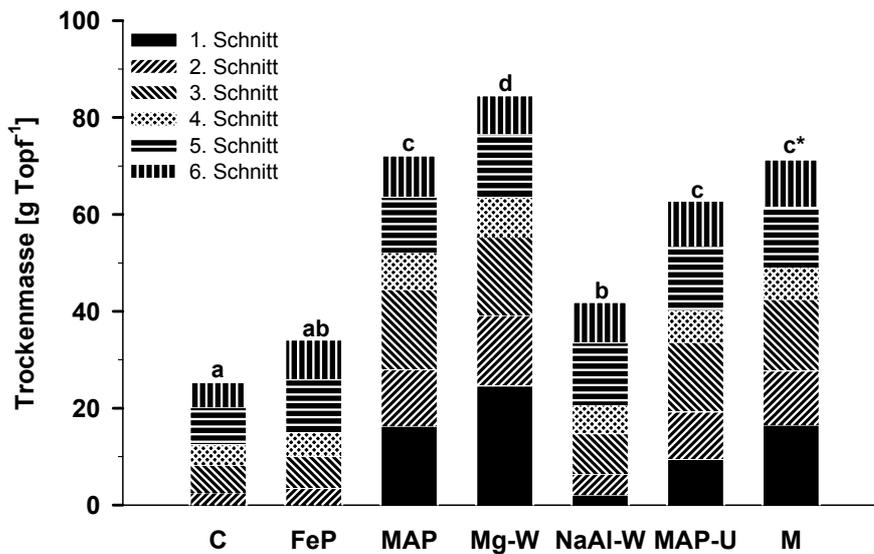


Abbildung 3.5: Trockenmasseerträge der mit Phosphor gedüngten Klee Varianten 2004. C: Kontrolle; M: Superphosphat; NaAl-W: Natrium-Aluminium gefällter KS der Nachklärung; FeP: Eisen gefällter KS aus Zentrifugation; Mg-W: Magnesium gefällter KS der Nachklärung; MAP: Mg gefälltes Schlammwasser; MAP-U1: Mg gefällter Urin, *: unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede zu einem Signifikanzniveau von 5 %.

Die P-Entzüge der Klee Varianten zeigten über den Versuchszeitraum deutliche Unterschiede in der von der Pflanze aufgenommenen Menge an Phosphat (Abbildung 3.6). Bereits nach 80 Tagen hatten die Varianten Mg-W und MAP eine gleich große Menge und mehr an P aufgenommen als die Varianten FeP und NaAl-W zu Versuchende nach 172 Tagen (61,6-77,4 mg Topf⁻¹). Sie waren signifikant niedriger. Der Entzug der FeP-Variante war von der Kontrolle nicht signifikant verschieden.

Es zeigte sich, dass die P-Aufnahme des Klees deutlich höher war gegenüber der Aufnahme der Gras-Varianten. Durch die FeP-Variante wurden 9,7 % und durch die Mg-W-Variante 67,1 % des applizierten Phosphors aufgenommen.

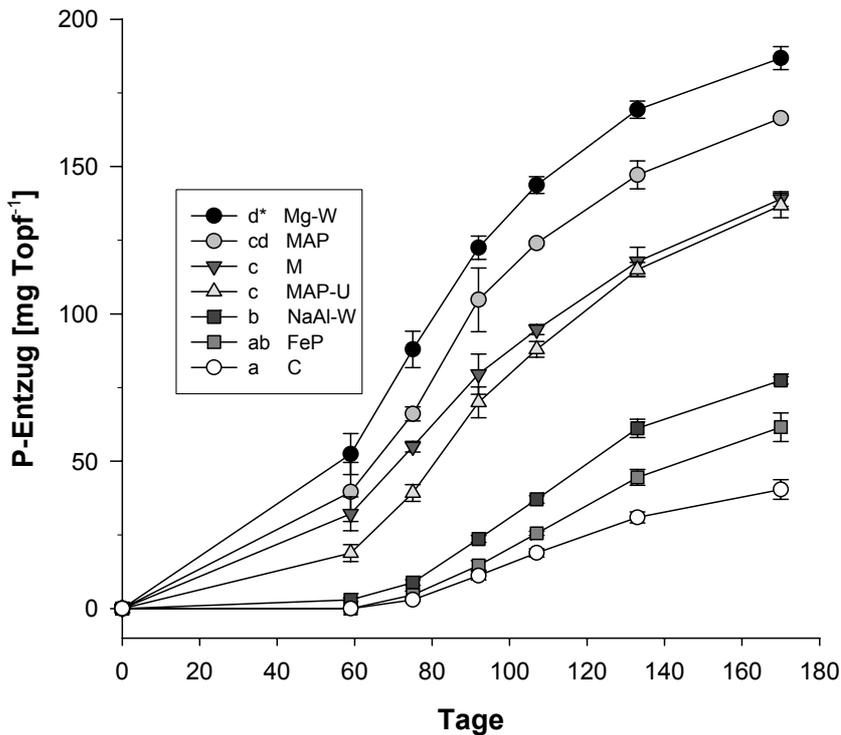


Abbildung 3.6: P-Entzüge der Klee Varianten des P-Nachlieferungsversuches 2004. C: Kontrolle; M: Superphosphat; NaAl-W: Natrium-Aluminium gefällter KS der Nachklärung; FeP: Eisen gefällter KS aus Zentrifugation; Mg-W: Magnesium gefällter KS der Nachklärung; MAP: Mg gefälltes Schlammwasser; MAP-U: Mg gefällter Urin, *: unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede zu einem Signifikanzniveau von 5 %.

Der Boden pH der Gras und Klee Varianten lag zu Versuchsstart bei 6,0. Zu Versuchsende hingegen variierte der Boden pH der einzelnen Varianten. Der pH Wert der mit Gras getesteten Varianten nahm um 0,1 bis 0,5 Einheiten zu. Jedoch der pH Wert der Kleevarianten nahm einerseits um 0,3 Einheiten zu (NaAl-W) und andererseits um bis zu 1 Einheit ab (M) (Tabelle 3.5).

Die nach CAL-Methode bestimmten Boden P-Gehalte lagen zu Versuchsstart bei 1,5 mg P₂O₅ 100g⁻¹ Boden. Die Gehalte blieben für die Mineraldüngervariante zu Versuchsende unverändert. Die Kontrolle und FeP hatten zum Ende niedrigere Gehalte sowie MAP bei Gras. Alle anderen Varianten lagen zwischen 1,5 und 1,9 mg P₂O₅ 100g⁻¹ Boden.

Tabelle 3.5: pH-Werte und P-Gehalte der Bodenproben der verschiedenen P- Dünger aus 2004.

Varianten	Boden pH		P-Gehalt Boden (CAL)	
	Gras	Klee	Gras	Klee
			[mg P ₂ O ₅ 100g ⁻¹]	
Versuchsstart	6,0		1,5	
C	6,0	6,0	0,6	0,9
FeP	6,3	5,7	0,6	1,2
MAP	6,5	5,3	1,2	1,7
MP	6,5	6,0	1,8	1,5
NaAl-W	6,5	6,3	1,5	1,8
MAP-U	6,4	5,7	1,9	1,9
M	6,1	5,0	1,5	1,5

3.4.2.2 Ergebnisse aus dem Versuchsjahr 2005

Die Trockenmasseerträge der Phosphordüngung zu Welschem Weidelgras zeigten keine signifikanten Unterschiede zur Mineraldüngervariante (Abbildung 3.7).

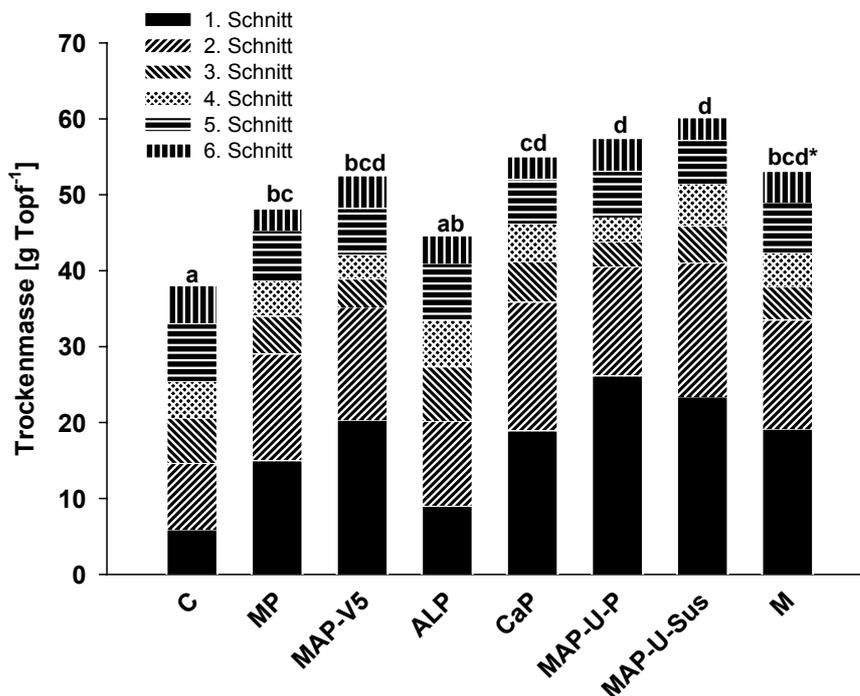


Abbildung 3.7: Trockenmasseerträge der mit Phosphor gedüngten Gras Varianten 2005. C: Kontrolle; M: Superphosphat; ALP: Aluminium gefällter KS der Nachklärung; CaP: Kalzium gefällter KS aus Überstand der Nachklärung; MP: Magnesium gefällter KS der Nachklärung; MAP-V5: Mg gefälltes Schlammwasser; MAP-U-P/Sus: Mg gefällter Urin (pulverförmig/ Suspension), *: unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede zu einem Signifikanzniveau von 5 %.

Die aus Urin hergestellten Struvite hatten jedoch höhere Trockenmasseerträge (MAP-U-P: 57,5 g; MAP-U-Sus: 60,2 g) als die Varianten MP (48,2 g) und ALP (44,7 g). Das ALP konnte weiterhin gegenüber C (38,1 g) keinen Mehrertrag erzielen. Das MDÄ reichte von 84,0 – 113,3 %.

Betrachtet man die in Abbildung 3.8 dargestellten P-Entzüge der Grasvarianten, so waren ebenso die P-Entzüge der Düngevarianten von M (136,2 mg) nicht signifikant verschieden. Auch in den Entzügen hatten die Urin-Struvite (MAP-U-Sus: 156,9 mg, MAP-U-P: 163,5 mg) signifikant höhere Entzüge als MP (112,7 mg) und ALP (113,5 mg). MP war jedoch von C (99,6 mg) verschieden, ALP hingegen nicht. Obwohl CaP (132,7 mg) von MAP-U-P und MAP-U-Sus nicht signifikant verschieden war, konnte es gegenüber C keinen Mehrertrag erzielen.

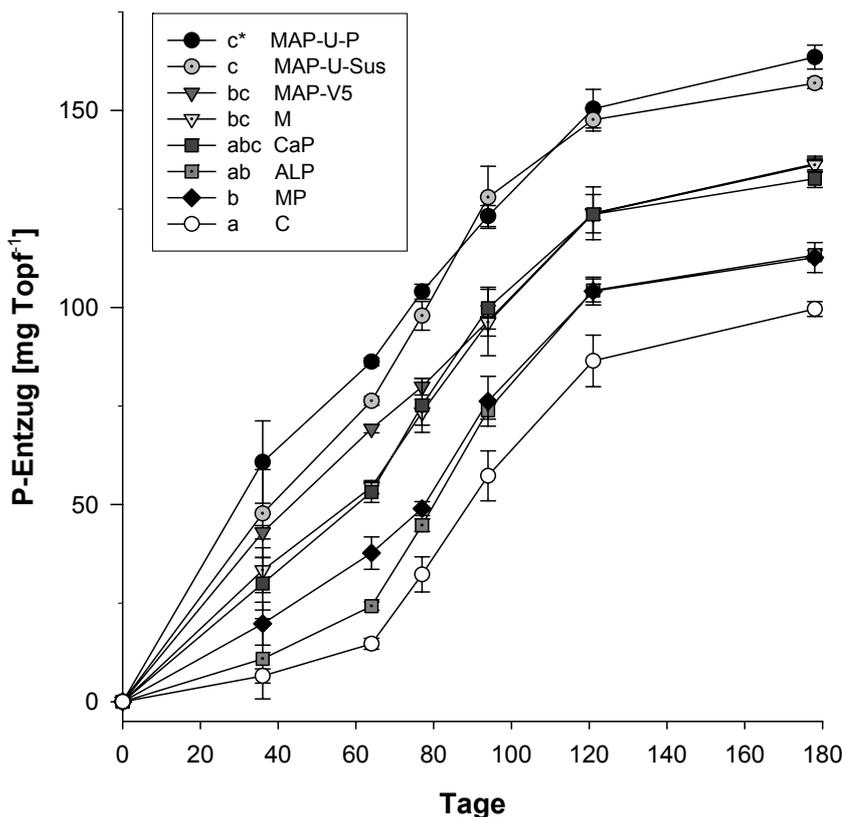


Abbildung 3.8: P-Entzüge der Grasvarianten 2005. C: Kontrolle; M: Superphosphat; ALP: Aluminium gefällter KS der Nachklärung; CaP: Kalzium gefällter KS aus Überstand der Nachklärung; MP: Magnesium gefällter KS der Nachklärung; MAP-V5: Mg gefälltes Schlammwasser; MAP-U-P/Sus: Mg gefällter Urin (pulverförmig/Suspension), *: unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede zu einem Signifikanzniveau von 5 %.

Die in Abbildung 3.9 dargestellten Trockenmasserträge der Klee Varianten zeigen, dass nur ALP (36,6 g) gegenüber M (58,5 g) signifikant niedrigere Erträge erreicht hatte. Die Erträge von MP (47,0 g) sind gegenüber MAP-U-P (70,0 g) und MAP-U-Sus (66,9 g) niedriger. Das MDÄ erreichte Werte von 62,5 bis 119,8 %.

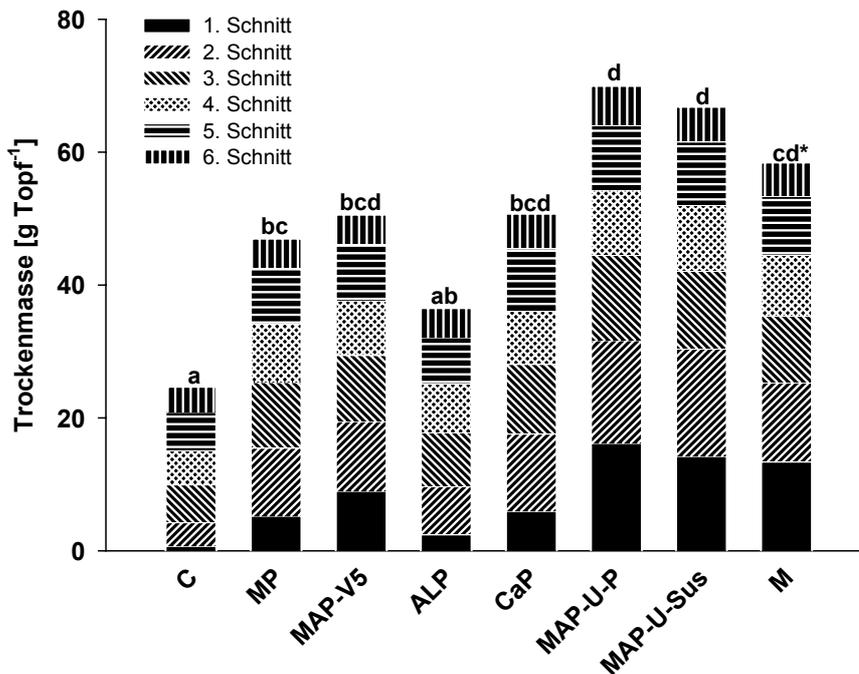


Abbildung 3.9: Trockenmasserträge der mit Phosphor gedüngten Klee Varianten 2005. C: Kontrolle; M: Superphosphat; ALP: Aluminium gefällter KS der Nachklärung; CaP: Kalzium gefällter KS aus Überstand der Nachklärung; MP: Magnesium gefällter KS der Nachklärung; MAP-V5: Mg gefälltes Schlammwasser; MAP-U-P/Sus: Mg gefällter Urin (pulverförmig/-Suspension), *: unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede zu einem Signifikanzniveau von 5 %.

Die P-Entzüge der Kleevarianten (Abbildung 3.10) sind ebenfalls bei ALP (152,4 mg) signifikant niedriger gegenüber M (248,7 mg). Die Entzüge der Urin Struvite (MAP-U-P: 318,9 mg, MAP-U-Sus: 304,6 mg) waren signifikant höher als die Entzüge der Varianten MP (207,6 mg), ALP(152,4 mg) und MAP-V5 (218,3 mg). Das MDÄ lag zwischen 39 – 144 %.

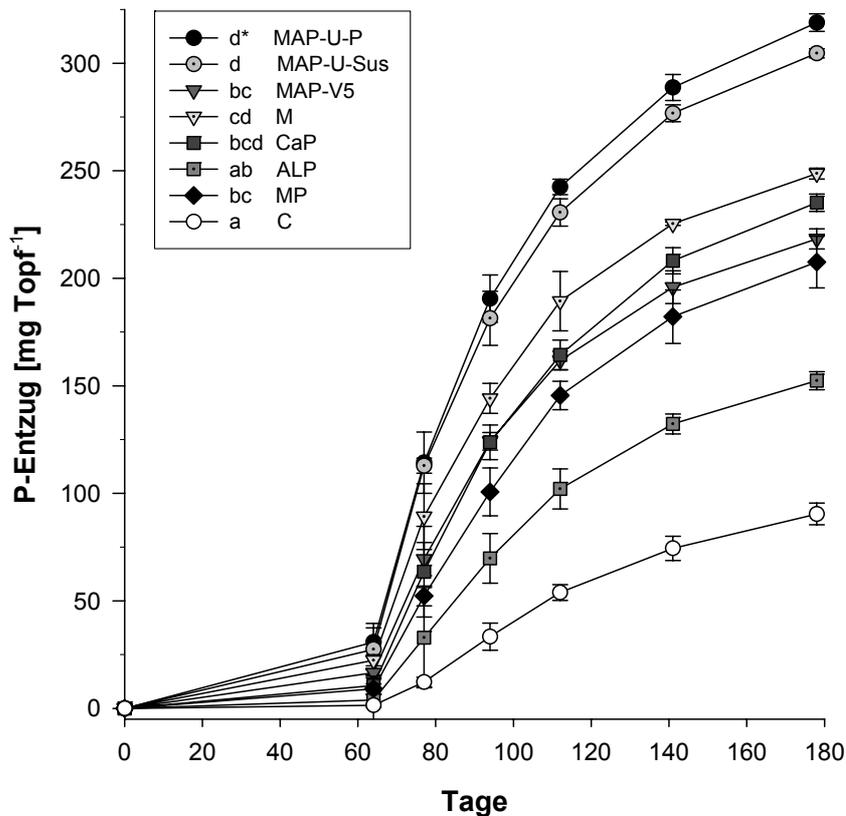


Abbildung 3.10: P-Entzüge der Kleevarianten 2005. C: Kontrolle; M: Superphosphat; ALP: Aluminium gefällter KS der Nachklärung; CaP: Kalzium gefällter KS aus Überstand der Nachklärung; MP: Magnesium gefällter KS der Nachklärung; MAP-V5: Mg gefälltes Schlammwasser; MAP-U-P/Sus: Mg gefällter Urin (pulverförmig/Suspension), *: unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede zu einem Signifikanzniveau von 5 %.

3.4.2.3 Strukturanalysen der P-Produkte

Zur Bestimmung der Kristallstruktur der angelieferten Phosphordünger wurden diese qualitativ röntgenpulverdiffraktometrisch bestimmt. Durch dieses Verfahren können kristalline Strukturen anhand einer Datenbank bestimmt werden (qualitative Phasenanalyse). In Abbildung 3.11 und Abbildung 3.12 sind die Pulverbeugungsdiagramme einer aus herkömmlichem Abwasser hergestellten Struvitvariante, sowie einer aus Urin der dezentralen Abwasserbehandlung hergestellten Struvitvariante dargestellt. Hierbei wird deutlich, dass es sich bei dem aus Urin gefällten Struvit (MAP-U) um einen zu 87,8 % in kristalliner Form vorliegenden Struvit handelt. Bei dem aus Klärschlamm gefällten Struvit (MAP) finden sich kristalline Anteile von Magnesium-Phosphat-Hydrat (39,7 %) und Monohydrocalzit (14,1 %). Der eigentliche Struvitanteil liegt nur bei 46,2 %.

Die Mg-Phosphate Mg-W sowie MP zeigen ebenfalls eine völlig unterschiedliche Zusammensetzung und Düngewirkung. Eine Gegenüberstellung der mit Mg gefällten bzw. als Struvite bezeichneten Produkte ist somit nicht möglich.

Des Weiteren zeigen die Diagramme, dass die Beugungsintensität (Counts, y-Achse) des (MAP-U) gegenüber dem (MAP) um den Faktor 2 stärker ist. Dabei ist die Beugungsintensität umso stärker, je kristalliner eine Struktur ausgebildet ist (Barbier, 2005).

Die Ausbildung einer Kristallstruktur erfordert längere Zeitspannen im Fällungsprozess. Je kristalliner der Niederschlag, umso geringer ist seine Löslichkeit. Demgegenüber geht die Phosphatadsorption schnell vor sich (Mengel, 1991). Es wäre demnach für das MAP aus Urin ein geringeres Mineraldüngeräquivalent zu erwarten gewesen, was sich jedoch nicht bestätigte.

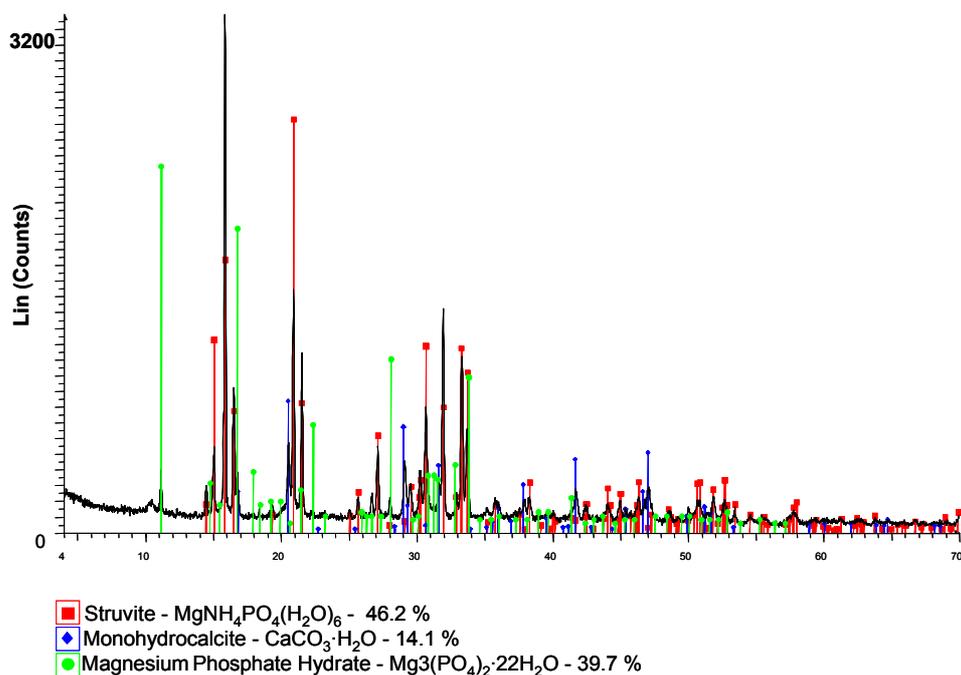


Abbildung 3.11: Röntgenpulverdiffraktometrische Kristallstrukturanalyse des aus Schlammwasser gefällten MAP Düngers. Kristalline Anteile des Struvit werden prozentual dargestellt.

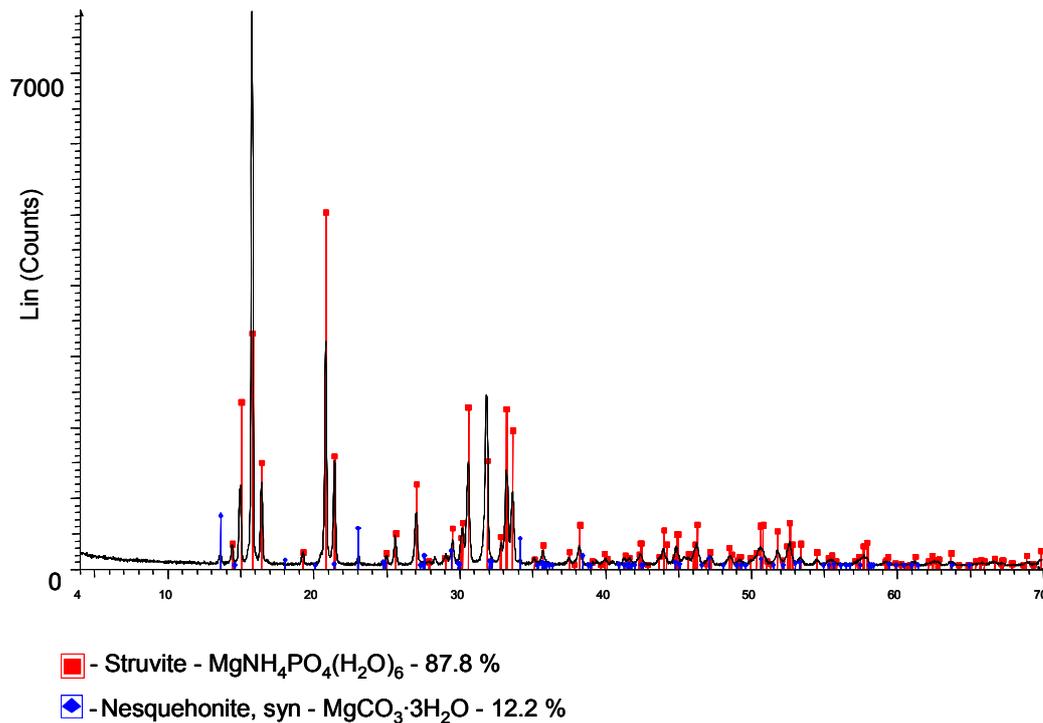


Abbildung 3.12: Röntgenpulverdiffraktometrische Kristallstrukturanalyse des Struvit MAP-U. Kristalline Anteile des Struvit werden prozentual dargestellt.

Eine Korrelation zwischen Beugungsintensität und Mineraldüngeräquivalent (bzw. P-Verfügbarkeit) der untersuchten Struvit-Produkte zeigt, dass kein negativer Zusammenhang zwischen P-Verfügbarkeit und Kristallisationsgrad besteht (Abbildung 3.13).

Die aus Urin hergestellten Struvite erreichten gleichwertige und höhere Mineraldüngeräquivalente, obwohl ihre Kristallstruktur am stärksten ausgebildet war und eine entsprechend niedrigere Verfügbarkeit hätten zeigen müssen.

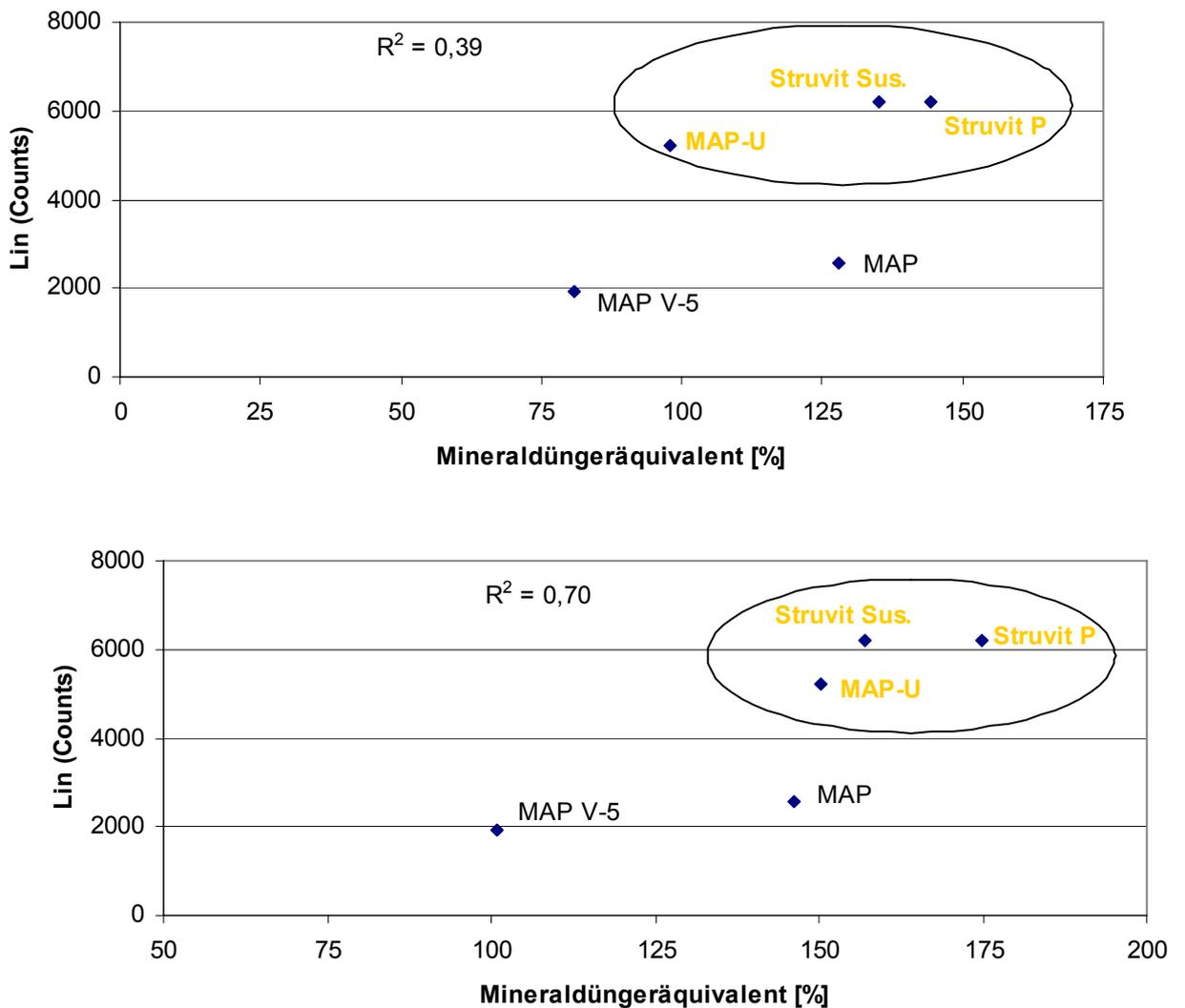


Abbildung 3.13: Korrelation der Kristallstruktur (y-Achse) mit dem Mineraldüngeräquivalent (x-Achse) der untersuchten Struvite. Oben: Korrelation der Klee Varianten; Unten: Korrelation der Gras Varianten; eingekreiste Varianten = Urin Varianten; R^2 : Korrelationskoeffizient.

Die Analysen zur relativen Löslichkeit der P-Verbindungen in Wasser und alkalischer Ammoncitratlösung geben einen weiteren Hinweis darauf, dass die Produkte nicht homogen sind (Tabelle 3.6). Die relative Wasserlöslichkeit reicht von 2 % (MP) bis 77 % (MAP-U-P). Die alkalische Ammoncitratlöslichkeit reicht von 10 % (MAP) bis 64 % (FeP). Die MAP Produkte zeigen auch hier deutliche Unterschiede in ihren Löslichkeiten.

Tabelle 3.6: Eigenschaften und Zusammensetzung der getesteten Düngeprodukte. FeP: Eisen gefällter KS aus Zentrifugation; MAP: Mg gefälltes Schlammwasser; Mg-W: Magnesium gefällter KS der Nachklärung; MAP-U-P: Mg gefällter Urin; MP: Magnesium gefällter KS der Nachklärung; MAP-V5: Mg gefälltes Schlammwasser; ALP: Aluminium gefällter KS der Nachklärung; CaP: Kalzium gefällter KS aus Überstand der Nachklärung; MDÄ: Mineraldüngeräquivalent.

Dünger	P _{ges} [g P*kg ⁻¹ TS]	Relative Löslichkeiten		MDÄ Gras / Klee [%]	Kristalline Struktur		Anteil [%]	Counts*	
		in Wasser	alk. Ammoncitrat		Summenformel	Bezeichnung			
FeP	25	7	64	29 / 21		nicht untersucht			
2004	MAP	92	31	10	146 / 128	MgNH ₄ PO ₄ (H ₂ O) ₆	Struvit,	46,2	2700
						Mg ₃ (PO ₄) ₂ *22H ₂ O CaCO ₃ * H ₂ O	Magnesiumphosphat Hydrat, Monohydrocalcite	39,7	2400
	Mg-W	77	12	39	158 / 149	Mg ₃ (PO ₄) ₂ *22H ₂ O CaCO ₃ * H ₂ O	Magnesiumphosphat Hydrat, Monohydrocalcite	68,7	900
								31,3	800
MAP-U	117	---	26 ^a	150 / 98	MgNH ₄ PO ₄ (H ₂ O) ₆ MgCO ₃ * 3H ₂ O	Struvit, Nesquehonit	87,8	5200	
2005	MP	92	2	49	36 / 74	Mg(OH) ₂	Brucite,	39,9	340
						MgO	Peridase,	34,5	170
						CaCO ₃	Calcite	25,6	340
	MAP-V5	151	42	59	101 / 81	MgNH ₄ PO ₄ (H ₂ O) ₆ Mg ₂ PO ₄ OH*4H ₂ O MgHPO ₄ *3H ₂ O	Struvit, Magnesiumphosphat Hydroxid Hydrat,	44,2	2200
						(NH ₄) ₂ Fe ₃ (SO ₄) ₄ OH ₃ * 3H ₂ O	Newberyite, Clairite	29,4	1950
								17,0	1150
	AIP	154	19	57	37 / 39	keine (bekannte) kristalline Form			0
CaP	87	21	34	91 / 91	CaCO ₃	Calcite	100	310	
MAP-U-P	109	77	52	175 / 144	MgNH ₄ PO ₄ (H ₂ O) ₆	Struvit	100	6200	

^a STABW = 29,6

* je mehr Counts um so kristalliner

3.5 Diskussion

3.5.1 Stickstoffversuche

Zur N-Bewertung von Sekundärrohstoffdüngern (SRD) existieren bereits umfangreiche Versuchsergebnisse (Werner, 2001). Von SRD aus Abwässern und Urin im speziellen existieren jedoch nur wenige Untersuchungen (Simons & Clemens, 2004).

Bei möglichst NH_3 verlustarmer Ausbringung zur Vegetation kann dem NH_4 Anteil eine volle MDÄ zugesprochen werden. Auch die hier untersuchten, als N-Dünger bezeichneten SRD aus der dezentralen Abwasserbehandlung bestätigten im Wesentlichen diese Ergebnisse. Unterschiede innerhalb der Düngevarianten können durch pH Unterschiede und den daraus resultierenden Ammoniakemissionen entstanden sein (vergleiche U4, U9). Die Ergebnisse der Ammoniakemissionsversuche, die in Kapitel 5.4.2 beschrieben wurden, haben gezeigt, dass die NH_3 Emissionen bei der Ausbringung von Urin mit pH 9, 5,8 % des applizierten $\text{NH}_4\text{-N}$ betragen. Der Einfluss unterschiedlicher pH-Werte auf die Emissionen wurde allerdings nicht untersucht. Abbildung 3.14 zeigt, dass bei einem pH < 7, NH_4^+ zu 100 % gelöst vorliegt.

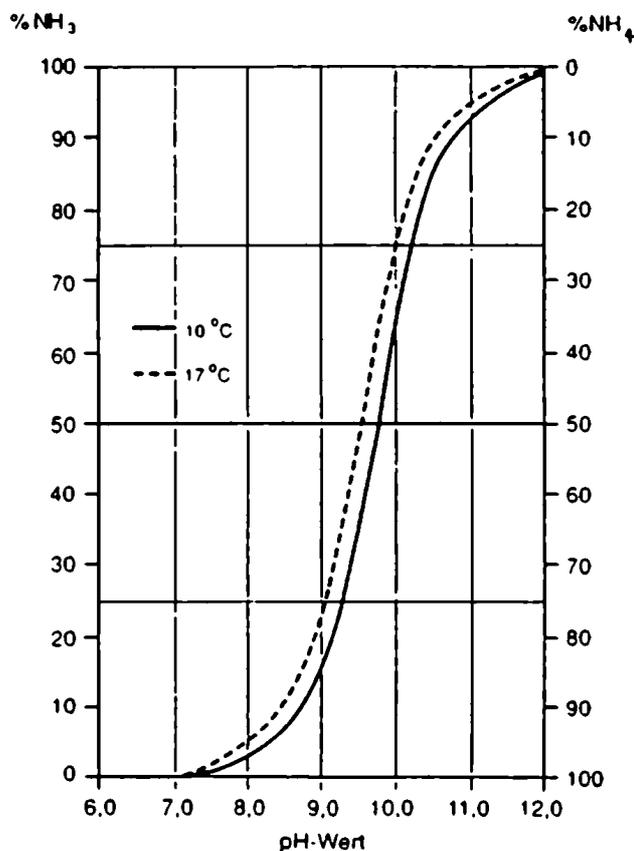


Abbildung 3.14: Abhängigkeit des $\text{NH}_4^+ / \text{NH}_3$ Gleichgewichts von pH-Wert und Temperatur.

Bei steigendem pH-Wert verschiebt sich dieses Gleichgewicht zugunsten von NH_3 . Bei pH 9 und einer Temperatur von 17°C beträgt der NH_3 Anteil bereits 25%. Die Ertragsunterschiede der Urinvarianten können deshalb auf das unterschiedliche $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Gleichgewicht in Abhängigkeit des pH-Wertes zurückgeführt werden. Auch wenn die Ertragsunterschiede nicht signifikant verschieden waren, kamen Unterschiede im Entzug von bis zu 10% zustande.

Die SBR Variante kann durch ihren niedrigen pH-Wert von pH 3,3 zu einer Hemmung des Wurzelwachstums aufgrund der erhöhten H^+ Konzentration im Boden geführt haben. Die pH-Sensitivität der einzelnen Pflanzenarten kann direkt an den H^+ -Ionen, in vielen Fällen aber auch an Al-Kationen, liegen und eine beachtliche Wirkung auf den Ertrag haben (Mengel, 1991).

3.5.2 Phosphorversuche

Die P-Düngewirkung von P-haltigen Stoffströmen aus der Abwasserwirtschaft konnte bislang nicht eindeutig geklärt werden (Tabelle 3.7). Vor allem vor dem Hintergrund, dass neu entwickelte Verfahren zum P-Recycling neuartige P-Dünger produzieren, deren Düngewirkung nicht bekannt ist, besteht dringender Handlungsbedarf.

Tabelle 3.7: Mineraldüngeräquivalente von P-haltigen Substraten (Literaturlauswertung).

	Mineraldünger	Versuchspflanze	Mineraldüngeräquivalente [%]						
			MAP	MP	CaP	AIP	FeP	KSA-P	Urin
Kirchmann & Pettersson, 1995	K_2HPO_4	Weizen	---	---	---	---	---	---	128
Fleckenstein & Haneklaus, 1998	Tripl. P Hyper-P	Maiskorn	---	---	---	---	---	51-128**	---
Onnen, 2001	Sup. P	Weidelgras, Weizenkorn	---	---	---	75-77	56-99	---	---
Richards & Johnston, 2001	Monocalc. P	Weidelgras	99-109 118-119*	---	84	---	---	---	---
Römer et al., 2003	Tripl. Sup. P	Weidelgras	---	---	---	---	13-100	---	---
Scherer & Werner, 2002	Dicalc. P	Hafer	100***	---	---	---	---	---	---
		Weidelgras	97***	---	---	---	---	---	---
Römer, 2006a	Sup. P, Tripl. Sup. P, Dicalc. P	Roggen	112-125	---	63****	47	0,7	---	---
Simons	Sup. P	Rotklee	81-144	74-149	91	38	21	---	---
		Weidelgras	101-175	36-158	91	75	29	---	---

* synth. Struvit

** bei 1g P/Gefäß

*** MAP aus Gülle

**** Seaborne-Verfahren

Der hier verwendete Mix aus Quarzsand und P armen Unterboden lag zu Versuchstart mit einem pH Wert von 6,0 im schwach sauren Bereich. Für eine gute P-Verfügbarkeit ist ein pH Bereich im schwach sauren bis neutralen Bereich anzustreben (Mengel, 1991). Gelöstes „Düngephosphat“ wird an die feste Phase des Bodens so genanntem labilen leicht gebundenem Phosphat schnell gebunden. Es bestehen dynamische Gleichgewichte zwischen labilem und gelöstem Phosphat. Wird der Bodenlösung Phosphat entzogen, wird aus der labilen Fraktion leicht gebundenes Phosphat nachgeliefert. Die Phosphatdynamik im Boden wird jedoch von verschiedenen Faktoren in unterschiedlichster Weise beeinflusst. Bei Calciumphosphaten beispielsweise wirkt eine steigende Bodenversauerung fördernd auf die P-Konzentration in der Bodenlösung, während Kalkung sie senkt (LAD, 1999).

Durch physiologische Reaktionen der Wurzeln wird die P-Verfügbarkeit in der Rhizosphäre bei niedrigen Boden P-Gehalten des weiteren positiv beeinflusst. Die erhöhte Exsudation von Phosphatasen, insbesondere Phytase, setzt Phosphat aus Phosphorsäureestern frei, das von den Pflanzen genutzt wird. Rotklee exsudiert bei niedrigem P-Angebot verstärkt niedermolekulare organische Anionen (Citrat, Malat, Oxalat, u.a.). Diese Moleküle setzen im Boden Phosphationen u.a. durch Ligandenaustausch aus an Fe/Al-Oxidhydraten sorbiertem Phosphat frei, das von Pflanzen aufgenommen werden kann (Römer, 2006c).

Aufgrund der unterschiedlichen pH-Wert Verschiebungen (siehe Tabelle 3.5) kann es deshalb zu unterschiedlichen P-Verfügbarkeiten in der Bodenlösung gekommen sein. Dennoch korrelieren die Entzüge nicht mit den pH-Werten (Gras: $R^2 = 0,15$; Klee: $R^2 = 0,09$).

Richards und Johnston (2001) beschrieben in ihren mit Weidelgras durchgeführten Topfversuchen zu Struvitdüngern, P-Entzüge zwischen 13 – 24 % des applizierten Phosphors. Sie bezeichneten diese Entzüge als „typisch“ für Gefäßversuche. Die hier gemessenen Entzüge für Weidelgras lagen zwischen 5,2 – 29,3 % und bestätigen diese Werte. Obwohl die Versuchsdauer gegenüber Richards und Johnston über 70 Tage länger gewählt wurde, konnte nur unwesentlich mehr an Phosphor von den Pflanzen aufgenommen werden. Die P-Dynamik der Grasvarianten zeigt deutlich, dass bereits nach etwa 70 Tagen (3. Schnitt, 2004) 80-90 % der gesamt P-Aufnahme stattgefunden hat. Die in 2005 getesteten Düngeprodukte erreichten im gleichen Zeitraum Entzüge von 40-64 % und waren in ihrer P-Dynamik homogener. Dies ist besonders im Hinblick

auf eine spätere Verwendung von Bedeutung, bei der eine direkte, bzw. gleich bleibende Freisetzung der Düngeapplikation gewünscht wird.

Betrachtet man die in Tabelle 3.6 dargestellten relativen Löslichkeiten der Produkte, so konnte tendenziell keine gute P-Wirksamkeit bei Produkten mit niedrigen Wasserlöslichkeiten festgestellt werden ($R^2 = 0,33 - 0,69$). Das Produkt Mg-W konnte zwar ein MDÄ von ca. 150 bei einer rel. Wasserlöslichkeit von 12 % erreichen, lag aber im Gefäßversuch als Suspension vor und wurde anschließend zur Analyse getrocknet. Dies kann zu einer verringerten Wasserlöslichkeit, durch eine veränderte Kristallstruktur geführt haben. Wieso jedoch die relative Wasserlöslichkeit der Produkte MAP und MAP-U-P höher ausfiel als die relative alkalische Ammoncitratlöslichkeit, konnte abschließend nicht geklärt werden.

Die FeP-Variante zeigte eine nahezu gleich bleibende P-Aufnahme über den Versuchszeitraum und konnte sogar zum 4. Schnitt signifikant höhere Entzüge erreichen als die übrigen P-Dünger. Weiterhin konnte das Produkt AIP zum 3. und 4. Schnitt mit die höchsten Entzüge erzielen. Beide Produkte weisen eine alk. Ammoncitratlöslichkeit >50 % auf, die im Laufe der Wachstumsperiode durch die zuvor erläuterte Rhizosphärenveränderung zum tragen gekommen sein kann.

Die Wirkung in kurzfristigen Versuchen erlaubt jedoch noch keine Aussage über die Dauerwirkung von Düngesubstraten (Goldbach, 2004). In einem Dauerversuch der Universität Bonn werden seit 1959 Kompost und Klärschlamm in 3 verschiedenen Aufwandmengen gegenüber der Wirkung von Stallmist und Mineraldünger verglichen. Die Versuche zeigen, dass die verfügbaren P-Gehalte (nach CAL-Methode gemessen) nur einen geringen Rückgang der Pflanzenverfügbarkeit bei hohen Klärschlammgaben über einen mehrjährigen Versuchszeitraum zeigen. Onnen (2001) konnte in einem über 3 Jahren angelegten Freilandversuch feststellen, dass die Düngewirkung von Fe-gefälltem, flüssigem Klärschlamm im 1. Versuchsjahr besser ist als die von stichfestem Fe-gefälltem Klärschlamm. Weiterhin kommt er zu dem Ergebnis, dass es zu einem Anstieg der Verfügbarkeit mit der Zeit kommt aufgrund von Umsetzungsprozessen im Boden, die das Phosphat in eine löslichere Form überführen. Ein Langzeitversuch über mehrere Vegetationsperioden wäre aus diesen Gründen sinnvoll um die Langzeitfreisetzung zu ermitteln.

In Bezug auf Struvitdüngern scheint sich eine tendenziell gute Düngewirkung abzuzeichnen. Richards & Johnston (2001) kamen zu dem Ergebnis, dass es keine signifikanten Unterschiede sowohl im Ertrag als auch Entzug von synthetischen und aus

Klärschlamm hergestellten Struviten in Bezug auf Monocalciumphosphat bestehen. Auch Römer (2006a) bestätigte seinen untersuchten Struviten eine gleichwertige Düngewirkung gegenüber Handelsdüngern. Dieses Ergebnis konnte in diesen Versuchen ebenfalls bestätigt werden. Die Untersuchungen zeigen jedoch, dass die P-Aufnahmen verschiedener Struvite stark variieren können. Mögliche Ursachen dafür können unterschiedliche Herstellungsverfahren und den daraus resultierenden unterschiedlichen Kristallstrukturen sowie den unterschiedlichen Ausgangssubstanzen der zu untersuchenden Dünger sein (Tabelle 3.6).

Nach der Summenformel von Struvit ($\text{NH}_4\text{Mg}(\text{PO}_4) \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$) beträgt der theoretische P-Anteil in Struvit 12,62 % P. Die gemessenen P-Anteile zeigen, dass es sich bei den hier untersuchten Düngern nicht um reinen Struvit handeln kann (siehe Tabelle 3.6). Die hier untersuchten und als Struvite gekennzeichneten Produkte lagen zwischen 9,3 und 15,2 % P.

Barak (2006) macht darauf aufmerksam, dass bei der Fällung von Struvit ein N:P:Mg-Verhältnis von 1:2:0,2 eingehalten werden muss, da ansonsten ein Großteil der P-Verbindungen nicht als Struvit ausfallen sondern beispielsweise als Kalziumphosphat. Auch in anderen Untersuchungen zur Düngewirkung von Struviten lagen die P-Anteile im Struvit zum Teil über dem theoretischen Anteil als auch darunter. Die von Römer (2006a) aus Kläranlagen stammenden Struvite hatten beispielsweise einen gemessenen P-Anteil von 10,2 % und 13,7 %. Die von Richards und Johnston (2001) untersuchten Struvite lagen zwischen 8,4 % und 13,5 % P-Anteil.

Ein weiterer wesentlicher Unterschied der untersuchten Struvite lag nicht nur in ihren P-Anteilen, sondern auch in ihren P/N-Verhältnissen (Abbildung 3.15). Dabei zeigten sich deutliche Unterschiede zwischen den Struviten der dezentralen Abwasserbehandlung und denen, die aus Abwasser von Kläranlagen der zentralen Abwasserbehandlung hergestellten Struviten. Das gravimetrische P/N-Verhältnis von Struvit beträgt 2,2. Die pulverförmig vorliegenden Struvite Struvit P und MAP-U aus Urin wiesen mit 2,1 annähernd und mit 2,2 das gleiche P/N-Verhältnis auf. Lediglich das als Suspension vorliegende Struvit hatte durch das in der Suspension vorhandene N ein engeres P/N-Verhältnis. Die Struvite der zentralen Herstellung wiesen jedoch viel zu hohe P/N-Verhältnisse auf, aufgrund zu geringer Stickstoffanteile im Struvit. Dieses Missverhältnis kann sowohl auf die in den Struviten nachgewiesenen weiteren Stoffgruppen, als auch auf zu hohe Temperaturen beim Trocknungsprozess zurückgeführt werden.

Sarkar (1991) fand in isothermischen Untersuchungen, dass Struvit bei Temperaturen oberhalb von 50°C instabil wird. Je nach Temperatur und Zeit, kann es dabei einen Teil, bzw. alle Ammonium- und Wassermoleküle verlieren und zu Magnesium-Hydrogen-Phosphat umgewandelt werden, welches in amorpher Form vorliegt. Allerdings ist eine Rehydrierung bei Raumtemperatur möglich, in der Struvit, unbekannte Hydrate oder Newberyite (je nach Ammoniumgehalt) gebildet werden können.

Wu & Bishop (2004) verweisen auf die in Aage et al. (1997) durchgeführten Versuche zum Löslichkeitsprodukt von Struvit bei verschiedenen Temperaturen. So verringert sich das Löslichkeitsprodukt bei 10°C von $5,42 \cdot 10^{-14}$ zu $37,3 \cdot 10^{-14}$ bei 50°C. Es scheint, dass die Wahl der Ausgangssubstrate, der Fällungsprozess sowie die Trocknung der Struvite, Einfluss auf die Nährstoffverfügbarkeit nehmen. Weitere Versuche dazu müssen folgen, um eine eindeutige Aussage treffen zu können.

Letztendlich darf aber auch die Wirtschaftlichkeit der einzelnen Herstellungsverfahren nicht unberücksichtigt bleiben und wird einen entscheidenden Einfluss auf die Implementierung der Verfahren haben. Montag (2004) macht beispielsweise darauf aufmerksam, dass das Verfahren der P-Rückgewinnung aus der wässrigen Phase (Mg-W-, NaAl-W-Variante), aufgrund zu geringer Phosphatkonzentrationen im Kläranlagenablauf, zumeist unwirtschaftlich ist und nur von theoretischer Bedeutung für eine Phosphorrückgewinnung im Bereich kommunaler Kläranlagen ist.

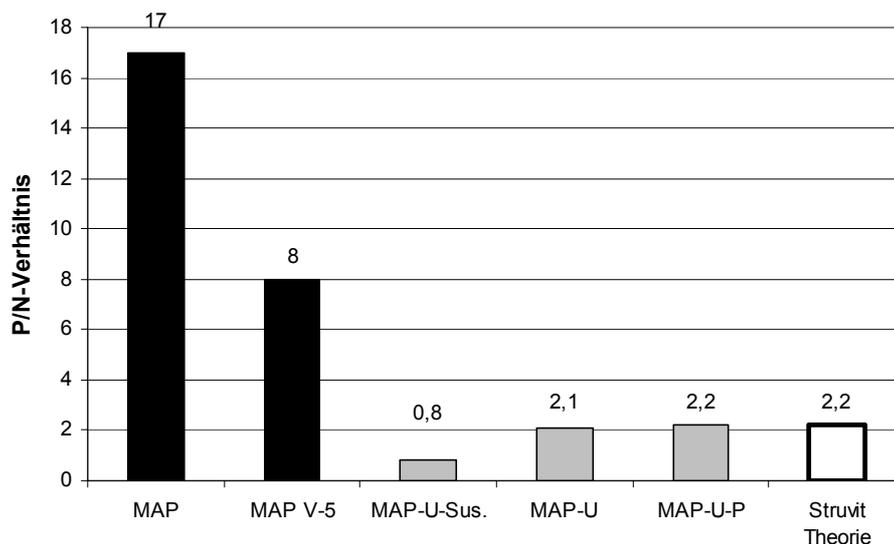


Abbildung 3.15: P-N Verhältnisse verschiedener Struvite. MAP, MAP V-5: Struvite der zentralen Abwasserbehandlung; MAP-U-Sus. MAP-U, MAP-U-P: Struvite der dezentralen Abwasserbehandlung; Struvit Theorie: Theoretisches P/N-Verhältnis in Struvit.

3.6 Schlussfolgerungen

Stickstoffreiche Substrate aus der dezentralen und zentralen Abwasserentsorgung sind bezüglich ihrer N-Düngewirkung mit Mineraldünger vergleichbar. Geringe Unterschiede innerhalb der Varianten können durch gasförmige Verluste bzw. pH-Sensitivität zustande gekommen sein.

Phosphorreiche Substrate aus der dezentralen und zentralen Abwasserentsorgung zeigen jedoch ein weites Spektrum in Bezug auf ihre P-Düngewirkung. Sie reicht dabei von niedrig (Fe, Al gefällte Produkte) und mittel (NaAl gefälltes Produkt) bis hin zu einem hohen (Mg und Ca gefällte Produkte) Mineraldüngeräquivalent. Eine Fällung mit Mg ist einer NaAl- oder Fe-Fällung vorzuziehen. Die Wirkung von Ca gefällten Düngephosphaten sollte in weiteren Versuchen getestet werden. Es zeigte sich, dass die Dünger der Struvitfällung hinsichtlich der Zusammensetzung, Löslichkeit und Düngewirkung inhomogen sind. Hier besteht weiterer Forschungsbedarf bezüglich ihrer Aufreinigung. Die Struvite der dezentralen Abwasserbehandlung waren jedoch in Zusammensetzung und Düngewirkung am homogensten.

Der Kristallisationsgrad der Struvit Produkte scheint keinen Einfluss auf die Wirksamkeit der Dünger zu haben.

Weitere Vegetationsversuche, vorzugsweise mit Mg-gefällten Düngern unterschiedlicher Herkunft, müssen durchgeführt werden, um Rückschlüsse auf einen optimierten Herstellungsprozess schließen zu können.

3.7 Literatur

- Aage, H.K., B.L. Andersen, A Blom & I. Jensen (1997). The solubility of struvite. *J. Radio Anal. Nuclear Chem.* 223(1–2): 213–215.
- Barak, P. & A. Stafford (2006). Struvite: A Recovered And Recycled Phosphorus Fertilizer. *Proceedings of the 2006 Wisconsin Fertilizer, Aglime and Pest Management Conference, Wisconsin*: 199-206.
- Barbier, B. (2005). Mündliche Mitteilung, Institut für Mineralogie, Universität Bonn.
- Bundesumweltamt (2002). Stand der Abwasserbeseitigung in der Bundesrepublik Deutschland; Umsetzung der Richtlinie des Rates vom 21.05.1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser (91/271/EWG).

- Cornel, P. (2002). Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlamm und Klärschlamm-
aschen, Nachrichten aus dem Institut für Technische Chemie - Geo- und
Wassertechnologie - TU Darmstadt, 1. Jahrgang, Heft 3, 102-114.
- Fleckenstein, J., S. Haneklaus & E. Schnug (1998). Phosphordüngung mit
Klärschlammaschen im Gefäßversuch. Kongressband 1998. B. f. L. F. Institut für
Pflanzenernährung und Bodenkunde, VDLUFA Schriftenreihe. 49: 111-114.
- Gethke, K., H. Herbst, D. Montag & J. Pinnekamp (2005). "Potenziale des
Phosphorrecyclings aus Klärschlamm und phosphathaltigen Abfallströmen in
Deutschland." KA - Abwasser und Abfall 52(10): 1114-1119.
- Goldbach, H. E. (2004). Nährstoffwirkung von Sekundärrohstoffdüngern:
Einflussfaktoren und Anforderungen aus der Landwirtschaft. Landwirtschaftliche
Verwertung von Klärschlämmen und Bioabfällen - Status Quo und Perspektiven,
Marburg, 11.-12 Mai, ATV-DVWK.
- Gumbo, B. und H. H. G. Savenije (2002). Inventory of phosphorus fluxes and storage in
an urban-shed: options for local nutrient recycling.
- Kirchmann, H. und S. Petterson (1995). "Human urine - chemical-composition and
fertilizer use efficiency." Fertilizer Research 40(2): 149-154.
- Kley, G., P. Köcher & R. Brenneis (2003). Möglichkeiten zur Gewinnung von Phosphor-
Düngemitteln aus Klärschlamm-, Tiermehl- und ähnlichen Aschen durch
thermochemische Behandlung. Berlin.
- Kuhn, S., S. Moschitz & J. Schneider (2001). Abwassermanagement- aus der Nase aus
dem Sinn. In Aktionshandbuch Nachhaltige Wasserwirtschaft und Lokale Agenda
21, ed. I. R. f. k. Umweltinitiativen, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz
und Reaktorsicherheit. Berlin.
- LAD (1999). Informationen zur Düngung, Landesarbeitskreis Düngung Nordrhein-
Westfalen.
- Marschner, H., V. Römheld & I. Cakmak (1987). "Root-induced changes of nutrient avail-
ability in the rhizosphere." Journal of Plant Nutrition and Soil Science 10: 9-16.
- Mengel, K. (1991). Ernährung und Stoffwechsel der Pflanze. Gießen, Gustav Fischer
Verlag Jena 1991.
- Montag, D. (2004). Möglichkeiten der Phosphorrückgewinnung aus Klärschlamm, BWK-
Seminar Rostock.

- Munk, H. (1959). "Die Vanadat-Molybdat-Methode bei der Bestimmung der Phosphorsäure im Ammoncitrat-Auszug nach Petermann." *Landwirtschaftliche Forschung* Band 14: pp. 90-91.
- Oldenburg, M. Z., J.; Bastian, A.; Otterpohl, R. (2003). Das teilstromorientierte Abwasserkonzept der Lambertsmühle - Konzept, Betrieb, Forschungsvorhaben -. Das Projekt Lambertsmühle: Zukunftsfähiges Abwassermanagement im Ländlichen Raum? Burscheid, Wupperverbandsgesellschaft für integrale Wasserwirtschaft mbH: 10-25.
- Onnen, O. (2001). Umweltschonende Verwertung von Klärschlamm in der Landwirtschaft; P-Wirkung des Klärschlammes in Abhängigkeit von der P-Fällung und vom Substrat. Universität-Gesamthochschule Paderborn, Abteilung Soest Fachbereich Agrarwirtschaft. Soest, Universität-Gesamthochschule Paderborn: 141.
- Pinnekamp, J., K. Gethke & D. Montag (2005). Stand der Forschung zur Phosphorrückgewinnung. 38. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, Essen, GWA Band.
- Pronk, W., H. Palmquist, M. Biebow & M. Boller (2006a). "Nanofiltration for the separation of pharmaceuticals from nutrients in source-separated urine." *Water Research* 40(7): 1405-1412.
- Pronk, W., H. Palmquist, M. Biebow & M. Boller (2006b). "Electrodialysis for recovering salts from a urine solution containing micropollutants." *Environmental Science & Technology* 40(7): 2414-2420.
- Pronk, W., S. Zuleeg, J. Lienert, B. Escher, M. Koller, A. Berner, G. Koch, M. Boller (2007). Pilot experiments with electrodialysis and ozonation for the production of a fertilizer from urine. Proceedings of IWA Advanced Sanitation Conference, Aachen, 12.-13.03.2007, pp. 39/1 - 39/9, submitted to *Water Science and Technology*.
- Richards, I. R. & A. E. Johnston (2001). The effectiveness of different precipitated phosphates as sources of phosphorus for plants, Report on work undertaken for CEEP (Centre Européen d'Etude des Polyphosphates), EFMA (European Fertiliser Manufacturers Association), Anglian Water UK, Thames Water UK and Berlin Wasser Betriebe: 25.

- Römer, W., I. F. Samie, M. Neubert & D. Merkel (2003). "P-Düngewirkung von Klärschlämmen mit unterschiedlichen Eisengehalten." KA-Abwasser, Abfall 4: 476-481.
- Römer, W. (2006a). "Vergleichende Untersuchung der Phosphatverfügbarkeit von Produkten des P-Recyclings und bekannter Phosphatdünger." KA - Abwasser und Abfall 53(5): 483-489.
- Römer, W. (2006b). "Vergleichende Untersuchungen zur Pflanzenverfügbarkeit von Phosphat aus verschiedenen P-Recycling-Produkten im Keimpflanzenversuch." Journal of Plant Nutrition and Soil Science 169(6): pp. 826-833.
- Römer, W. (2006c). "New findings on phosphate uptake in plants - a literature survey." Archives of Agronomy and Soil Science 52(1): 1-17.
- Ronteltap, M., M. Biebow, M. Maurer & W. Gujer (2006). "Thermodynamics of Struvite Precipitation in Source Separated Urine." Submitted to Water Research.
- Ronteltap, M., M. Maurer, W. Gujer (2007a). "Struvite precipitation thermodynamics in source-separated urine." Water Research 41(5): 977-984.
- Ronteltap, M., M. Maurer, W. Gujer (2007b). "The behaviour of pharmaceuticals and heavy metals during struvite precipitation in urine." Water Research 41(9): 1859-1868.
- Sarkar, A. K. (1991). "Hydration/dehydration characteristics of struvite and dittmarite pertaining to magnesium ammonium phosphate cement systems." Journal of Materials Science 26(9): 2514-2518.
- Scherer, H. W. und W. Werner (2002). Plant availability of phosphorus, nitrogen and magnesium applied with magnesium-ammonium-phosphate (struvite) derived from animal slurry. International Conference "From Nutrient removal to recovery", The Netherlands, International Water Association.
- Schirmer, G. (2003). Das Projekt Lambertsühle: Zukunftsfähiges Abwasser-management im ländlichen Raum? Burscheid, Wupperverbandsgesellschaft für integrale Wasserwirtschaft mbH: 87.
- Simons, J. und A. Clemens (2004). Separated Blackwater And Urine As Fertilizers In Agriculture. 4th IWA World Water Congress and Exhibition, Marrakech.

- Udert, K. M., C. Fux, M. Münster, T.A. Larsen, H. Siegrist, W. Gujer (2003). "Nitrification and autotrophic denitrification of source-separated urine." *Water Science and Technology* 48(1): 119-130.
- Udert, K. M., T.A. Larsen, W. Gujer (2005). "Chemical nitrite oxidation in acid solutions as a consequence of microbial ammonium oxidation." *Environmental Science & Technology* 39(11): 4066-4075.
- Umweltministerium-Baden-Württemberg (2006). *Abfallbilanz 2005*. Stuttgart.
- U.S. Geological Survey (1999). *Mineral Commodity Summaries, January 1999* (<http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity>).
- VDLUFA (1995). *Die Untersuchung von Düngemitteln; METHODENBUCH Band II*. Darmstadt, VDLUFA-Verlag.
- von Horn, J. (2006). *Untersuchungen zur Rückgewinnung von Phosphat aus Überschussschlamm von Kläranlagen mit vermehrt biologischer Phosphorelimination*. Bauhaus Universität Weimar: 210.
- Wendland, C. und M. Oldenburg (2003). *Operation experiences with a source-separating project. ecosan - closing the loop; International symposium on ecological sanitation, Lübeck, Germany, Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit*.
- Werner, W. (2001). *Nährstoffe, Nährstoffverfügbarkeit und Düngewirkung von Sekundärrohstoffdüngern unter besonderer Berücksichtigung von Phosphat. Vortrag anlässlich der gemeinsamen wissenschaftlichen Anhörung des BMU und BMVEL zu "Landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm, Gülle und anderen Düngern unter Berücksichtigung des Umwelt- und Verbraucherschutzes, Wissenschaftszentrum Bonn*.
- Wu, Q. und P. L. Bishop (2004). "Enhancing struvite crystallization from anaerobic supernatant." *J. Environ. Eng. Sci.* 3: 21 - 29.

4 Die Düngewirkung von Urin in Freilandversuchen

4.1 Zusammenfassung

Die Düngewirkung von Urin in Freilandversuchen ist ein wichtiger Ertragsparameter für die Anwendung in der Praxis. In 2 Ackerlandversuchen zu Wintergerste war die Ertragswirkung von Urin mit mineralischem Dünger (KAS) vergleichbar und erzielte ein Mineraldüngeräquivalent von jeweils 109 %. Das im Grünlandversuch nach 4 Schnitten erzielte Gülleäquivalent war mit 118 % signifikant höher gegenüber der Gülleapplikation. Die Urinapplikationen zeigten keine negativen Effekte auf den Pflanzenbestand und erbrachten in allen Versuchen hohe Erträge sowie Nährstoffentzüge.

4.2 Einleitung

Die Wirkung von Düngern kann unter Freilandbedingungen eine andere sein, als unter standardisierten Gewächshausbedingungen. Bisherige Studien haben jeweils nur Teilaspekte und zum Teil für die Praxis nicht relevante Parameter untersucht. Eine vergleichende Studie zu Ackerland, Grünland und Gefäßversuchen mit dem gleichen Urin fehlt bislang.

In Freilandversuchen, in denen die Düngewirkung von menschlichem Urin untersucht wurde, konnten sowohl Mineraldüngeräquivalente die 80 – 90 % der Erträge der mit Mineraldünger gedüngten Varianten erreichen (Linden, 1997; Johansson, 2000), als auch Mineraldüngeräquivalente die zu 100 % anrechenbar waren (Muskolus & Ellmer, 2007). Gerade unter Praxisbedingungen stellt jedoch die Planungs- und Ertragsicherheit eine wichtige Grundlage für den Landwirt dar.

Um eine Übertragung der Ergebnisse aus den Topfversuchen unter Praxisbedingungen zu ermöglichen, fanden Freilandversuche auf einem Acker- und einem Grünlandstandort mit dem gleichen Urin statt. In 2 Ackerlandversuchen sowie einem Grünlandversuch wurde die Düngewirkung von Urin untersucht. Als Parameter wurde der Trockenmasseertrag bzw. Kornertrag, sowie die Gesamtaufnahme des applizierten Düngestickstoffs untersucht. Die Ergebnisse der Freilandversuche werden im folgenden Kapitel beschrieben.

4.3 Material und Methoden

4.3.1 Standortfaktoren

Die Parzellen der Freilandversuche lagen in Burscheid bei Leverkusen und in direkter Nähe zur Lamberts-mühle, in der der Urin gesammelt wurde. Die meteorologischen Gegebenheiten des Ackerland- und Grünlandstandortes können wie folgt zusammengefasst werden (Tabelle 4.1).

Tabelle 4.1: Standortfaktoren der Ackerland- und Grünlandversuche im langjährigen Mittel in Burscheid, (Kolbe, 1987).

Temperatur	[°C]	Niederschlag	[mm]
Jahrestemperatur Ø	8,9	Jahresniederschlag Ø	946
von Mai bis September Ø	15	von Mai bis September Ø	440
Vegetationszeit	17. April bis 5. November		

Charakteristisch für das Klima sind milde Winter und kühle Sommer (Kolbe, 1987).

4.3.2 Versuchsbeschreibung Ackerland

Die N-Nachlieferung der Urinversuche auf Ackerland wurde für Wintergerste getestet und mit einer herkömmlichen Mineraldüngervariante (KAS: Kalkammonsalpeter; 27 % N) und einer Urin/Güllevariante verglichen.

Der Versuch wurde als Blockanlage mit 20 Versuchspartzen von je 9,60 m Länge und 1,25 m Breite (= 12m²) in 4 Blöcken (= 4 Wiederholungen) angelegt. Jeder Block enthielt einmal alle Prüfglieder des Versuchs und bildete eine vollständige Wiederholung. Die Versuchsglieder wurden in jedem Block randomisiert. Die Parzellen wurden entsprechend der guten fachlichen Praxis bedarfsgerecht gedüngt. Im Jahr 2004 wurde aufgrund einer hohen N-Nachlieferung aus dem Boden und einer kräftigen Vorwinterentwicklung auf eine N-Spätdüngung verzichtet. Die Versuchsdaten sind in Tabelle 4.2 dargestellt.

Die Ernte der Wintergerste erfolgte zur Abreife des Korns. Die gesammelten Proben wurden anschließend auf Ertrag und C/N-Gehalt untersucht und die N-Entzüge ermittelt. Die Aufbereitung der Proben erfolgte analog Kapitel 3.3.

Tabelle 4.2: Versuchsdaten der Ackerlandversuche.

	Frucht	Düngergabe [kg]	Bodenart	N _{min} [kg ha ⁻¹]	Anzahl Wiederholungen
Versuch 2003	Wintergerste Sorte Landi	70 + 60 + 50	Parabraunerde aus schluffigem	45	4
Versuch 2004		70 + 60	Lehm	81	4
N-Gehalte Ø [kg m ⁻³]	Urin	2003:	1,5	2004:	1,3
	Gülle		2,3		1,9
Varianten	K: Kontrolle (ungedüngt); U: Urin; U/G: Urin-Gülle Gemisch; M: Mineraldünger (KAS); M+W: Mineraldünger + Wasser				

Die Bestimmung der Schüttdichte, auch als "Hektolitergewicht" bezeichnet, wurde durch ein definiertes Fallrohr mit einem Fassungsvermögen von ¼ l ermittelt. Es ist definiert als das in kg angegebene Raumgewicht für 100 Liter Getreide. Dabei sind hohe Werte erwünscht. Sie gelten als wertvoller Qualitätsmaßstab beim Getreidehandel, zur Einstufung des Getreides in Qualitätsstufen, wie z. B. Brotweizen, Qualitätsweizen oder Eliteweizen. Durch Wiegen der Gerstenmenge im Fallrohr wurde das Hektolitergewicht (hl) in kg/hl ermittelt. Anhand des ermittelten Gewichtes wurde die Schüttdichte aus Tabellen bestimmt.

Als Bewertungsmaßstab wurde das hl in kg wie folgt gewertet:

gut 66 – 72

mittel 64 – 66

gering unter 64

Weiterhin wurde das Tausendkorngewicht (TKG in g) maschinell durch Auszählen ermittelt. Bei der Bestimmung des TKG wurden mit einem Kornzählgerät (Modell Numigral) 2 x 250 Körner gezählt, gewogen und der Mittelwert auf das Gewicht von 1000 Körnern umgerechnet.

4.3.3 Versuchsbeschreibung Grünland

Bei dem im Jahr 2003 angelegten Grünlandversuch zur Düngewirkung von Urin, handelte es sich um eine Grünlandfläche in der Kämers Heide bei Burscheid. Die Parzelle hat eine Gesamtgröße von 9620 m² und wird von einem Landwirt mit konventioneller Milchviehhaltung bewirtschaftet. Die Vegetation bestand aus einem ausdauernden Klee-Grasgemisch. Die für diese Region typischen Klimadaten wurden bereits in Tabelle 4.1 erläutert und können für diesen Standort übernommen werden. Nach Auskunft des Landwirtes handelt es sich bei diesem Boden um einen sandigen Lehm. Der pH-Wert, der nach VDLUFA - Methode (Thun et al., 1997) ermittelt wurde, lag bei einem pH-Wert von 5,7 und somit im mäßig bis schwach sauren Bereich.

Die Versuchspartellen wurden als einfaktorieller Blockversuch angelegt und randomisiert. Die Parzellengröße war 3 x 3 m (= 9m²). In Tabelle 4.3 sind die Versuchsdaten zum Grünlandversuch dargestellt.

Die Ausbringung der Dünger erfolgte breitflächig und bodennah. Die Urin- und Urin/Gülleparzelle wurde mittels 10 l Gießkanne gedüngt. Die Düngerapplikation der Gülleparzelle erfolgte mittels 2 l Messbecher, da sie zu dickflüssig war und nicht über eine Gießkanne ausgebracht werden konnte.

Zur Ermittlung der Trockenmasseerträge wurden jeweils 2 repräsentative Teilschnitte aus der Parzelle entnommen. Mit Hilfe eines Holzrahmens der Größe 38 x 44 cm und einer Rasenschere wurden diese Schnitte entnommen. Anschließend wurde die gesamte Versuchspartelle mit einem Balkenmäher geerntet. Etwa 1 Woche nach der Ernte wurden die Versuchspartellen erneut gedüngt.

Tabelle 4.3: Versuchsdaten des Grünlandversuches

	Frucht	Düngergabe [kg N ha ⁻¹]	Bodenart	N _{min} [kg ha ⁻¹]	Anzahl Wiederholungen
	Klee- Grasgemisch	50 + 60 + 50	Sandiger Lehm	54	4
NH₄-N-Gehalt Ø [kg m⁻³]	Urin	1,5	Anzahl Schnitte	3	
	Gülle	2,3	Parzellengröße [m]	3 x 3	
Varianten	K: Kontrolle (ungedüngt); U: Urin; U/G: Urin-Gülle Gemisch; G: Gülle				

Die Aufbereitung der Grasproben zur Bestimmung der Trockenmasseerträge und Stickstoffgehalte wurde analog Kapitel 3.3 durchgeführt.

4.3.4 Eigenschaften der Substrate

Bei den unterschiedlichen Düngungsvarianten handelte es sich um drei verschiedene Substrate, die im Folgenden näher definiert werden.

Urin

Die Zusammensetzung von Urin kann je nach Ernährungsgewohnheiten und Gesundheitszustand stark variieren. Der Urin von Vegetariern beispielsweise enthält geringere Mengen an Stickstoff und Phosphor (Lange & Otterpohl, 2000). Der verwendete Urin stammt aus dem Forschungsprojekt Lambertsühle. Urin wird mit verschiedenen Trenntoilettensystemen gesammelt und in einem Urintank gespeichert (Oldenburg et al., 2003). Durch die Verwendung verschiedener Trenntoilettensysteme, die zum Teil Prototypen darstellen, kommt es zur Vermischung von Urin und Spülwasser, woraus eine Verdünnung des Gelbwassers resultiert. Im Gegensatz zum Urin Lambertsühle (N_{ges} : 1400-1800 mg/l), weist unverdünnter Urin eine N_{ges} -Konzentration von etwa 9000 mg/l auf.

Durch die Lagerung des Urins stellt sich durch die Zersetzung von Harnstoff zu Ammonium und Ammoniak annähernd ein pH-Wert von 9,0 ein.

Urin/Gülle

Der Urin wurde mit einer Rindergülle (1,9-2,3 kg $\text{NH}_4\text{-N}/\text{m}^3$) zu gleichen Teilen an Ammoniumstickstoff miteinander vermischt. Die Gülle stammte von einem Milchviehbetrieb aus Burscheid. Der $\text{NH}_4\text{-N}$ Gehalt wurde mittels eines Quantofix N-Volumeters bestimmt. Dazu wurde die Güllegrube durch intensives Aufrühren homogenisiert und eine Mischprobe entnommen. Anschließend wurden 100 ml Gülle mit 150 ml Reaktionsmittel vermischt und der Ammoniumstickstoffgehalt konnte nach kurzem Schwenken und 5 Minuten Wartezeit in $\text{kg NH}_4\text{-N}/\text{m}^3$ abgelesen werden.

Kalkammonsalpeter (KAS)

Um einen Vergleich mit den organisch gedüngten Varianten und einer mineralisch gedüngten Variante heranziehen zu können, wurde hier mit Kalkammonsalpeter 27 % N (KAS) gedüngt. Dieser mineralische Dünger enthält zu gleichen Teilen NH_4^+ und NO_3^- .

KAS + Wasser

Entsprechend der applizierten Urinmenge wurde eine weitere KAS Variante mit Wasser verdünnt. Somit sollte ein zusätzlicher Bewässerungseffekt in den Sommermonaten durch die Urinvariante ausgeschlossen werden.

4.4 Ergebnisse

4.4.1 Ackerlandversuch 2003

Die Erträge der Düngevarianten waren sowohl für die Korn-, als auch für die Stroherträge nicht signifikant von der Mineraldüngervariante (M) verschieden (Abbildung 4.1). Die Kornerträge lagen zwischen $7,3 - 7,9 \text{ t ha}^{-1}$, die Stroherträge zwischen $4,6 - 4,9 \text{ t ha}^{-1}$. Tendenziell konnten die flüssigen Varianten einen geringen Mehrertrag erzielen, der für U mit einem MDÄ von 109 % am Höchsten lag.

Obwohl die Trockenmasseerträge nicht signifikant verschieden waren, unterschieden sich die N-Entzüge signifikant voneinander (Abbildung 4.2). Bei Korn waren die Entzüge des Urin/Güllegemisches (U/G) signifikant niedriger gegenüber der mineralischen Düngung (M, M+W). Bei Stroh konnte lediglich die zusätzlich mit Wasser applizierte Mineraldüngervariante (M+W) einen Mehrentzug erzielen. Die alleinige Urinapplikation zeigt sowohl in ihrer Ertragserwartung, als auch in ihren Entzügen keine Unterschiede zur mineralischen Düngung.

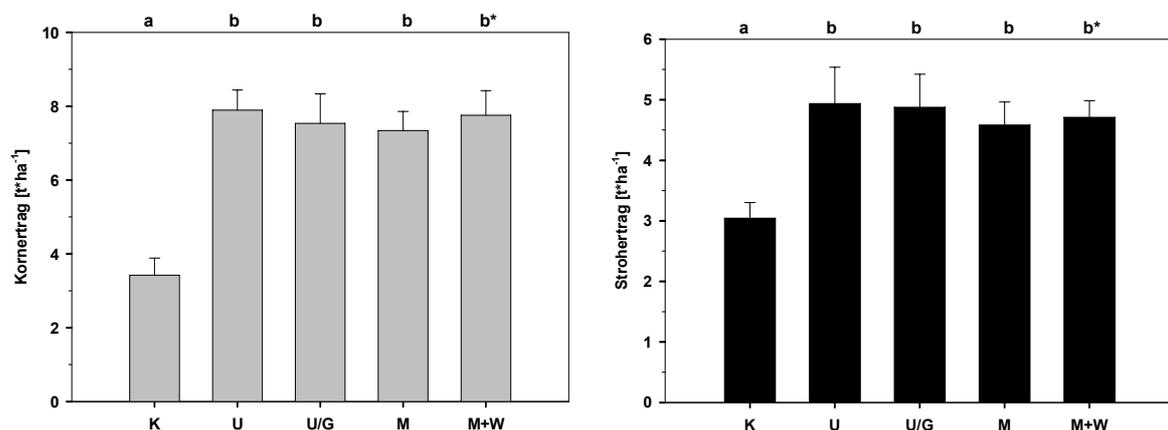


Abbildung 4.1: Korn- und Stroherträge des Ackerlandversuches aus dem Jahre 2003, [t ha^{-1}]; K: Kontrolle (ungedüngt), U: gelagerter Urin, U/G: Urin/Gülle-Gemisch ($N_{\min}:50:50$), M: Mineraldünger (KAS), M+W: Mineraldünger + Wasser; *: unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede zu einem Signifikanzniveau von 5 %, ($n=4$, Balken = Standardabweichung).

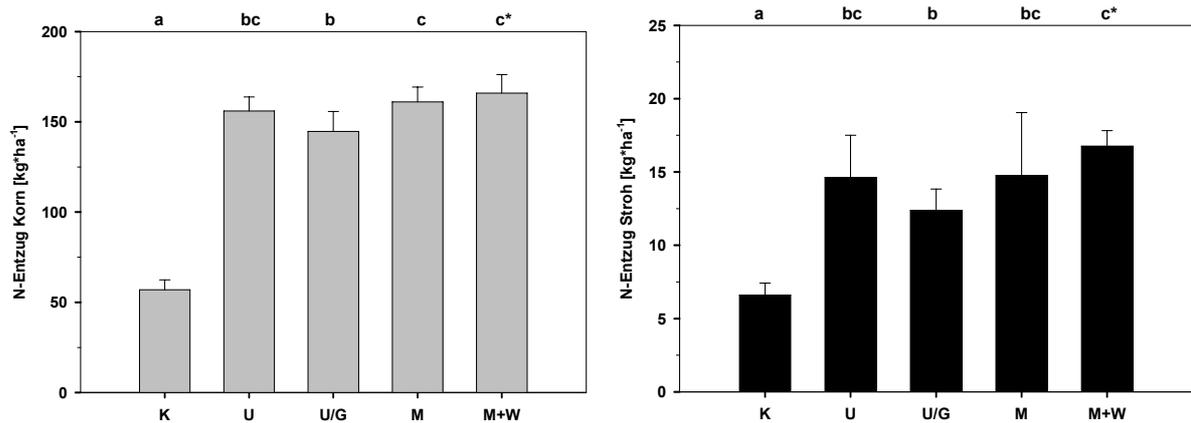


Abbildung 4.2: N-Entzüge von Korn und Stroh des Ackerlandversuches aus dem Jahr 2003, [kg ha⁻¹]; K: Kontrolle (ungedüngt), U: gelagerter Urin, U/G: Urin/Gülle-Gemisch (N_{min}:50:50), M: Mineraldünger (KAS), M+W: Mineraldünger + Wasser; *: unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede zu einem Signifikanzniveau von 5 %, (n=4, Balken = Standardabweichung).

Die Entzüge der Düngervarianten lagen für Korn zwischen 145 kg ha⁻¹ (U/G) und 166 kg ha⁻¹ (M+W) und für Stroh zwischen 12,4 kg ha⁻¹ (U/G) und 16,8 kg ha⁻¹ (M+W). In der Summe ergibt sich daraus eine prozentuale Aufnahme des applizierten Düngestickstoffs von 52,0 % (U/G) bis 66,2 % (M+W), (Abbildung 4.3), wobei die N-Aufnahme von (U/G) signifikant niedriger gegenüber der mineralischen Düngung (M, M+W) ausfiel. Bezogen auf das MDÄ (M=100 %) entspricht dies einer Verteilung von 84,3 % (U/G) bis 104,7 % (M+W). Die TKG und hl-Gewichte der Wintergerste unterschieden sich nur gering (Tabelle 4.4).

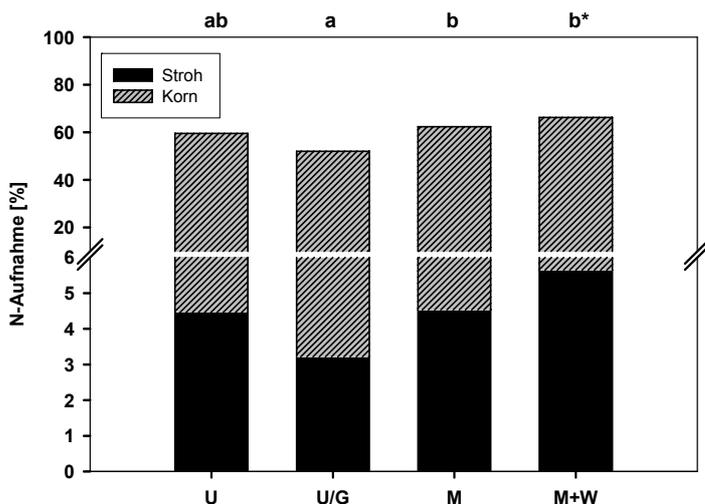


Abbildung 4.3: Prozentuale Aufnahme des applizierten Düngestickstoffs von Korn und Stroh in 2003; K: Kontrolle (ungedüngt), U: gelagerter Urin, U/G: Urin/Gülle-Gemisch (N_{min}:50:50), M: Mineraldünger (KAS), M+W: Mineraldünger + Wasser; *: unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede zu einem Signifikanzniveau von 5 % (n=4).

Tabelle 4.4: Darstellung des Tausendkorngewichtes (TKG) sowie des Hektolitergewichtes (hl-Gewicht) der Wintergerste (Sorte Landi) des Ackerlandversuches im Jahr 2003. K: Kontrolle (ungedüngt), U: gelagerter Urin, U/G: Urin/Gülle-Gemisch ($N_{\min}:50:50$), M: Mineraldünger (KAS), M+W: Mineraldünger + Wasser.

	K	U	U/G	M	M+W
TKG [g]	37,1	35,2	36,8	38,5	35,7
hl-Gewicht [kg]	68,2	71,2	72	67,3	69,9

Das niedrigste TKG erreichte (U) mit 35,2 g und mit 38,5 g erzielte (M) das höchste. Die ungedüngte Kontrolle hatte mit 37,1 g das zweit höchste TKG. Mit hl-Gewichten von 67,3 – 72,0 kg, wobei das von (M) am geringsten ausfiel und das von (U/G) am höchsten, erreichten alle Varianten nach dem Bewertungsmaßstab „gute“ Werte.

4.4.2 Ackerlandversuch 2004

Die Erträge der Düngevarianten des 2. Versuchsjahres waren ebenfalls sowohl für die Korn-, als auch für die Stroherträge nicht signifikant von (M) verschieden (Abbildung 4.4). Die Kornerträge lagen zwischen 8,7 – 9,3 t ha⁻¹ und erreichten ein maximales MDÄ von 106,3 % für (U). Die Stroherträge waren weiterhin nicht von der ungedüngten Kontrollvariante (K) verschieden und lagen zwischen 2,5 – 3,3 t ha⁻¹ und wiesen zum Teil innerhalb der Varianten hohe Schwankungen auf.

Betrachtet man die in Abbildung 4.5 dargestellten N-Entzüge von Korn und Stroh gibt es keine signifikanten Unterschiede innerhalb der Düngevarianten. Die N-Entzüge lagen zwischen 176 und 181 kg ha⁻¹. Die Variante (K) erreichte ohne Düngergabe mit 102 kg ha⁻¹ hohe Entzüge.

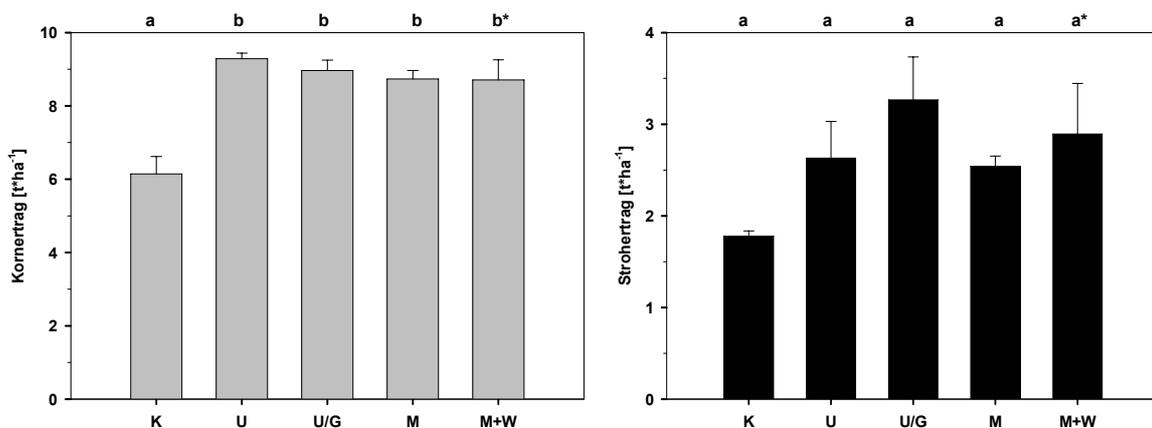


Abbildung 4.4: Korn- und Stroherträge des Ackerlandversuches aus dem Jahre 2004, [t ha⁻¹]; K: Kontrolle (ungedüngt), U: gelagerter Urin, U/G: Urin/Gülle-Gemisch ($N_{\min}:50:50$), M: Mineraldünger (KAS), M+W: Mineraldünger + Wasser; *: unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede zu einem Signifikanzniveau von 5 %, (n=4, Balken = Standardabweichung).

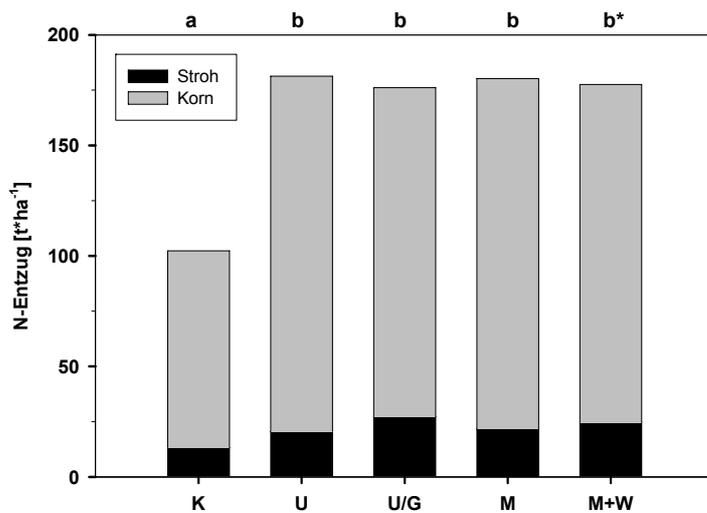


Abbildung 4.5: N-Entzüge von Korn und Stroh des Ackerlandversuches aus dem Jahre 2004, [t ha⁻¹]; K: Kontrolle (ungedüngt), U: gelagerter Urin, U/G: Urin/Gülle-Gemisch (N_{min}:50:50), M: Mineraldünger (KAS), M+W: Mineraldünger + Wasser; *: unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede zu einem Signifikanzniveau von 5 % (n=4).

Obwohl die prozentuale Aufnahme des applizierten Düngestickstoffs von U/G im Strohanteil etwa doppelt so hoch war (10,7 %) wie die der Varianten (U) (5,6 %) und (M) (6,4 %), waren in der Summe die prozentualen Aufnahmen nicht voneinander verschieden und lagen zwischen 56,8 % (U/G) und 60,8 % (U) (Abbildung 4.6). Zieht man das MDÄ in Betracht so reichte es von 97,7 % (U/G) bis 100,6 % (U).

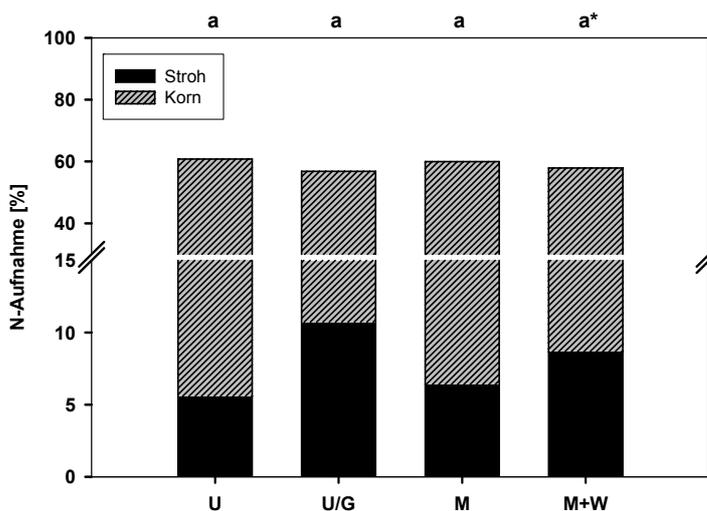


Abbildung 4.6: Prozentuale Aufnahme des applizierten Düngestickstoffs von Korn und Stroh in 2004; K: Kontrolle (ungedüngt), U: gelagerter Urin, U/G: Urin/Gülle-Gemisch (N_{min}:50:50), M: Mineraldünger (KAS), M+W: Mineraldünger + Wasser; *: unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede zu einem Signifikanzniveau von 5 % (n=4).

Die TKG und hl-Gewichte der Gerstenproben zeigten analog zu den Versuchen aus 2003 ein geringes und nahezu gleiches TKG von 31,9 – 32,8 g, jedoch mit Werten von 69,1 (M) bis 73,2 (U) nach Bewertungsmaßstab ein „gutes“ hl-Gewicht (Tabelle 4.5).

Tabelle 4.5: Darstellung des Tausendkorngewichtes (TKG) sowie des Hektolitergewichtes (hl-Gewicht) der Wintergerste (Sorte Landi) des Ackerlandversuches im Jahr 2004. K: Kontrolle (ungedüngt), U: gelagerter Urin, U/G: Urin/Gülle-Gemisch (N_{min}:50:50), M: Mineraldünger (KAS), M+W: Mineraldünger + Wasser.

	K	U	U/G	M	M+W
TKG [g]	32,5	32,7	32,8	32,5	31,9
hl-Gewicht [kg]	70,8	73,2	71,3	69,1	73

4.4.3 Grünlandversuch

Die Trockenmasseerträge des Grünlandversuches aus dem Jahre 2003 sind in Abbildung 4.7 dargestellt. Die mit Urin gedüngte Variante (U) konnte sowohl zum 1. Schnitt als auch zum 3. Schnitt signifikant höhere Erträge erzielen als die Güllevariante (G). In der Summe waren die Trockenmasseerträge von (U) ebenfalls signifikant höher gegenüber (G) und (U/G). Nach 4 Schnitten erreichte (G) einen Ertrag von 11,2 t ha⁻¹, (U/G) von 11,8 t ha⁻¹ und (U) von 13,2 t ha⁻¹. Dies entspricht einem Gülleäquivalent von (U) von 118 %.

Die in Abbildung 4.8 dargestellten N-Entzüge bestätigen zwar tendenziell die Ergebnisse der Trockenmasseerträge, sie waren aber in der Summe nicht signifikant

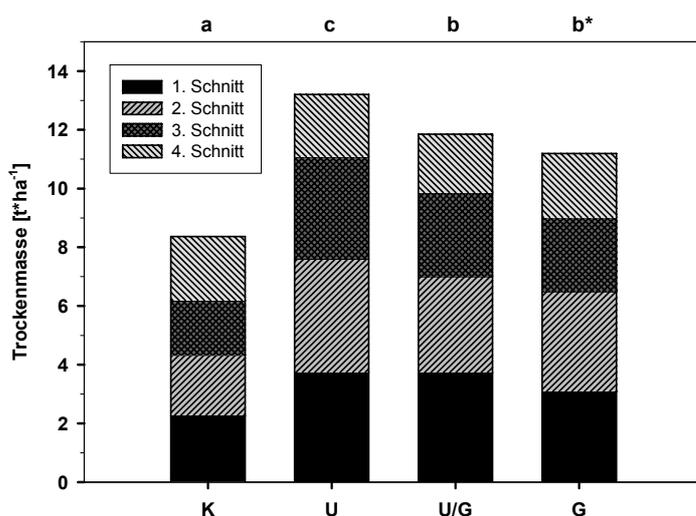


Abbildung 4.7: Trockenmasseerträge des Grünlandversuches aus dem Jahre 2003, [t ha⁻¹]; K: Kontrolle (ungedüngt), U: gelagerter Urin, U/G: Urin/Gülle-Gemisch (N_{min}:50:50), G: Rindergülle; *: unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede zu einem Signifikanzniveau von 5 % (n=4).

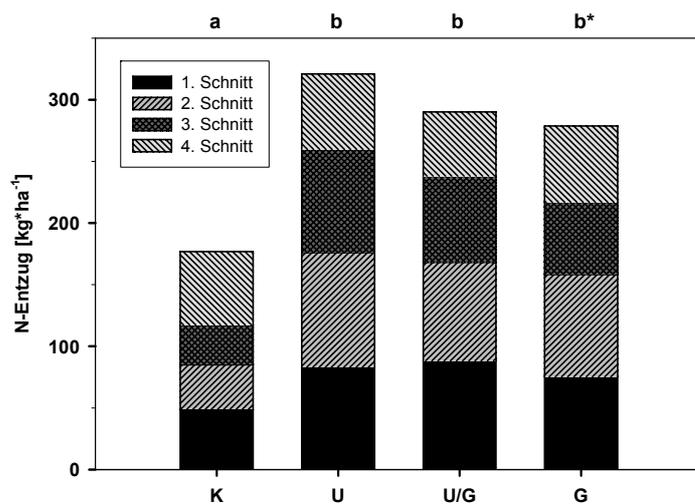


Abbildung 4.8: N-Entzüge des Grünlandversuches aus dem Jahre 2003, [kg ha⁻¹]; K: Kontrolle (ungedüngt), U: gelagerter Urin, U/G: Urin/Gülle-Gemisch (N_{min}:50:50), G: Rindergülle; *: unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede zu einem Signifikanzniveau von 5 % (n=4).

voneinander verschieden. Die Güllevariante (G) erzielte einen Stickstoffentzug von 278 kg N ha⁻¹, das Urin/Güllegemisch (U/G) von 290 kg N ha⁻¹ und die Urinvariante von 320 kg N ha⁻¹. Bezogen auf die applizierte N-Menge entspricht dies einer prozentualen Gesamtaufnahme von (G) von 63 %, der von (U/G) einer Aufnahme von 70 % und der von (U) von 90 %. Wird die Düngewirkung der Gülle mit 100 % angenommen, so erreicht (U/G) ein Gülleäquivalent (GÄ) von 104,1 % und (U) von 115,2 %.

4.5 Diskussion

Die Ergebnisse der Ackerlandversuche zeigen, dass die Ertragserwartungen Urin gedüngter Parzellen mit Mineraldünger gedüngten Parzellen vergleichbar sind. In anderen Freilandversuchen mit Urin wurden Mineraldüngeräquivalente von 80-90 % erreicht (Hovelius, 1997; Johansson 2000; Kvarmo, 1998; Linden, 1997). Hier kann ein MDÄ von vollen 100 % erreicht werden. Bei den von (Simons, 2003) durchgeführten Freilandversuche waren die Erträge der Ackerlandversuche signifikant höher gegenüber der Mineraldüngervariante. Der Versuchsaufbau unterschied sich jedoch dahingehend, dass die applizierte Düngergabe nicht auf den Gesamtstickstoffgehalt (N_{ges}) berechnet wurde, sondern auf den bereits mineralisierten NH₄-N Gehalt. Es wurde vermutet, dass der noch organisch gebundene und nicht mineralisierte Stickstoff im Laufe der Vegetationsperiode pflanzenverfügbar wurde und zu 100 % angerechnet werden konnte und der Mehrertrag der Urinparzellen aus der zusätzlichen N-Applikation resultierte. Als Ergebnis wurden folgende Hypothesen aufgestellt:

1. Auf gleicher N_{\min} -Basis gedüngte Versuchsansätze erbringen keinen signifikanten Mehrertrag.
2. Die zusätzliche Wasserapplikation durch die Urinvarianten kann einen Mehrertrag bei Trockenstress bewirken.

Eine Bestätigung der Hypothese 1 konnte in diesen Versuchen erbracht werden. Die 2. Hypothese konnte jedoch weder bestätigt noch widerlegt werden, da für den Standort ein durchschnittliches Regenereignis in den Monaten Mai bis Juli von ca. 250 l/m^2 eine ausreichende Wasserversorgung der Kultur darstellte. Die mit Wasser applizierte Mineraldüngervariante konnte keinen Mehrertrag gegenüber der Mineraldüngervariante erzielen.

Die Ergebnisse der Grünlandversuche zeigen, dass die Ertragserwartungen Urin gedüngter Parzellen gegenüber Gülle gedüngter Parzellen signifikant höher sind und bestätigt die Ergebnisse aus Freilandversuchen von Simons (2003) aus dem Jahr 2002. Dass die Unterschiede aufgrund von NH_3 -Emissionen während der Ausbringung von Gülle und Urin resultieren können, zeigen die Ergebnisse der Emissionsversuche zu Gülle und Urin (siehe Kapitel 5.4.2). Ein direkter Literaturvergleich mit anderen Ergebnissen zur Düngewirkung von Urin in Grünlandversuchen war nicht möglich, da keine entsprechende Literatur gefunden werden konnte.

4.6 Schlussfolgerungen

Die mit Urin applizierten Parzellen erreichten im Ackerlandversuch Erträge und Entzüge, die mit Mineraldünger vergleichbar sind. Die durch den Urin zusätzlich aufgebrachte Wasserapplikation scheint keinen Einfluss auf die Ertragsbildung zu nehmen, da auch die Mineraldüngervariante mit zusätzlicher Wasserapplikation keinen Mehrertrag erzielte.

Im Grünlandversuch erreichte die Urinvariante einen signifikanten Mehrertrag vermutlich durch höhere NH_3 Emissionen der Güllevariante.

In Bezug auf die Parameter Ertrag und Nährstoffentzug kann eine Urinapplikation uneingeschränkt empfohlen werden. Die Düngeapplikation kann zum gleichen Zeitpunkt der Mineraldünger- bzw. Gülleapplikation erfolgen.

4.7 Literatur

- Hovellius, K. (1997). Human Urine on arable land - technology and economics. Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen foer Lantbruksteknik. Schweden: 28.
- Johansson, M. (2000). Urine Separation - closing the nutrient cycle; final report on the R&D projekt Source-Separated Human Urine - A future source of fertilizer for agriculture in the Stockholm region? Stockholm, Stockholm Water Company: 39.
- Kolbe, W., Ed. (1987). Leitfaden Versuchsgut Höfchen, Rheinischer Landwirtschafts-Verlag GmbH. Bonn.
- Kvarmo, P. (1998). Human Urine as a nitrogen fertilizer to cereals. Sveriges Lantbruksuniversitet. Uppsala: 38.
- Lange, J. & R. Otterpohl (2000). Abwasser, MALLBETON GmbH.
- Linden, B. (1997). Human Urine as a nitrogen fertilizer applied during crop growth. Institutionen foer Jordbruksvetenskap Skara. Schweden, Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen foer Jordbruksvetenskap Skara: 25.
- Muskolus, A. & F. Ellmer (2007). Final report for task 8 of the demonstration project "Sanitation Concepts for Separate Treatment of Urine, Faeces and Greywater" (SCST). Berlin, Humboldt Universität Berlin, Landwirtschaftlich-gärtnerische Fakultät: 55.
- Oldenburg, M., J. Zimmermann, A. Bastian & R. Otterpohl (2003). Das teilstrom-orientierte Abwasserkonzept der Lambertsmühle - Konzept, Betrieb, Forschungsvorhaben -. Das Projekt Lambertsmühle: Zukunftsfähiges Abwasser-management im Ländlichen Raum? Burscheid, Wupperverbandsgesellschaft für integrale Wasserwirtschaft mbH: 10-25.
- Simons, J. (2003). Qualitäts- und umweltrelevante Beurteilung von Urin aus Separationstoiletten für die Nutzung als Dünger in der Landwirtschaft und Kundenanforderungen an das Substrat für die Nutzung in der Landwirtschaft. Landwirtschaftliche Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität zu Bonn. Bonn, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität: 64.
- Thun, R., Bassler, R., Hoffmann, G., Herrmann, R. & Knickmann, E. (1997). Methodenbuch - Die Untersuchung von Böden. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten, Darmstadt.

5 Klima- und umweltrelevante Spurengasemissionen von Urin nach Bodenapplikation

5.1 Zusammenfassung

Bei der Ausbringung von Düngesubstraten kommt es zu Stickstoffverlusten durch gasförmige Emissionen die klima- und umweltschädigend wirken. In einem Laborversuch wurden die N_2O Emissionen von Urin mit pH 9 und pH 4 auf einem leichtem und einem schweren Boden, sowie die NH_3 Emissionen von Urin pH 9 und einem Urin/Gülle-Gemisch im Freilandversuch bei der Ausbringung gemessen. Als Referenzwerte dienten die Emissionen von Mineraldünger (KAS) bzw. Gülle. Es wurden 50 kg N ha^{-1} im Laborversuch und 60 kg N ha^{-1} im Freilandversuch appliziert. Die N_2O Emissionen des schweren Bodens waren signifikant niedriger (0,1 % des appl. N) gegenüber den Emissionen des leichten Bodens (0,3-0,8 %). Des Weiteren führte der pH von 9 auf leichtem Boden zu signifikant höheren Emissionen gegenüber pH 4, vermutlich durch eine unvollständige Nitrifikation in Verbindung mit einer Nitritakkumulation. Bei Bodenwassergehalten $<70 \%$ kamen die N_2O Emissionen zum Erliegen. Die NH_3 Emissionen von Urin waren mit 5,8 % des applizierten $NH_4\text{-N}$ am geringsten, gefolgt vom Urin/Gülle-Gemisch (11,8 %) und Gülle (32,5 %). Die NH_3 Emissionen korrelierten mit der Infiltration der Substrate in den Boden.

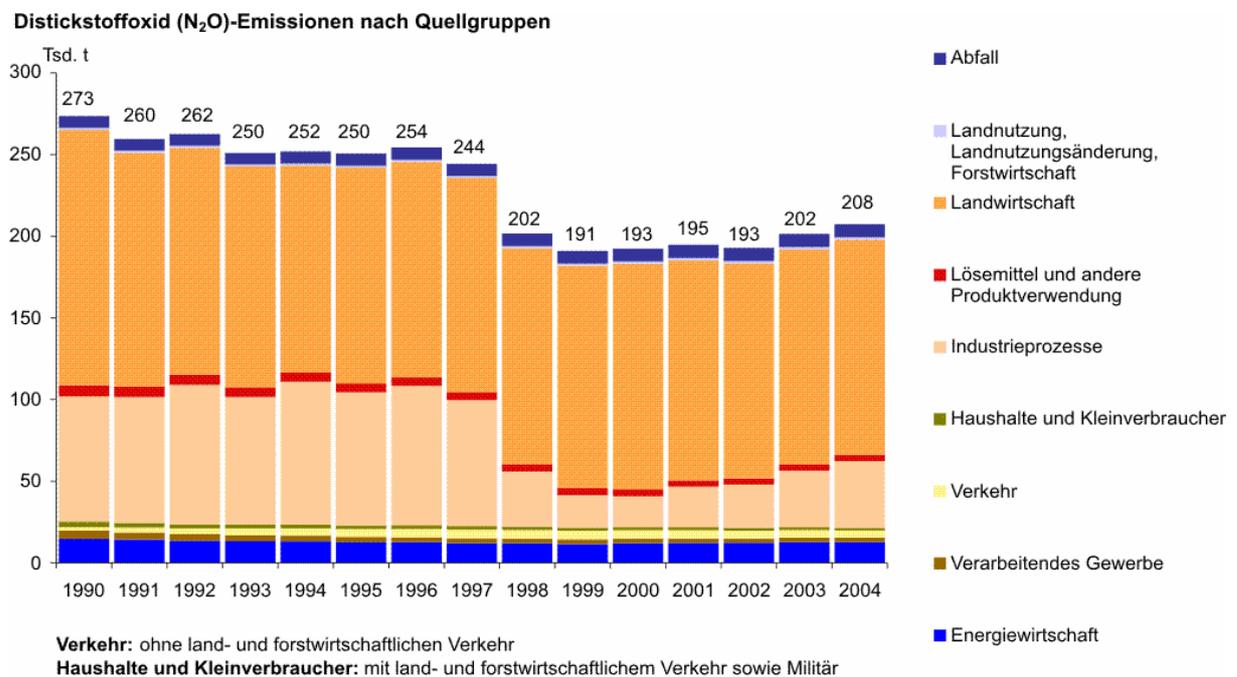
5.2 Einleitung

Der Einsatz von Düngemitteln stellt eine notwendige Maßnahme zur Erhaltung der Ertragsfähigkeit und Bodenfruchtbarkeit in der Landwirtschaft dar. In Deutschland wurden im Jahr 2005/2006 jährlich durchschnittlich $104,8 \text{ kg N ha}^{-1}$ landwirtschaftlicher Fläche eingesetzt (Trott, 2006). Jedoch stellen auch die Stickstoffverbindungen Ammoniak (NH_3) und Lachgas (N_2O) neben molekularem Stickstoff (N_2) die wichtigsten gasförmigen Verluste in der Landwirtschaft dar. Nach IPCC-Schätzungen werden 3,2 % (oberster Wert) des eingesetzten N-Düngers als $N_2O\text{-N}$ in die Atmosphäre emittiert (Warming-Schröder, 1993). Dies hat zum einen wirtschaftliche Folgen und zum anderen Auswirkungen auf die Umwelt. Durch den Einfluss biotischer und anthropogener Faktoren steigt der N_2O Gehalt in der Atmosphäre jährlich um 0,25 % an (Minami, 2002).

Da Lachgas zu den klimarelevanten Gasen zählt, trägt es zum Treibhauseffekt und somit zur Klimaerwärmung bei. Dessen Treibhauswirksamkeit ist 310mal so groß wie die von CO_2 (Umweltbundesamt, 2007).

Die weltweiten jährlichen N₂O-Emissionen werden im IPCC-Bericht von 2001 auf etwa 6,9 Mio. t geschätzt, dies entspricht einem Anteil am anthropogenen Treibhauseffekt von etwa 6 % (Umweltbundesamt, 2007). Diese Schätzungen unterliegen jedoch großen Schwankungen. Nach Schätzungen der FAO (2007) beträgt der weltweite anthropogene N₂O Ausstoß 3,4 Mio. t, wobei etwa 2,2 Mio. t auf Auswirkungen der Nutztierhaltung zurückzuführen sind. Es wird davon ausgegangen, dass die Emissionen in Zukunft weiter steigen werden.

In Abbildung 5.1 sind die N₂O Emissionen in Deutschland von 1990 bis 2004 dargestellt. Hier ist ein Rückgang der Emissionen im genannten Zeitraum von 24 % zu verzeichnen. Hauptgründe für den Emissionsrückgang sind emissionsmindernde Maßnahmen im Bereich der Adipinsäureproduktion, einem Grundstoff bei der Kunststoffherstellung, für Lösemittel und Weichmacher und die Veränderungen in der Landwirtschaft (rückläufige Tierbestände, umfangreiche Flächenstilllegungen und Nutzungsveränderungen) (Umweltbundesamt, 2007). Dennoch bleibt die Landwirtschaft Hauptverursacher der N₂O-Emissionen. Das Bayerische Staatsministerium (2003) kommt zu dem Ergebnis, dass 2/3 der Lachgasemissionen in Bayern aus der Landwirtschaft und davon ca. 1/3 aus der Tierhaltung stammen.



Quelle: Umweltbundesamt, Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen seit 1990, <http://www.umweltbundesamt.de/emissionen/publikationen.htm>

Abbildung 5.1: Distickstoffoxid (N₂O)-Emissionen in Deutschland nach Quellgruppen, (Umweltbundesamt, 2007).

NH_3 -Emissionen wirken in mehrerlei Hinsicht umweltschädigend. Es bildet in der Luft mit Stickoxiden relativ stabile Verbindungen, die später mit Niederschlagsereignissen wieder ausgerechnet werden. Dabei wirkt es versauernd auf den Boden (Problem Waldschäden) und belastet nährstoffarme Biotope, wie z.B. Moore mit zuviel Stickstoff. Ammoniak zählt zwar nicht zu den klimarelevanten Gasen, jedoch werden ca. 2 % des eingetragenen Ammoniaks zu Lachgas umgewandelt (Bayerisches Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten, 2003).

Wichtigste Emittenten im Bereich der „landwirtschaftlich genutzten Böden“ sind in Reihenfolge nach ihrem relativen Emissionsbeitrag der Mineraldüngereinsatz (30 %), die Auswaschungen und der Oberflächenabfluss von N-Spezies (25 %), der Wirtschaftsdüngereinsatz (17 %) und die Mineralisierung organischer Böden (15 %) (Wegener, 2006). Nach Hochrechnungen betragen im Jahr 2004 die Emissionen stickstoffhaltiger Klimagase aus landwirtschaftlich genutzten Böden ca. 304 kt. Dabei waren ca. 128 kt auf NH_3 zurückzuführen und etwa 84 kt N_2O auf den Einsatz mineralischer N-Dünger und Wirtschaftsdünger sowie der biologischen N-Fixierung und Pflanzenrückstände (direkte Emissionen) zurückzuführen (Umweltbundesamt, 2007).

Die Ertragsversuche auf Grünland hatten gezeigt, dass die Ertragserwartung Urin gedüngter Parzellen signifikant höher gegenüber einer Gülleapplikation ausfällt und tendenziell höher, wenn ein Urin/Gülle-Gemisch appliziert wird. Die Verdünnung der Gülle mit Urin hat eine Abnahme des TS-Gehaltes zur Folge, die die Infiltration in den Boden beschleunigt und somit die Emissionen mindert. Eine Möglichkeit zur Reduzierung von Treibhausgasen bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern könnte deshalb die Zugabe von Urin zu Gülle darstellen. Ziel dieser Untersuchungen war die Erfassung der N_2O -Emissionen im Laborversuch und NH_3 -Emissionen im Freilandversuch während und nach der Ausbringung verschiedener Uringemische.

5.3 Material und Methoden

5.3.1 N₂O Laborversuch

In einem Laborversuch wurden die Lachgasemissionen von menschlichem Urin mit einem pH-Wert von 4 und 9 mit einem herkömmlichen Mineraldünger nach Bodenapplikation verglichen. Der für die Versuche applizierte Urin wurde in einer Separationstoilettenanlage der Eidgenössischen Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG) gesammelt. Die Zusammensetzung der verwendeten Produkte ist in Tabelle 5.1 dargestellt.

Zur Bestimmung der N₂O-Emissionen wurden 500 ml Schraubdeckelgläser mit 200 g luftgetrocknetem und kleiner 2 mm gesiebttem Boden befüllt. Um einen Einfluss der Bodentextur auf die Lachgasemissionen unterschiedlicher Böden schließen zu können, wurden für die Versuche eine Parabraunerde aus Löss (pH 7,4) und ein sandiger Ton (pH 7,7) gewählt. Die Wasserkapazität (WK) der Böden wurde bestimmt und durch Zugabe von destilliertem Wasser eine Bodenfeuchte von 90 % der WK eingestellt.

Die Bestimmung der Düngergabe erfolgte über die Grundfläche des Schraubdeckelglases. Fünf Tage nach der ersten Bewässerung erfolgte die Düngerapplikation, durch die Zugabe von 50 kg N ha⁻¹.

Die Bestimmung der N₂O-Flüsse wurde über die von Hutchinson und Mosier (1981) beschriebene „closed chamber method“ bestimmt. Über einen Messzeitraum von drei Wochen fanden insgesamt 16 Messungen statt, wobei das zeitliche Messintervall zu Versuchsbeginn kürzer und zum Ende hin länger gewählt wurde. Die Beprobung der Böden erfolgte über einen Messzeitraum von 30 Minuten. Dazu wurden die Gläser gasdicht mit Deckeln verschlossen.

Tabelle 5.1: Zusammensetzung der untersuchten Düngeprodukte.

Variante	Herkunft	NH ₄ -N	NO ₃ -N	NO ₂ -N	N _{ges}	CSB	pH
		[mg l ⁻¹]; (%)			[mg O ₂ l ⁻¹]		
U9	gelagerter Urin der dezentralen Abwasserbehandlung	4252	<2	8	5274	3800	9,0
U4	gelagerter Urin der dezentralen Abwasserbehandlung (U9) angesäuert auf pH 4 durch konz. H ₂ SO ₄						4,0
KAS	chemischer Mineraldünger	(13,5)	(13,5)	n.g.*	(27)	n.g.	n.g.
K	ungedüngte Kontrollvariante						

*n.g.: nicht gemessen

In den Deckeln waren dicht schließende Gummistopfen eingelassen, die eine Beprobung über Doppelkanülen und evakuierten Headspace Vials (20 ml) zuließen. Zu jeder Messung wurde abschließend die Umluft beprobt.

Anschließend wurden die Böden, wenn dies der Messplan (Tabelle 5.2) vorsah, durch Wiegen auf die zuvor eingestellte WK von 90 % mit destilliertem Wasser eingestellt. Die Kontrolle und Korrektur der WK erfolgte täglich, bzw. in Intervallen von 6 Tagen, um eine Absenkung des Wassergehaltes zu erzielen. Ziel der Wiederbefeuchtungszyklen war es hohe N₂O-Emissionen zu induzieren.

Die Analyse der Gasproben erfolgte mit einem Gaschromatographen (Modell SRI 8610C). Durch die Messung von Standards wurde eine retrograde Ermittlung der Emissionen ermöglicht.

Die zugrunde liegenden Daten wurden mit dem Statistikprogramm SPSS 12.0 für Windows untersucht. Dabei wurde mit Hilfe der einfaktoriellen ANOVA und unter anschließendem Vergleich der Mittelwerte mittels des Post-Hoc-Tests nach Tuckey das Signifikanzniveau der Daten ermittelt. Als signifikant verschieden werden die Unterschiede auf einem Signifikanzniveau von 5 % bezeichnet.

Tabelle 5.2: Messplan des N₂O Versuches.

Nr.	Datum	Stunden nach Düngerapplikation	Aktion
1	4.2.04		Wassergabe
2	9.2.04	0	Messung, Dünger,-Wassergabe
3	9.2.04	3	Messung
4	9.2.04	7	Messung
5	10.2.04	24	Messung, Wassergabe
6	11.2.04	48	Messung
7	13.2.04	96	Messung
8	16.2.04	168	Messung, Wassergabe
9	16.2.04	175	Messung
10	17.2.04	193	Messung, Wassergabe
11	18.2.04	216	Messung
12	20.2.04	264	Messung
13	23.2.04	335	Messung, Wassergabe
14	23.2.04	343	Messung
15	24.2.04	360	Messung, Wassergabe
16	25.2.04	384	Messung
17	27.2.04	432	Messung

5.3.2 NH₃ Freilandversuch

Zur Bestimmung der Ammoniakemissionen von Urin während und nach der Ausbringung auf einem Ackerlandstandort, wurde ein Kleinparzellenversuch auf einer Ackerfläche der Universität Bonn bei Meckenheim im Frühjahr 2003 angelegt. Die Menge des emittierten NH₃ der Urinparzellen wurde mit Hilfe der Standard Comparison-Methode bestimmt und mit den Emissionen einer herkömmlichen Güllevariante verglichen. Hierzu wurden Passivsammler mit 30 ml 0,05 M H₂SO₄ befüllt und auf der Parzellenmitte in 15 cm Höhe aufgestellt. So wurde ein Teil des emittierten NH₃ in Form von Ammoniumsulfat in der Säurefalle aufgefangen. Um die NH₃-Emissionen quantifizieren zu können, wurden von Ausgasungsanlagen auf zwei Standardparzellen jeweils eine bekannte Menge NH₃-N freigesetzt. Die genaue Methodenerläuterung ist in (Vandre, Clemens et al., 1997) beschrieben.

Die Applikation der Düngesubstrate wurde dem Schleppschuhverfahren nachempfunden. Dazu wurde die Ackerkrume mit einer Gartenharke bis zu einer Tiefe von ca. 5 cm aufgeritzt und die Düngesubstrate unmittelbar danach in die Schlitze appliziert. Die NH₃-Messungen wurden über 4 Tage nach Ausbringung der Substrate durchgeführt. Die in den Säurefallen gebundene NH₄-N Konzentration wurde anschließend am Autoanalyser (Bran & Lübbe) bestimmt.

Die Versuchsp Parameter des NH₃-Emissionsversuches sind in Tabelle 5.3 dargestellt.

Tabelle 5.3: Versuchsp Parameter des NH₃-Emissionsversuches.

	NH ₄ -N [kg m ³]	pH	Applizierte NH ₄ -N Menge [kg ha ⁻¹]	Parzellen- größe [m]	Anzahl Wieder- holungen [n]
Urin	1,4	8,9			
Gülle	2,4	7,8	60	3x3	4
Urin/Gülle	Anteil 50:50	---			
Emissionsraten der Standardparzellen (A,B) [µg m⁻² s⁻¹]			A: 32,5 B: 65	3x3	1

5.4 Ergebnisse

5.4.1 N₂O Laborversuch

Die N₂O Emissionen nach Applikation der Düngesubstrate erreichten innerhalb der ersten 48 Stunden ihre Maxima (Abbildung 5.2). Den höchsten Wert erreichte U9 mit 23,8 µg N₂O/(kg tr. Boden) h⁻¹.

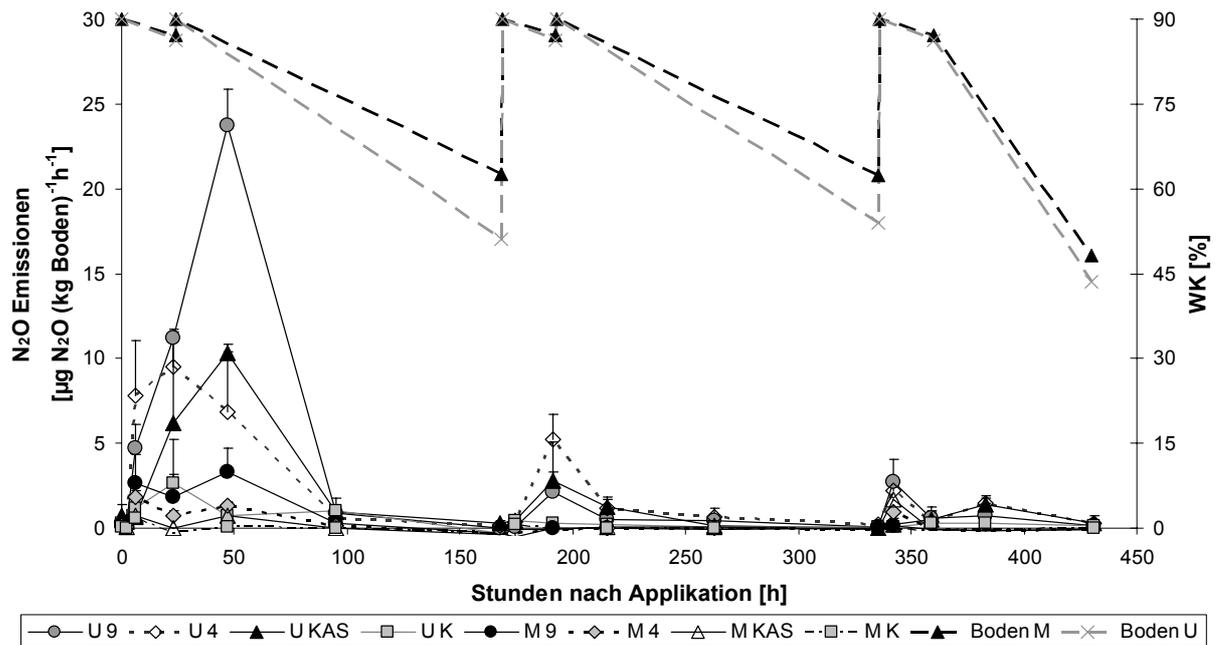


Abbildung 5.2: N_2O Emissionen [$\mu\text{g N}_2\text{O}$ (kg getrockneten Boden) h^{-1}] nach Applikation der Düngesubstrate (primäre Y-Achse) sowie der Wasserkapazität (WK) [%] der eingesetzten Böden (sekundäre y-Achse). M: Meckenheimer Krume, Parabraunerde aus Löss; U: Uedorfer Krume: sandiger Ton; K: Kontrolle (ungedüngt); KAS: Mineraldünger, Kalkammonsalpeter, 9: Urin pH 9; 4: Urin pH 4.

Es zeigte sich ein deutlicher Unterschied der Emissionen zwischen Lössboden und Sandboden. Die Emissionen des Lössbodens erreichten nach 48 Stunden einen maximalen Wert von $3,3 \mu\text{g N}_2\text{O}/(\text{kg tr. Boden}) \text{h}^{-1}$ (M9). Der Wassergehalt der Böden sank innerhalb von 6 Tagen von zuvor 90 % WK auf bis zu 43,5 % WK (U) bzw. 48,3 % (M). Der sandige Boden trocknete dabei schneller ein als der Lössboden. Eine Wiederbefeuchtung der Böden induzierte beim Sandboden Emissionen, die beim Lössboden jedoch nicht messbar waren.

In Abbildung 5.3 sind die kumulierten N_2O Emissionen dargestellt. Die Variante U 9 zeigt mit $1430 \mu\text{g N}_2\text{O}/\text{kg tr. Boden}$ die signifikant höchsten Emissionen. Die Varianten U 4 und U KAS waren mit Emissionswerten von 910 und $770 \mu\text{g N}_2\text{O}/\text{kg tr. Boden}$ zwar signifikant niedriger als U 9, aber dennoch signifikant höher als U K und allen anderen auf Lössboden (M) untersuchten Varianten. Die auf dem Lössboden gemessenen Emissionen lagen bei allen Düngern deutlich unter $200 \mu\text{g N}_2\text{O}/\text{kg tr. Boden}$. Jedoch waren die Emissionen der Urinvariante mit pH 9 auf Lössboden (M 9) signifikant höher gegenüber der ungedüngten Variante M K. Die durchschnittlichen minimalen und maximalen N_2O Emissionen der Düngevarianten lagen zwischen $-0,52$ (M 9) und $23,8$ (U 9) $\mu\text{g N}_2\text{O}^*(\text{kg tr. Boden} \cdot \text{h})^{-1}$.

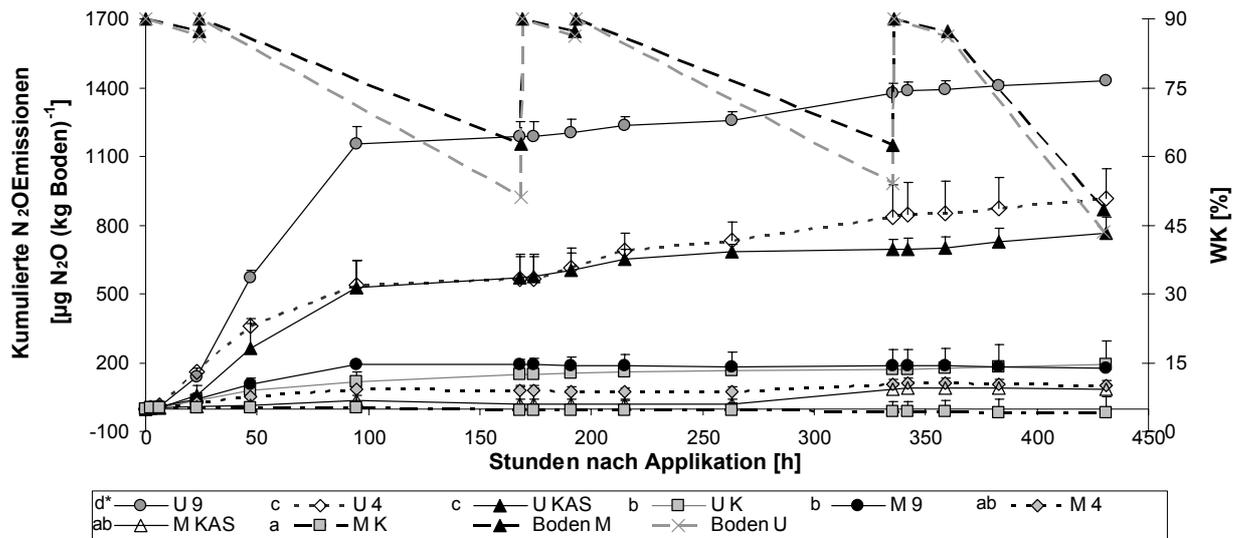


Abbildung 5.3: Kumulative N₂O Emissionen [$\mu\text{g N}_2\text{O (kg getrockneter Boden)}^{-1}$] nach Applikation der Düngesubstrate (primäre Y-Achse) sowie Wasserkapazität (WK) [%] der eingesetzten Böden (sekundäre y-Achse). M: Meckenheimer Krume, Parabraunerde aus Löss; U: Uedorfer Krume: sandiger Ton; K: Kontrolle (ungedüngt); KAS: Mineraldünger, Kalkammonsalpeter, 9: Urin pH 9; 4: Urin pH 4; *: unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede zu einem Signifikanzniveau von 5 %.

Der Zeitpunkt der minimalen Emissionen / (Immissionen) variierte und wurde sowohl am Anfang als auch am Ende der Messreihe ermittelt. Der Zeitpunkt der gemessenen maximalen N₂O Emissionen wurde bis auf die Varianten U K und M KAS innerhalb der ersten 48 Stunden ermittelt (siehe Tabelle 5.4). Insgesamt lagen die N-Verluste durch N₂O Ausgasung zwischen 0,1 und 0,8 % des applizierten Düngestickstoff.

Tabelle 5.4: Durchschnittliche minimale und maximale N₂O Emissionen der Düngevarianten [$\mu\text{g N}_2\text{O}^*(\text{kg tr. Boden}^*\text{h})^{-1}$]: M: Meckenheimer Krume, Parabraunerde aus Löss; U: Uedorfer Krume: sandiger Ton; K: Kontrolle (ungedüngt); KAS: Mineraldünger, Kalkammonsalpeter, 9: Urin pH 9; 4: Urin pH 4; (n=3).

N ₂ O - Emissionen / (Immissionen) [$\mu\text{g N}_2\text{O}^*(\text{kg tr. Boden}^*\text{h})^{-1}$]								
Variante	M K	U K	M 9	M 4	M KAS	U 9	U 4	U KAS
Minimum	(-0,27)	(-0,26)	(-0,52)	(-0,3)	(-0,34)	0	0,15	0,02
Maximum	0,6	2,67	3,3	1,82	1,68	23,77	9,53	10,28
Zeitpunkt der gemessenen N ₂ O peaks [h]								
Minimum	23/168	23	174	174	168	168	168	342
Maximum	6	168	47	6	335	47	23	47
Kumulierte N-Verluste des appl. N [%]								
[%]	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,8	0,4	0,3
Signifikanz	a	b	b	ab	ab	d	c	c

5.4.2 NH₃ Freilandversuch

In Abbildung 5.4 sind die NH₃-Emissionsraten nach Ausbringung der Düngesubstrate dargestellt. Die NH₃-Ausgasung der Güllevariante ist unmittelbar nach der Applikation mit einem Wert von 50 µg N m⁻² sec⁻¹ am höchsten und fällt bis 18 Stunden nach Applikation auf einen Wert von 0,9 µg N m⁻² sec⁻¹. Die höchsten Emissionsraten, sowohl der Urinvariante, als auch der Urin/Güllevariante wurden erst zum Messzeitpunkt, 36 Stunden nach Ausbringung ermittelt. Hier lagen die NH₃-Emissionen von Urin bei 6,2 µg N m⁻² sec⁻¹ und für Urin/Gülle bei 11,4 µg N m⁻² sec⁻¹. Unmittelbar nach Ausbringung konnten nur Werte von 5,0 (Urin) und 8,2 µg N m⁻² sec⁻¹ (Urin/Gülle) gemessen werden.

Die Emissionsraten zeigen einen deutlichen Tag-Nacht-Rhythmus. Am Tage waren die Emissionen höher als bei Nacht. Die für Urin und Urin/Gülle gemessenen Höchstwerte wurden am 2. Tag für den Messzeitraum von 9.00 bis 14.00 Uhr ermittelt.

Betrachtet man die in Abbildung 5.5 dargestellten kumulierten NH₃-Emissionen der Varianten, so unterscheiden sich die Urin Varianten signifikant gegenüber der Güllevariante.

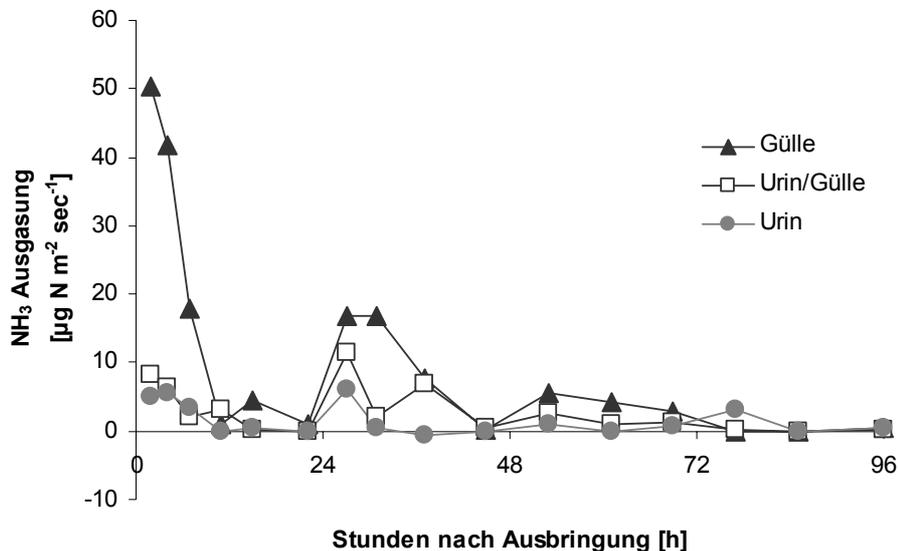


Abbildung 5.4: NH₃-Emissionsraten nach Ausbringung der Düngesubstrate zu Wintergerste über eine Versuchsdauer von 4 Tagen (n = 4); Messstart 11 Uhr.

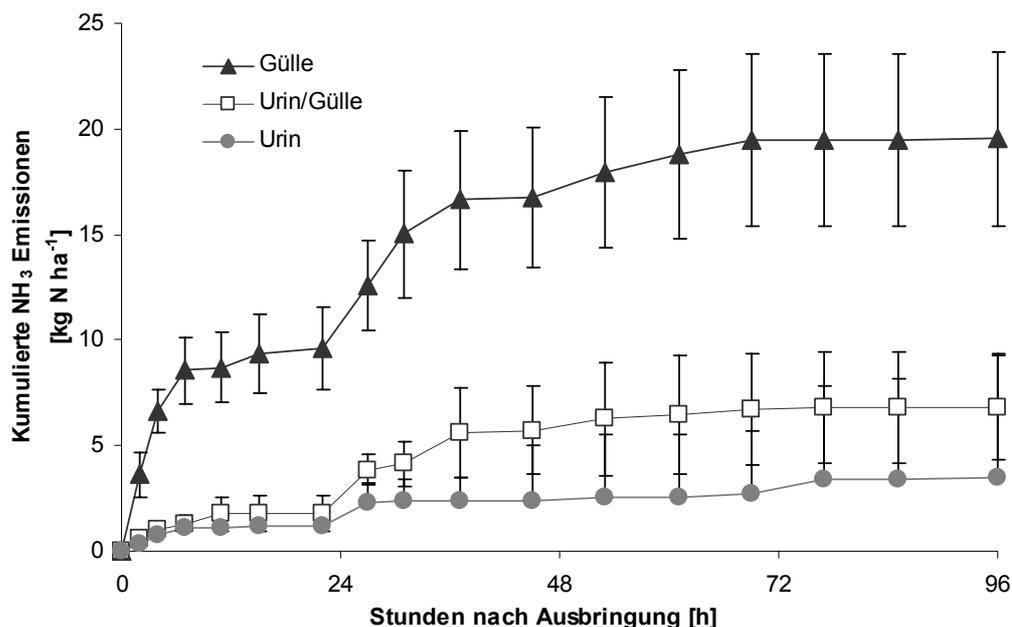


Abbildung 5.5: Kumulierte NH₃-Emissionsraten nach Ausbringung der Düngesubstrate zu Wintergerste über eine Versuchsdauer von 4 Tagen (n = 4).

Die Urinvariante erreichte mit $3,5 \text{ kg N ha}^{-1}$ und das Urin/Güllegemisch mit $6,8 \text{ kg N ha}^{-1}$ signifikant niedrigere Ausbringverluste gegenüber der Güllevariante, die insgesamt $19,5 \text{ kg N ha}^{-1}$ in Form von NH₃ verlor. Dadurch sind von insgesamt $60 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}$, 33 % des applizierten Gülle-Stickstoffs, 11 % des applizierten Urin/Gülle-Stickstoffs und 6 % des applizierten Urin-Stickstoffs verloren gegangen.

5.5 Diskussion

5.5.1 N₂O Laborversuch

Die Ergebnisse verdeutlichen, dass die höchsten Emissionen innerhalb von 48 Stunden auftreten. Dies ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass der im Urin hauptsächlich als NH₄⁺ vorliegende Stickstoff während dieser Zeit in der Bodenlösung frei verfügbar und noch nicht an die Tonminerale gebunden ist. Durch Nitrifikation und Denitrifikation kommt es dabei zu gasförmigen Verlusten. Die N₂O Emissionen werden jedoch im wesentlichen durch die Denitrifikation bestimmt (Groenigen, Kuikman et al., 2005). Dies konnte auch in Versuchen zu klimarelevanten Spurengasen nach Ausbringung unterschiedlich aufbereiteter Rindergülle gezeigt werden: Der Anteil der nitrifikativ bedingten N₂O Freisetzung lag dort bei weniger als 15 % (Bergmann, 1999).

Die gemessenen Emissionen können wahrscheinlich auf Denitrifikation zurückgeführt werden, da die zur Umwandlung des im Nitrat gebundenen Stickstoffs zu molekularem

Stickstoff (N_2) benötigten anoxischen bzw. hypoxischen Bedingungen durch die zuvor eingestellte 90 %ige WK des Bodens gegeben war.

Anger, Hoffmann et al. (2003) erzielten in ihren Graslandversuchen zu Urin N_2O Emissionen zwischen 0,3-0,9 % des applizierten Düngestickstoffs nach Applikation im Monat September und 1,4-4,2 % des applizierten Düngestickstoffs nach Applikation im Monat Mai. Dabei hatte sich gezeigt, dass bei einer WK des Bodens <60 % niedrigere N_2O Emissionen auftraten. Auch Agner (2003) konnte in ihren Zierpflanzenversuchen zu N-Verlusten durch Denitrifikation N-Emissionen nur nach Bewässerungsereignissen feststellen. Unterschritt der Substratwassergehalt einen Schwellenwert endeten die Emissionen. Dieses Ergebnis wurde ebenfalls von Clemens & Huschka (2001) bestätigt. Auch in diesen Versuchen zeigen sich Emissionspeaks nach Bewässerungsereignissen die nach jedem Bewässerungsintervall geringer ausfielen.

Der von Anger, Hoffmann et al. (2003) in ihren Freilandversuchen ermittelte Schwellenwert von <60 % konnte in dem hier durchgeführten Laborversuch nicht bestätigt werden. Bereits bei Bodenfeuchten von <70 % WK konnten keine nennenswerten Emissionen gemessen werden.

Die minimalen Emissionen lagen sowohl im negativen als auch im positiven Bereich. Bei negativen Emissionswerten wurde kein N_2O ausgetragen. Hier fand ein Eintrag von N_2O in den Boden statt. Diese Senkenfunktion des Bodens wurde in Grünlandversuchen bei Ryden (1983) bei einer WK > 20 %, 2-3 Wochen nach Düngerapplikation festgestellt. Die ersten Immissionswerte konnten in diesem Versuch bereits nach 23 Stunden nach Düngerapplikation gemessen werden. Es bleibt jedoch zu beachten, dass lediglich bei Varianten mit Emissionsraten von 0,1 % des applizierten Düngestickstoffs Immissionen gemessen werden konnten. Eine Messungenauigkeit kann auf Grund der geringen Emissionen nicht ausgeschlossen werden.

Ein Vergleich der Böden zeigt, dass unterschiedliche Bodenarten ebenfalls Einfluss auf die N_2O -Emissionen nehmen können. Die Lachgasemissionen des Sandbodens (U) waren signifikant höher gegenüber der Parabraunerde aus Löss (M). Tongehalt, organisches Material und Kationenaustauschkapazität (KAK) korrelieren negativ zur Emission (Leick, 2006). Die verringerte Anzahl an Tonmineralen des Sandbodens gegenüber dem Lössboden kann zu einer verringerten NH_4^+ Fixierung an Tonmineralen und zu höheren N_2O -Emissionen geführt haben.

Des Weiteren kann der pH-Wert einen Einfluss auf die Emissionen auf sandigem Boden haben. Die nicht angesäuerten Varianten zeigten gegenüber den auf pH 4 angesäuerten Urinvarianten signifikant höhere N₂O-Emissionen. Auf Lössboden waren die Emissionen zu vernachlässigen und waren nicht signifikant verschieden.

Durch die Applikation von 50 kg N ha⁻¹ mit Urin pH 4 ergaben sich keine Auswirkungen auf den Boden pH-Wert von (M) und (U), da die Pufferkapazität durch die Zugabe von Schwefelsäure erschöpft war. Durch die Applikation mit Urin pH 9 stieg der Boden pH-Wert von 7,4 auf 7,9 (M) bzw. von 7,7 auf 8,2 (U). Knowles (1982) kommt zu dem Ergebnis, dass bei einem pH-Wert über 7,3 die Denitrifikation meist vollständig bis zum molekularen Stickstoff (N₂) abläuft. Sinkt jedoch der pH-Wert auf unter 7,3, läuft die Denitrifikation meist nur noch bis zur Bildung von N₂O ab, da die N₂O-Reduktase bei abnehmendem pH-Wert zunehmend gehemmt wird. Außerdem wirkt sich auch eine erhöhte Nitrat- und Nitritkonzentration bei sinkendem pH-Wert hemmend auf die Reduktion der Zwischenprodukte N₂O zu molekularem Stickstoff aus (Pätsch, 2006). Demnach hätte die pH-Wert Erhöhung einen positiven Einfluss auf die N₂O Emissionen nehmen müssen. Die N₂O Emissionen von U9 sind jedoch signifikant höher als U4.

Die Lachgasbildung erfolgt insbesondere während der Denitrifikation (Groenigen, Kuikman et al., 2005). Clemens (2001) konnte in Untersuchungen zur Emission von Lachgas aus Kompost nachweisen, dass es bei hohem Ammoniumangebot und geringem leicht verfügbaren Kohlenstoff ausschließlich während der Nitrifikation zu hohen N₂O-Emissionen kommen kann (zitiert in(LUA, 2003)).

Höhere N₂O Emissionen der U9 Variante könnten durch eine Nitritakkumulation zustande gekommen sein. Bei der Nitrifikation, d.h. der Oxidation von Ammoniak bzw. Ammonium zu Nitrat, werden durch Nitratbakterien Nitrit-Ionen abgegeben. Erst im 2. Schritt der Nitrifikation wird Nitrit durch Nitratbakterien zu Nitrat oxidiert. Der pH-Wert korreliert allerdings positiv mit der NH₃-Emission, d. h. er erhöht die Emission (Leick, 2006). Die Nitritoxidierer reagieren jedoch bereits bei geringen Ammoniakkonzentrationen deutlich gehemmt in ihrer Umsatzleistung (Knowles, 1982). Wenn bei diesen Prozessen keine optimalen Bedingungen vorliegen, erfolgen die Abbauschritte zu Nitrat nur teilweise, wodurch Zwischenabbauprodukte - wie z.B. N₂O angereichert werden können (LUA, 2003).

5.5.2 NH₃ Freilandversuch

Die Ergebnisse des NH₃ Freilandversuches sind vergleichbar mit Ergebnissen aus anderen Emissionsversuchen zu Urin und Gülle (Johansson, 2000, Muskolus & Ellmer, 2007, Wulf, Maeting et al., 2002). In drei aufeinander folgenden Versuchsjahren lagen bei Johansson (2000) die NH₃ Verluste von Urin zwischen 0,3 und 9,7 % des applizierten Düngestickstoffs. Unterschiede ergaben sich aus verschiedenen angewandten Applikationstechniken und Aufwandmengen, wobei das Schleppschuhverfahren und niedrige Aufwandmengen die niedrigsten Emissionen hervorgerufen hatten. NH₃-Verluste nach der Ausbringung im stehenden Gerstenbestand waren zu vernachlässigen und kaum messbar, da der Pflanzenbestand dem Boden Schutz vor Wind und Sonne bot.

Die Emissionen waren in den ersten Versuchsstunden am Höchsten. Unterschiedliche Emissionsraten der Versuchsvarianten ergaben sich durch verschiedene Infiltrationsgeschwindigkeiten der Substrate. Je höher der TS-Anteil, desto höher die Emissionen.

Weiterhin zeigten die Emissionen einen Tag-Nacht-Rhythmus. Bei Tag waren die Emissionen höher als in der Nacht und den Morgenstunden. Dieser Tag-Nacht-Rhythmus wurde bereits bei Vandre, Clemens et al. (1997) und Wulf, Maeting et al. (2002) beschrieben und auf die Ammoniaklöslichkeit bei verschiedenen Temperaturen sowie der Gleichgewichtskonzentration von NH₃ und NH₄⁺ zurückgeführt.

5.6 Schlussfolgerungen

Verschiedene Faktoren beeinflussen die Bildung von N₂O und NH₃. Bei der Lachgasbildung spielen die Faktoren Bodenart, Bodenfeuchte sowie pH-Wert des Bodens und der Substrate eine Rolle.

Generell scheint ein leichter, sandiger Boden höhere Emissionen zu emitieren, als ein schwerer, lössiger Boden. Sowohl Denitrifikation als auch Nitrifikation können N₂O Emissionen verursachen, wobei die Pufferkapazität des Bodens eine scheinbar entscheidende Rolle bei der Nitrifikation spielt.

Im Hinblick auf die Lachgasemissionen, ist angesäuertes Urin mit KAS vergleichbar. Die Emissionen sind entsprechend gering. Auf sandigem Boden kann es bei nicht angesäuertem Urin zu signifikant höheren N₂O-Emissionen kommen. Weitere Versuche zur Lachgasbildung sollten mit Substraten mit hohen pH-Werten folgen. Hierbei wäre vor allem eine pH-Wertveränderung im Boden mit einer eventuellen Nitritakkumulation bei der Nitrifikation von Interesse.

Die umweltrelevanten Stickstoffemissionen aus Urin in Form von Ammoniak sind im Vergleich zu Rindergülle signifikant niedriger. Um NH_3 Emissionen zu verringern, empfiehlt es sich die Substrate zu injizieren bzw. unmittelbar nach der Ausbringung einzuarbeiten. Eine Ausbringung sollte vorzugsweise in den frühen Morgenstunden oder Abendstunden bei niedrigen Temperaturen erfolgen. Ein beimischen von Urin zu Gülle ist ratsam da hierdurch die Infiltration der Substrate erhöht wird und die NH_3 Emissionen signifikant verringert werden können.

5.7 Literatur

- Agner, H. (2003). Denitrification in cultures of potted ornamental plants. Fachbereich Gartenbau, Universität Hannover: 133.
- Anger, M., C. Hoffmann & W. Kühbauch (2003). "Nitrous oxide emissions from artificial urine patches applied to different N-fertilized swards and estimated annual N_2O emissions for differently fertilized pastures in an upland location in Germany." *Soil Use and Management* 19: 104-111.
- Bayerisches Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten (2003). Merkblatt; Verminderung gasförmiger Verluste in der Landwirtschaft. München: pp. 24.
- Bergmann, S. (1999). Klimarelevante Spurengase nach Ausbringung unterschiedlich aufbereiteter Rindergülle. Lehrstuhl für Biogeographie / Agrarökologie. Bayreuth, Universität Bayreuth: 90.
- Clemens, J. (2001). "unveröffentlichte Untersuchungen zur Emission von Lachgas aus Kompost".
- Clemens, J. & A. Huschka (2001). "The effect of biological oxygen demand of cattle slurry and soil moisture on nitrous oxide emissions." *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 59: 193-198.
- FAO (2007). Livestock`s role in climate change and air pollution. Rom.
- Groenigen, J. W. v., P. J. Kuikman, W. J. M. d. Groot & G. L. Velthof (2005). "Nitrous oxide emission from urine-treated soil as influenced by urine composition and soil physical conditions." *Soil Biology & Biochemistry* 37: 463-473.
- Hutchinson, G. L. & A. R Mosier (1981). "Nitrous oxide emissions from cropped fields." *J. Environ. Qual.*10(2): 169-173.

- Johansson, M. (2000). Urine Separation - closing the nutrient cycle; final report on the R&D project Source-Separated Human Urine - A future source of fertilizer for agriculture in the Stockholm region? Stockholm, Stockholm Water Company: 39.
- Knowles, R. (1982). "Denitrification." *Microbiological Reviews* Mar. 1982: 43-70.
- Leick, B. C. E. (2006). Emission von Ammoniak (NH₃) und Lachgas (N₂O) von landwirtschaftlich genutzten Böden in Abhängigkeit von produktionstechnischen Maßnahmen. Institut für Pflanzenernährung, Universität Hohenheim: 168.
- LUA (2003). Fachberichte Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen 4/2003 - Arbeitshilfe zu § 16 der 30. BImSchV. Essen: 59.
- Minami, K. (2002). Nitrous oxide emissions: sources, sinks, and strategies. *Encyclopedia of Soil Science*. M. Dekker.
- Muskolus, A. & F. Ellmer (2007). Final report for task 8 of the demonstration project "Sanitation Concepts for Separate Treatment of Urine, Faeces and Greywater" (SCST). Berlin, Humboldt Universität Berlin, Landwirtschaftlich-gärtnerische Fakultät: 55.
- Pätsch, M. (2006). Analyse des Depots des Nitratumsatzes und dessen Heterogenität im quartären Grundwasserleiter des Wasserwerks Thülsfelde / Emsland Berücksichtigung bei der Modellierung des Transportes. Fakultät für Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften der Technischen Universität Dresden. Dresden: 300.
- Ryden, J.C. (1983). "Denitrification loss from a grassland soil in the field receiving different rates of nitrogen as ammonium nitrate." *European Journal of Soil Science* 34 (2), 355–365.
- Trott, H. (2006). Wichtige Zahlen Düngemittel · Produktion · Markt · Landwirtschaft, Industrieverband Agrar e.V.
- Umweltbundesamt (2007). Umweltdaten Deutschland Online; Charakteristika und Emissionen der Treibhausgase, <http://www.envit.de/umweltdaten/public/theme.do?nodent=2346>.
- Vandre, R., A. Clemens & H. Goldbach (1997). "NH₃ and N₂O Emissions after Landspreading of Slurry as Influenced by Application Technique and Dry Matter-Reduction." *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 160: 303 - 307.

-
- Warming-Schröder, H. (1993). Eingriffe des Menschen in den globalen Stickstoffkreislauf. Unsere fleischorientierte Ernährung als Mitverursacherin einer Klimaveränderung. Neumünster, BLK - Modellversuch Energienutzung und Klima.
- Wegener, J.-K. (2006). Treibhausgas-Emissionen in der deutschen Landwirtschaft – Herkunft und technische Minderungspotenziale unter besonderer Berücksichtigung von Biogas. Fakultät für Agrarwissenschaften der Georg-August-Universität Göttingen. Göttingen: 92.
- Wulf, S., M. Maeting & J. Clemens (2002). "Application Technique and Slurry Co-Fermentation Effects on Ammonia, Nitrous Oxide, and Methane Emissions after Spreading: I. Ammonia Volatilization." Environ. Qual. 31.

6 Pharmaka in Urin: Wirkung auf das Keimverhalten von Weidelgras und Pharmakaentfrachtung durch Zeolith

6.1 Zusammenfassung

Pharmaka werden nach Einnahme größtenteils über den Urin wieder ausgeschieden. Antibiotikarückstände können sowohl im Boden, als auch im aquatischen System nachgewiesen werden. Ein Versuch mit Weidelgras sollte zeigen welchen Einfluss Pharmaka im Urin auf das Keimverhalten ausüben. In Einzellösung zeigten die getesteten Pharmaka bis zur maximalen Wirkstoffkonzentration von $10.000 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ keinen Einfluss auf das Keimverhalten von Weidelgras. In Kombination der verschiedenen Wirkstoffe kam es jedoch bereits bei einer Konzentration von $1.000 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ zu Keimverzug. In welcher Kombination Wachstumsdepressionen auftreten müsste in weiteren Versuchen geklärt werden.

Ein Zeolithversuch sollte zeigen ob eine pharmakafreie Nährstoffentfrachtung aus Urin möglich ist. Ein mit 10 Pharmaka dotierter Urin wurde mit einem natürlichen Zeolith versetzt. Die dotierte Tetracyclinkonzentration von $437 \mu\text{g/l}$ konnte nach der Behandlung mit Zeolith im Urin-Pharmakagemisch nicht mehr nachgewiesen werden und lag mit $<10\%$ unter der Nachweisgrenze. Die weiteren 9 Pharmakastoffgruppen verblieben nach der Zeolithbehandlung annähernd vollständig in der flüssigen Phase. Weitere Versuche mit Tetracyclin sollten folgen.

6.2 Einleitung

Die Entwicklung von Pharmakaprodukten und Hormonpräparaten ist ebenso wie die Entwicklung der Spültoilette eine Errungenschaft der modernen Zivilisation. Sie tragen zu einer höheren Lebensqualität bei. Jährlich werden ca. 2500 neue Arzneimittel auf dem deutschen Markt zugelassen, wobei im Jahr 2005, 21 Arzneimittel mit neuen Wirkstoffgruppen enthalten waren (Fricke & Schwabe, 2007).

Eine Vielzahl dieser Präparate oder deren Abbauprodukte werden nach der Einnahme durch den Urin wieder ausgeschieden. Während bei einer konventionellen Abwasserbehandlung Urin in Kläranlagen behandelt wird, werden Pharmaka bei Urindüngung direkt auf landwirtschaftlichem Boden ausgebracht. Beim Einsatz von anthropogenen Düngern können Antibiotikarückstände im Boden nachgewiesen werden (Grote, 2006). Jedoch kann ein Großteil dieser Wirkstoffe auch im Kläranlagenablauf

nachgewiesen werden und gelangt ungeklärt in den Wasserkreislauf (Friedrich, Ries et al., 2005, Salomon, 2005). Obwohl die Arzneimittelwirkstoffe beginnend mit den 70er Jahren und dann hauptsächlich in den 90er Jahren als persistente, d. h. stabile und zum Teil wirksame Verbindungen in der Umwelt erkannt wurden, liegen zur ökotoxikologischen Bewertung von Antibiotika, wie auch anderen Arzneimitteln kaum Daten vor (Kümmerer, 2003).

Ob nun ein Verbleib dieser Stoffe im aquatischen System oder im Boden mehr oder weniger schädlich ist wird oft kontrovers diskutiert. Untersuchungen beziehen sich meist auf tiermedizinische Applikationen und deren Ausbringung in GülLEN. Untersuchungen zum Abbauverhalten von Pharmaka in Böden aus menschlichem Urin sind jedoch nicht bekannt. Ob das Abbauverhalten von Pharmaka in menschlichem Urin mit der von tierischer GülLE vergleichbar ist bleibt nur zu vermuten. Die Düngewirkung menschlichen Urins ist jedenfalls mit der von Rinderurin nicht vergleichbar und signifikant höher (Fittschen & Hahn, 1998).

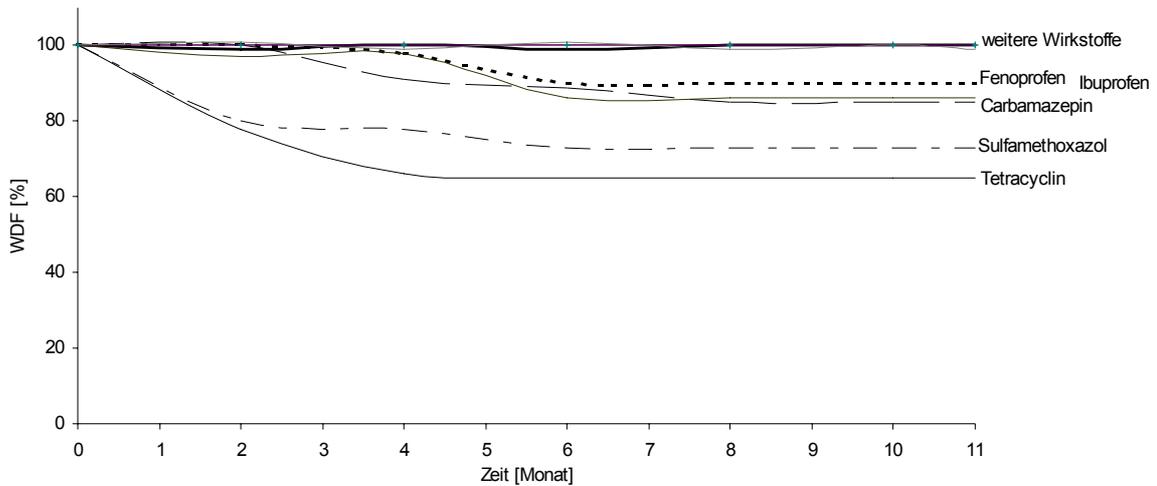
Untersuchungen zum Abbauverhalten von Pharmaka in gelagertem Urin haben gezeigt, dass eine pH abhängige Reduzierung der Wirkstoffe stattfindet, jedoch keine 100 %ige Eliminierung darstellt (Butzen, Werres et al., 2005), (Abbildung 6.1).

Ein Keimtest mit Pharmaka versetztem Urin zu Weidelgras sollte zeigen, welchen Einfluss Pharmaka auf das Keimverhalten ausüben können. Im Jahre 2004 wurden im Gewächshaus des Instituts für Pflanzenernährung, Pflanzenversuche zum mikrobiellen Abbau von Pharmaka im Boden und den Transfer in Pflanzen durchgeführt. Diese Versuche hatten gezeigt, dass es zu starkem Keimverlust und Wachstumsdepressionen kommen kann (Schneider, 2004). Es wurde vermutet, dass dies auf Tetracyclin und/oder Clofibrinsäure zurückzuführen ist. Clofibrinsäure wird als anti-Auxin eingestuft und hat strukturelle Ähnlichkeit mit dem Herbizid Mecoprop, so dass es zu Wachstumsdepressionen gekommen sein könnte.

Aufgrund dessen sollte getestet werden in welchen Konzentrationen Pharmaka einen Einfluss auf das Keimverhalten von Weidelgras nehmen können.

Ein weiterer Versuch mit Pharmaka dotiertem Urin sollte zeigen, ob eine pharmakafreie Nährstoffentfrachtung durch den Einsatz natürlich vorkommender Zeolithe möglich ist.

a)



b)

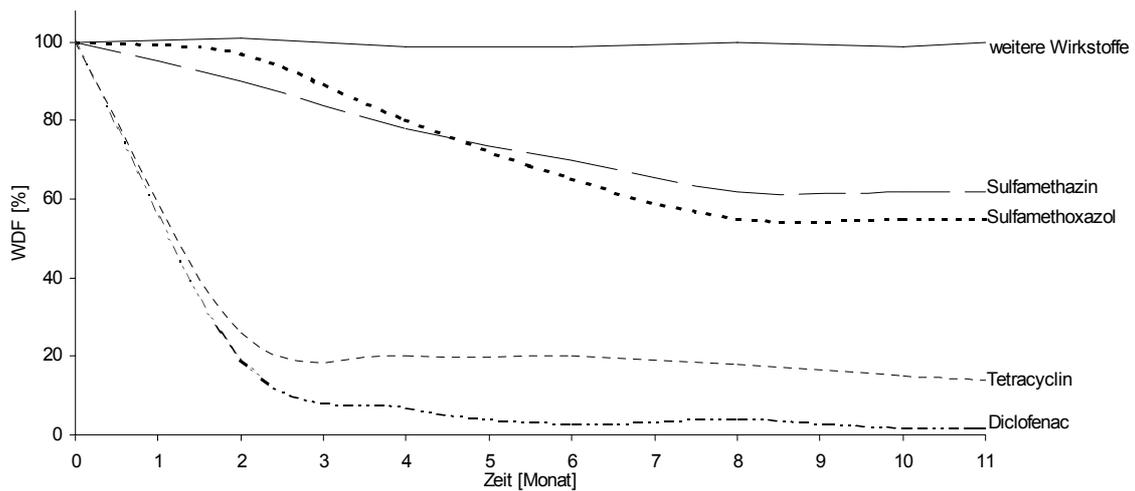


Abbildung 6.1: Wiederfindung ausgewählter Wirkstoffe in dotiertem gelagertem Urin bei pH 2 (a) und pH 9 (b) über einen Versuchszeitraum von 11 Monaten; Wirkstoffe: Carbamazepin, Clofibrinsäure, Bezafibrat, Fenoprofen, Diclofenac, Ibuprofen, Tetracyclin, Sulfadiacin, Sulfamethazin, Sulfamethoxacol (Butzen, Werres et al. 2005).

6.3 Material und Methoden

6.3.1 Urin-/Pharmaka Keimtest

Es wurden zwei Versuchsansätze zur Ermittlung der Keimfähigkeit von Kresse und Weidelgras ausgewählt (Tabelle 6.1). Der 1. Versuch sollte zeigen, ab welcher Urinkonzentration es zu Keim- und Wachstumsschäden kommt. Weiterhin sollte ermittelt werden, ob der klassische Kressekeimtest auch mit Weidelgras durchgeführt werden kann und vergleichbar ist.

**Tabelle 6.1: Darstellung der Versuchsansätze zum Urin-/Pharmaka-Keimtest;
*: Zusammensetzung der Multikomponentenlösung siehe Tabelle 6.2.**

	Ziel	Kulturen	Mischungsverhältnis Urin/Wasser [ml]	Pharmaka	Konzentration [µg l ⁻¹]	Wiederholungen [n]
Versuch 1	Keimvergleich von Kresse und Weidelgras bei unterschiedlichen Urinkonzentrationen	Kresse Weidelgras	0/40 10/30 20/20 40/0	0	0	4
Versuch 2	Ermittlung des Keimverhalten von Weidelgras bei unterschiedlichen Pharmakakonzentrationen	Weidelgras	10/30	Tetracyclin, Clofibrinsäure, Multikomponentenlösung*	0 10 100 1000 10 000	4

Versuch 1 wurde in 500 ml Glasschalen, Versuch 2 in 400 ml Honiggläsern durchgeführt. Als Trägermaterial für die Samen dienten Watte pads. Nach der Aussaat wurde das Urin-Wassergemisch bzw. Urin-Wasser-Pharmakagemisch appliziert. Der dabei verwendete Urin stammte von der Lamberts-mühle. Die Versuchsdauer betrug jeweils 10 Tage. Evaporiertes Wasser wurde täglich durch destilliertes Wasser aufgefüllt. Die applizierten Pharmaka sowie deren Konzentrationen im Urin Lamberts-mühle sind in Tabelle 6.2 dargestellt.

Tabelle 6.2: Applizierte Pharmaka im Keimtest und deren Wirkstoffkonzentrationen im Urin Lamberts-mühle in µg·l⁻¹; BG: Bestimmungsgrenze, (Butzen, 2004)

Wirkstoff	Konzentration undotierter Urin [µg l ⁻¹]	BG [µg l ⁻¹]
Tetracyclin	< BG	10
Sulfadiazin	< BG	10
Sulfamethazin	< BG	5
Sulfamethoxazol	< BG	8
Carbamazepin	< BG	1
Clofibrinsäure	< BG	2
Bezafibrat	24	5
Fenoprofen	< BG	5
Diclofenac	13	1
Ibuprofen	121	5

6.3.2 Urinreinigung mit Zeolithen

Um eine Aussage über das Sorptionsverhalten von Pharmaka an Zeolith treffen zu können, wurde zunächst am Rheinisch-Westfälischen Institut für Wasserforschung der Universität Duisburg-Essen (IWW) dem Urin Lambertsmühle eine Dotierlösung ausgewählter Pharmaka hinzugefügt (Tabelle 6.3). Der so behandelte Urin wurde wieder an das Institut für Pflanzenernährung zurückgesendet und mit natürlichem Zeolith (180 meq*100 g⁻¹, Herkunft Bulgarien) behandelt.

Dazu wurden in 250 ml Glasbechern 100 ml Urin mit 10 g Zeolith versetzt und 5 Minuten auf einem Horizontalschüttler (140 U/min) geschüttelt. Nach einer Absetzzeit von 2 Minuten, wurde der klare Überstand des Zeolith/Urin-Gemisches in 100 ml Glasflaschen überführt. Um einen Sorptionseffekt an der Glaswand der Gefäße ausschließen bzw. minimieren zu können, wurde ebenfalls 100 ml des Urin/Pharmaka-Gemisches ohne Zeolith geschüttelt. Der Versuch wurde in 5facher Wiederholung angelegt.

Die Überstände, sowie eine unbehandelte Probe wurden anschließend zur Analyse an das IWW zurückgeschickt.

Tabelle 6.3: Pharmakalösung für Sorptionsversuche am Zeolith mit Urin Lambertsmühle (Butzen, Werres et al., 2005).

Wirkstoff	Einwaage	Endvolumen	Konzentration	dotiertes	Volumen Urin	Endkonzentration
	[mg]	in Aceton [ml]	[mg/l]	Volumen [ml]	[l]	im Urin [µg/l]
Carbamazepin	2,1		210			210
Clofibrinsäure	2,0		200			200
Bezafibrat	2,0		200			200
Fenoprofen	2,2*		191			191
Diclofenac	2,2**		205			205
Ibuprofen	2,0	20	200	1	1	200
Tetracyclin	4,6		437			437
Sulfadiazin	4,0		400			400
Sulfamethazin	4,4**		405			405
Sulfamethoxazol	3,9		390			390

*) Ca-Salz

**) Na-Salz

6.4 Ergebnisse

6.4.1 Keimverhalten von Weidelgras bei Pharmakaapplikation

Bei Versuch 1 zeigte sich, dass es bei einer Konzentration von 20 ml Urin/20 ml H₂O zu einem Keimverzug kam. Dies war besonders deutlich bei der 40 ml Urin/0 ml H₂O Variante. Die Keimlinge wuchsen nur sehr kümmerlich und gingen schließlich ein. Bei einem Verhältnis von 10 ml Urin/30 ml H₂O gab es keine erkennbaren Wachstumsdepressionen. Das Keimverhalten von Kresse und Weidelgras entsprachen einander, so dass für Versuch 2, Urin in einem Mischungsverhältnis von 10/30 zu Weidelgras verwendet wurde. In Abbildung 6.2 sind Ergebnisse zum Einfluss ausgewählter Pharmaka auf das Keimverhalten von Weidelgras dargestellt.

In Einzellösung zeigten Tetracyclin und Clofibrinsäure bis zu 10.000 µg·l⁻¹ Wirksubstanz keinen Einfluss auf das Keimverhalten von Weidelgras (Tabelle 6.4). Sowohl in der Keimung, als auch beim Aufwuchs konnten keine Unterschiede zur Kontrolle festgestellt werden. Dies galt jedoch nicht für die Mehrkomponentenlösung. Bei einer Konzentration von 1.000 µg·l⁻¹ traten leichter Keimverzug und verkümmertes Wachstum der Pflanzen auf. Bei einer Konzentration von 10.000 µg·l⁻¹ konnten nur vereinzelt Samen keimen. Dies entspricht einer mehr als 10.000fach höheren Konzentration für Carbamazepin oder Diclofenac, dessen Konzentrationen in undotiertem Urin Lamberts-mühle unter 1 µg·l⁻¹ lagen. Ein mit Pharmaka zudotierter Urin Lamberts-mühle zeigte also in einer, je nach Wirkstoff 2-200fach höheren Konzentration (+100 µg·l⁻¹), keinen Einfluss auf das Keim- und Wachstumsverhalten von Weidelgras.

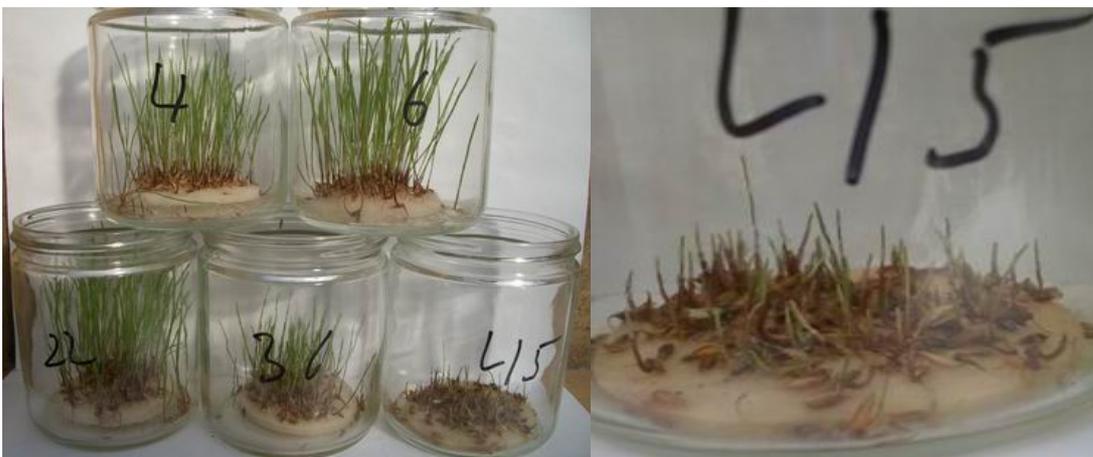


Abbildung 6.2: Ergebnisse zum Einfluss ausgewählter Pharmaka auf das Keimverhalten von Weidelgras; 4: Kontrolle (aq. dest); 6: Uringemisch (U); 22: U+ Multikomponentenlösung (M) 100 µg; 36: U+M 1000 µg; 45: U+M 10.000 µg.

Tabelle 6.4: Bonitur des Keimverhaltens von Weidelgrassamen nach Pharmakaapplikation zu Urin; *: Zusammensetzung der Multikomponentenlösung siehe Tabelle 6.2).

	Dotierungsstufen der Pharmaka				
	[µg l ⁻¹]				
	0	10	100	1.000	10.000
Tetracyclin	+	+	+	+	+
Clofibrinsäure	+	+	+	+	+
Multikomponentenlösung*	+	+	+	0	-

+: kein Einfluss 0: leichter Keimverzug -: starker Keimverzug / kein Wachstum

6.4.2 Pharmakaresorption von Zeolith

In Tabelle 6.5 sind die Ergebnisse der Arzneimittelentfrachtung mittels Zeolith dargestellt. Die Versuche haben gezeigt, dass eine Entfrachtung der ausgewählten Wirkstoffe durch den verwendeten Zeolith nur bedingt möglich ist. Die Mittelwerte der Untersuchungen zeigen, dass die Wiederfindungsraten (WDF) bis auf einen Wirkstoff nahezu unverändert bleiben. Die WDF lagen zwischen 92 – 120 %.

Eine Ausnahme jedoch bildete der Wirkstoff Tetracyclin. Hier lag die WDF unterhalb der Bestimmungsgrenze und musste mit einem Wert <10 % angegeben werden.

Um das Ergebnis absichern zu können, wurde der Versuch am IWW ein weiteres Mal durchgeführt. Hierbei wurde der Wirkstoff Tetracyclin in einer Konzentration von 200 µg/l dem Urin zudotiert und mit 10 g Zeolith versetzt. Es konnte wiederum nur eine Konzentration unterhalb der Nachweisgrenze festgestellt werden.

Tabelle 6.5: Wiederfindung (WDF) der ausgewählten Wirkstoffe im Urin nach einer Arzneimittel-entfrachtung mittels Zeolith in 5facher Wiederholung (n=5), (Butzen, Werres et al., 2005).

Wirkstoff	WDF nach Zeolithbehand. WH 1 [%]	WDF nach Zeolithbehand. WH 2 [%]	WDF nach Zeolithbehand. WH 3 [%]	WDF nach Zeolithbehand. WH 4 [%]	WDF nach Zeolithbehand. WH 5 [%]	WDF Mittelwert [n = 5] [%]	SA (n = 5) [%]
Carbamazepin	100	95	93	94	85	92	5,3
Clofibrinsäure	105	106	107	166*	114	109	3,2
Bezafibrat	108	112	114	150*	122	116	4,4
Fenoprofen	86	126	111	128	116	120	12,5
Diclofenac	107	109	111	113	113	112	2,1
Ibuprofen	109	111	109	106	116	111	3,0
Tetracyclin	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	---
Sulfadiazin	84	106	109	118	114	112	10,6
Sulfamethazin	82	99	100	107	107	103	8,9
Sulfamethoxazol	79	102	104	110	118	109	12,0

*) nicht in die Berechnung einbezogen!

6.5 Diskussion

6.5.1 Pharmaka-Keimtest

Eine Keim- und Wuchshemmung konnte erst bei sehr hohen Mengen an Pharmaka beobachtet werden. Unter der Annahme, dass landwirtschaftliche Flächen mit unbehandeltem Urin (mit einer angenommenen mittleren Wirkstoffkonzentration von $10\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) einmal pro Jahr gedüngt werden ($80\text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$; $1,6\text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$) und die Wirkstoffe jährlich zu 5 bzw. 10% abgebaut werden, erhöht sich die Wirkstoffmenge im Boden um den Faktor 10 bzw. 5 innerhalb von etwa 60 bzw. 30 Jahren (Abbildung 6.3). Hierbei gelangen jährlich ca. 0,5 g Wirkstoff in die Bodenkrume. Durch die regelmäßige Bodenbearbeitung insbesondere auf Ackerflächen werden die Wirkstoffe innerhalb der ersten 30 cm des Bodens verteilt und verdünnt. Bei dem oben genannten Szenario entspricht dies einem jährlichen Eintrag von $0,11\text{ }\mu\text{g}/\text{kg}$ Boden. Bezogen auf den Ap-Horizont von 30 cm würden die Wirkstoffe –unter der Annahme, dass kein leeching erfolgt- eine maximale Konzentration von $1,1\text{ }\mu\text{g}/\text{kg}$ bzw. $0,55\text{ }\mu\text{g}/\text{kg}$ Boden erreichen.

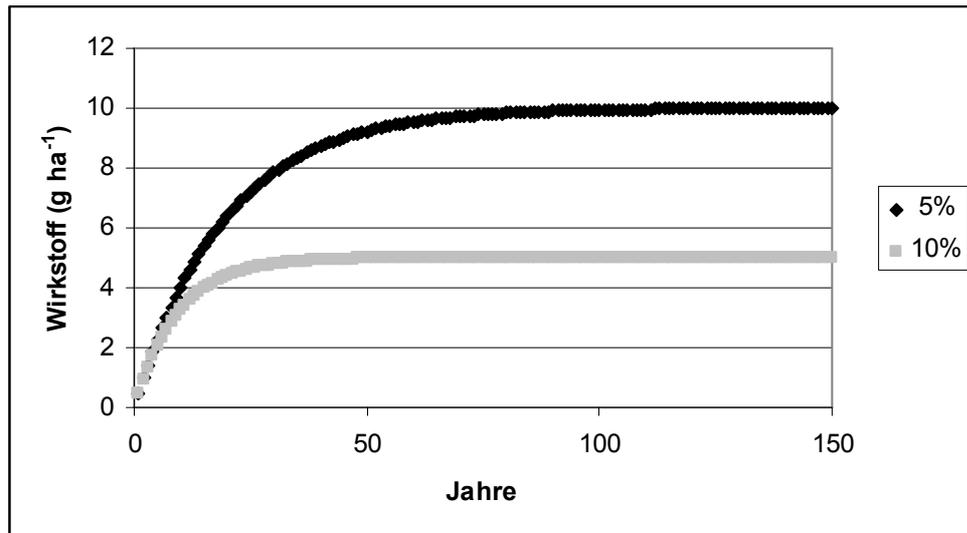


Abbildung 6.3: Akkumulation von Pharmaka im Boden bei jährlicher Urinapplikation und einer Abbaurrate von 5 bzw. 10 % (angenommene Pharmakakonzentration: $10 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$; Urinapplikation: $50 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$).

6.5.2 Zeolith-Pharmakaversuch

Die Ergebnisse der Zeolithversuche haben gezeigt, dass eine pharmakafreie Nährstoffentfrachtung von Urin zur Depotdüngerherstellung in einem einzigen Behandlungsschritt nicht möglich ist. Der Wirkstoff Tetracyclin wurde vom Zeolith aufgenommen. Es wäre jedoch denkbar, Tetracyclin in Frischurin in einem ersten Behandlungsschritt zu entfernen.

Aufgrund der Ergebnisse der Zeolithversuche zur Herstellung eines Depotdüngers aus Frischurin (Kapitel 7) ist anzunehmen, dass Tetracyclin, ein Großteil des im Urin enthaltenen Kaliums und der im Urin als Ammonium vorliegende Stickstoff durch Zeolith entzogen wird. Dem hydrolisierten Urin könnte dann in einem 2. Schritt das Ammonium entzogen werden.

Es gilt jedoch zu beachten, dass die Konzentration für Tetracyclin $200 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ entsprach. Die gemessene Tetracyclinkonzentration in undotiertem Urin lag unterhalb der Nachweisgrenze von $10 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$. Wie hoch die Adsorption von Tetracyclin am Zeolith in undotiertem Urin ist, kann deshalb nicht beantwortet werden.

6.6 Schlussfolgerungen

Weidelgrassamen eignen sich als Keimtest zur Ermittlung von Wachstumsdepressionen durch Pharmaka in Urin. Pharmaka zeigen in Kombination mit anderen Pharmaka eher Wachstumsdepressionen. In Einzellösung konnten keine Wachstumsdepressionen festgestellt werden. In welcher Kombination Pharmaka das Keimverhalten von Weidelgrassamen beeinflussen, konnte in diesen Versuchen nicht geklärt werden. Hierzu sollten weitere Versuche in verschiedenen Komponentenlösungen stattfinden.

Der Einsatz von Zeolith in Urin zeigt auf einen Großteil der getesteten Pharmaka keine Wirkung. Eine pharmakafreie Nährstoffentfrachtung war bis auf den Wirkstoff Tetracyclin erfolgreich. Um eine Herstellung von Düngedepots aus Zeolith für den Einsatz im Zierpflanzenbau in Betracht zu ziehen und eine Gefährdung für Mensch und Umwelt sicher auszuschließen, sollten Versuche zur Wirkstoffentfrachtung von Tetracyclin in Frischurin und aus dem Düngedepot des Zeolith stattfinden, sowie Pflanzenversuche zur Aufnahme durch die Wurzel.

6.7 Literatur

- Butzen, A.: Ergebnisse zum Projektgruppentreffen vom 28.05.2004 des Rheinisch-Westfälischen Instituts für Wasserforschung.
- Butzen, A., F. Werres & P. Balsaa (2005). Aufbau und Einsatz einer problemorientierten Analytik mit dem Ziel eines Monitorings ausgewählter Pharmaka in Böden und Urin. -Abschlussbericht- Nährstofftrennung und -verwertung in der Abwassertechnik am Beispiel der "Lambertsmühle", Bonn.
- Fittschen, I. & H. H. Hahn (1998). "Characterization of the municipal wastewater part human urine and a preliminary comparison with liquid cattle excretion." *Water Science Technology* 38(6): 9-16.
- Fricke, U. & U. Schwabe (2007). *Arzneiverordnungs-Report 2006*. Berlin, Springer Verlag.
- Friedrich, H., T. Ries & C. B. Hannich (2005). "Kommunale Kläranlagen als Eintragspfad für organische Spurenschadstoffe in die aquatische Umwelt." *KA - Abwasser und Abfall* 52(3): 279-293.

-
- Grote, M., Schwake-Anduschus, C., H. Stevens, R. Michel, T. Betsche, M. Freitag (2006). "Antibiotika-Aufnahme von Nutzpflanzen aus Gülle gedüngten Böden – Ergebnisse eines Modellversuchs." *Journal für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit* 1(1): 38-50.
- Kümmerer, K. (2003). Eintrag von Antibiotika in die aquatische Umwelt; Prüfung der biologischen Abbaubarkeit ausgewählter Antibiotika, ihr Vorkommen im Abwasser und ihr möglicher Einfluss auf die Reinigungsleistung kommunaler Kläranlagen - Identifizierung von Risikofeldern -. Freiburg, Institut für Umweltmedizin und Krankenhaushygiene, Universitätsklinikum Freiburg: 376.
- Salomon, M. (2005). "Umweltgutachten; Arzneimittel in der aquatischen Umwelt; Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen: Handlungsbedarf." *UWSF - Z Umweltchem Ökotox* 17(1): 50-53.
- Schneider, R. (2005). "Pharmaka im Urin: Abbau und Versickerung vs. Pflanzenaufnahme." Abschlussbericht - Nährstofftrennung und -verwertung in der Abwassertechnik am Beispiel der "Lambertsmühle": 55-80.

7 Zeolithversuche zur Adsorption von Ammonium aus Urin zur Herstellung eines Depotdüngers

7.1 Zusammenfassung

Zeolithe sind Minerale mit der Fähigkeit zum Kationenaustausch. In Laborversuchen wurden die Adsorptionsraten von natürlichem Zeolith ($160\text{-}180\text{ meq}\cdot 100\text{ g}^{-1}$) auf NH_4^+ , K^+ und Na^+ in Urin untersucht. Die $\text{NH}_4\text{-N}$ Adsorptionsraten 3 unterschiedlicher Zeolithe betragen in verdünntem, gelagertem Urin ($\text{NH}_4\text{-N}$: $1,55\text{ g l}^{-1}$) zwischen 20 und 33 % der theoretischen Kationenaustauschkapazität (KAK). In frischem, unverdünntem Urin ($\text{NH}_4\text{-N}$: $0,46\text{ g l}^{-1}$) konnten durch den Zeolith mit der besten NH_4^+ Resorption 38 % der KAK mit $\text{NH}_4\text{-N}$ belegt werden. 40 % entfielen auf K^+ und 18 % auf Na^+ , so dass insgesamt 96 % der KAK erreicht wurde. Der Zeolith zeigte auch in unterschiedlich konzentrierten Lösungen Ammoniumselektivität. Durch Beladung des Zeolith mit frischem, bzw. gelagertem Urin können Zeolithe mit unterschiedlichen Nährstoffgehalten hergestellt werden, die für verschiedene Düngezwecke Verwendung finden könnten. Die technische Umsetzbarkeit wurde nicht untersucht.

7.2 Einleitung

Zeolithe sind natürliche Minerale und werden unter anderem zur Bodenverbesserung, Güllebehandlung und Erhöhung der Pufferkapazität eingesetzt (Vargova, Ondrasovicova et al., 1998). Sie besitzen eine reguläre Kristallstruktur aus Si/Al- O_4 -Tetraedern mit einem geordneten System von Poren einheitlicher Abmessungen (Abbildung 7.1). Je nach Typ des Zeolithen liegt eine Kanal- oder Käfigstruktur vor.

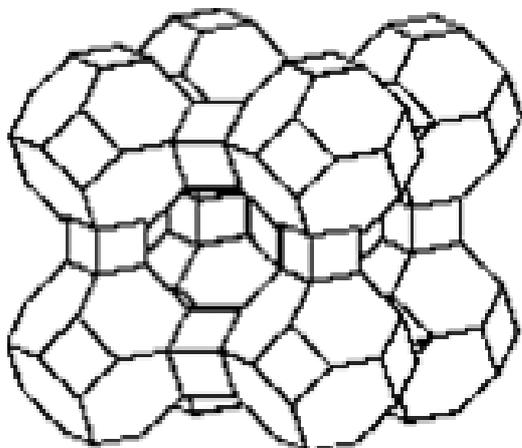


Abbildung 7.1: Zeolithkristallstruktur.

Eine weitere Eigenschaft der Zeolithe, ist die Fähigkeit Kationen anzureichern. Durch Ionenaustausch können Protonen, wie die Makronährstoffe Ammonium (NH_4^+) oder Kalium (K^+) und verschiedene Metallionen in die Zeolithstruktur eingebaut werden. Zeolithe werden deshalb auch als Molekularsiebe bezeichnet, d.h. Moleküle mit bestimmter Größe können schlecht oder gar nicht in das Porensystem eindringen (Gies & Marler, 2004).

Mit Nährstoffen angereicherte Zeolithe können als Langzeitdünger eingesetzt werden (Kusá, Ruzek et al., 2002). Somit bieten Zeolithe die Möglichkeit durch eine entsprechende Beladung mit Kationen als Depotdünger z.B. im Zierpflanzenbau Anwendung zu finden. Menschlicher Urin enthält neben Pflanzennährstoffen aber auch Substanzen wie z.B. Pharmaka, die bei der Herstellung von Düngern aus Urin unerwünscht sind. In Kapitel 6.4.2 konnte jedoch gezeigt werden, dass eine möglichst pharmakafreie Nährstoffentfrachtung durch den Einsatz natürlicher Zeolithe möglich ist.

In Sorptionsversuchen wurden speziell für Depotdünger geeignete Zeolithe in Urin angewendet und auf ihren Nährstoffgehalt analysiert. Das Ziel dieser Untersuchungen war die Nährstoffentfrachtung von Urin mittels natürlicher Zeolithe, die anschließend als Depotdünger in der Landwirtschaft eingesetzt werden sollen.

7.3 Material und Methoden

7.3.1 Eigenschaften der verwendeten Zeolithe

Zur Durchführung der Versuche standen natürliche Zeolithe mit Austauschkapazitäten zwischen $160\text{-}180 \text{ meq}\cdot 100 \text{ g}^{-1}$ zur Verfügung. Bei allen verwendeten Zeolithen handelte es sich um feinvermahlene Substrate (Abbildung 7.1). Die Zusammensetzung der Zeolithe ist in Tabelle 7.1 dargestellt.



Abbildung 7.1: Bulgарischer Zeolith (Clinoptilolit); feinvermahlen.

Tabelle 7.1: Zusammensetzung und Eigenschaften natürlicher Zeolithe (Kesore, 2004).

Zusammensetzung		Eigenschaften	
SiO ₂	66,80%	Oberfläche	28,8 m ² /g
Al ₂ O ₃	13,20%	pH stabil	2-11
CaO	3,60%	Thermisch stabil	500°C
K ₂ O	1,70%	Dichte	2,16 g/ml
Fe ₂ O ₃	1,45%	Porenvolumen	0,014 cm ³ /g
MgO	1,15%	Porenvolumen	34%
NaO	0,80%	Austauschkapazität	160-180 meq*100g ⁻¹
TiO ₂	0,20%		
Kationenaustauschkapazität [mmol*g ⁻¹]			
	NH ₄ ⁺	K ⁺	Na ⁺
Chabazit Italien	0,1	0,04	0,08
Clinoptilolit Bulgarien	0,1	0,05	0,08
Clinoptilolit Griechenland	0,09	0,04	0,07

Die Zeolithe wurden in unterschiedlichen Versuchsreihen auf ihre Sorptionsfähigkeit im Urin Lamberts-mühle getestet und auf ihren Nährstoffgehalt analysiert.

Die Kationenaustauschkapazität (KAK) für die einwertigen Kationen NH₄⁺, K⁺ und Na⁺ wurde nach folgender Formel ermittelt:

$$KAK = \sum_{i=1}^k \frac{n_i \cdot z_i}{m}$$

wobei die Formelzeichen folgende Bedeutung haben:

k - Gesamtzahl der sorbierten Kationarten

n_i - Stoffmenge des Kations i

z_i - Wertigkeit des Kations i (Wertigkeit 1)

m - Bezugsmasse

Die jeweiligen KAK der verschiedenen getesteten Zeolithe sind ebenfalls in Tabelle 7.1 dargestellt.

7.3.2 Versuchsbeschreibung und Gliederung

Besonderes Interesse galt in erster Linie dem Nährstoff Ammonium (NH_4^+) und in zweiter Linie dem Nährstoff Kalium (K^+). Um den Zeolith mit der höchsten Nährstoffentfrachtung zu ermitteln, wurden 3 verschiedene Versuchsreihen durchgeführt:

1. Screeningversuch: Ermittlung der Adsorption von Ammonium in gelagertem Urin mit unterschiedlichen Zeolithen.
2. Screeningversuch: Adsorption von Ammonium, Kalium und Natrium aus frischem Urin.
3. Screeningversuch: Adsorption von Ammonium, Kalium und Natrium aus einer hergestellten Einzel- und Komponentenlösung in entsprechender Urinkonzentration.

Im **Screeningversuch 1** wurde Zeolith mit gelagertem Urin Lamberts-mühle beladen, um das Adsorptionsverhalten von Zeolith in hydrolisiertem Urin zu testen. Aus drei zur Verfügung stehenden natürlichen Zeolithen sollte zusätzlich der Zeolith mit der höchsten Ammonium Adsorptionsrate bestimmt werden. Die weiteren Versuche, sowie die geplante Depotdüngerherstellung wurden dann mit diesem Zeolith vorgenommen.

Im **Screeningversuch 2** wurde Zeolith mit frischem Urin beladen. Die Versuchsreihe sollte zeigen, ob in nicht hydrolisiertem Urin mehr Kalium und Natrium von Zeolith aufgenommen wird. Der Hintergrund für diese Versuchsreihe ist, dass in frischem Urin Stickstoff in Form von Harnstoff vorliegt und noch nicht zu Ammonium hydrolysiert ist (Hanaeus et al., 1996). Harnstoff kann vom Zeolith nicht adsorbiert werden.

Der Urin wurde am Institut für Pflanzenernährung gesammelt. Es handelte sich dabei um 24 Stundenproben. Zum Zeitpunkt der Beladung hatte der Urin einen pH-Wert von 6,6 mit einer $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentration von nur 460 mg/l. Durch unterschiedliche Schüttelzeiten sollte das Adsorptionsverhalten des Zeolith über die Zeit beobachtet werden.

Im **Screeningversuch 3** wurde ein künstlicher Urin hergestellt, der hinsichtlich der Nährstoffkonzentration dem Urin Lamberts-mühle entsprach. Bei diesem Versuch sollte erprobt werden, wie sich das Adsorptionsverhalten von Zeolith in unterschiedlichen Nährstofflösungen verhält. Hierzu wurde Stickstoff in Form von Ammoniumsulfat $[(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4]$, Kalium in Form von Kaliumchlorid $[\text{KCl}]$ und Natrium in Form von Natriumchlorid $[\text{NaCl}]$ sowohl als Einzellösung, als auch als Mischlösung appliziert. Die Nähr-

stoffkonzentrationen der Komponenten betragen N ($0,107 \text{ mol} \cdot \text{l}^{-1}$); K ($0,013 \text{ mol} \cdot \text{l}^{-1}$); Na ($0,022 \text{ mol} \cdot \text{l}^{-1}$).

Die Versuche wurden entsprechend Tabelle 7.2 durchgeführt. Zur Beladung wurden 5 g Zeolith in 200 ml Zentrifugenbecher eingewogen und anschließend mit 100 ml Urin, bzw. der Komponentenlösung versetzt. Die verwendeten natürlichen Zeolithe besaßen unterschiedliche Kationenaustauschkapazitäten. Der bulgarische Zeolith hatte eine Austauschkapazität von $1,8 \text{ meq} \cdot \text{g}^{-1}$, der griechische Zeolith von $1,6 \text{ meq} \cdot \text{g}^{-1}$ und der italienische Zeolith von $1,75 \text{ meq} \cdot \text{g}^{-1}$. Das Verhältnis Urin zu Zeolith entsprach bei einer $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentration von $1,5 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ einer Konzentration, die 19 % über der Kationenaustauschkapazität des bulgarischen Zeolithen lag.

Umgehend nach der Applikation wurde das Gemisch in einem Schüttler über eine definierte Zeit vermengt und anschließend bei $10.000 \text{ U} \cdot \text{min}^{-1}$ über 10 Minuten zentrifugiert. Die feste und flüssige Phase wurde zur Analyse verwendet. Die $\text{NH}_4\text{-N}$ Bestimmung erfolgte an einem Gerhardt Vapodest Kjeldahlgerät. Zur gesamt Kalium- und Natriumbestimmung wurden die Proben durch einen Druckaufschluss mit Salpetersäure an einem Atom-Adsorptions-Spektrometer flammenfotometrisch bestimmt.

Tabelle 7.2: Versuchsplan der Zeolithversuche: 1: Bulgarischer Zeolith ($1,8 \text{ meq} \cdot \text{g}^{-1}$), 2: Griechischer Zeolith ($1,6 \text{ meq} \cdot \text{g}^{-1}$), 3: Italienischer Zeolith ($1,75 \text{ meq} \cdot \text{g}^{-1}$); *: hydrolisierter Urin = verdünnter Urin Lambertsmühle.

	verwendete Zeolithe	Zeolithmenge [g]	verwendete Lösung	Lösungsmenge [ml]	Schüttelzeiten [min]	untersuchte Parameter	Anzahl Wiederholungen [n]
Versuch 1	1; 2; 3	5	hydrolisierter Urin	100	2; 60		4
Versuch 2	1	5	Frischurin	100	2; 10; 60	N; K; Na	4
Versuch 3	1	5	$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ KCl NaCl $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4 +$ KCl + NaCl	100	5	N K Na N; K; Na	4
			Nährstoff			Konzentration [mg l^{-1}]	
			$\text{NH}_4\text{-N}$			1550	
			K^+			500	
			Na^+			500	
			$\text{NH}_4\text{-N}$			460	
			K^+			1800	
			Na^+			2400	
			$\text{NH}_4\text{-N}$			1500	
			K^+			500	
			Na^+			500	

7.4 Ergebnisse

7.4.1 Screeningversuch 1: NH_4^+ Aufnahme in hydrolisiertem Urin

Die Versuchsreihe zur Ermittlung der Adsorptionsleistung von Ammonium drei unterschiedlicher Zeolithe zeigte, dass ein Großteil der Ammoniumadsorption am Zeolith innerhalb der ersten 2 Minuten abgeschlossen ist (Abbildung 7.2).

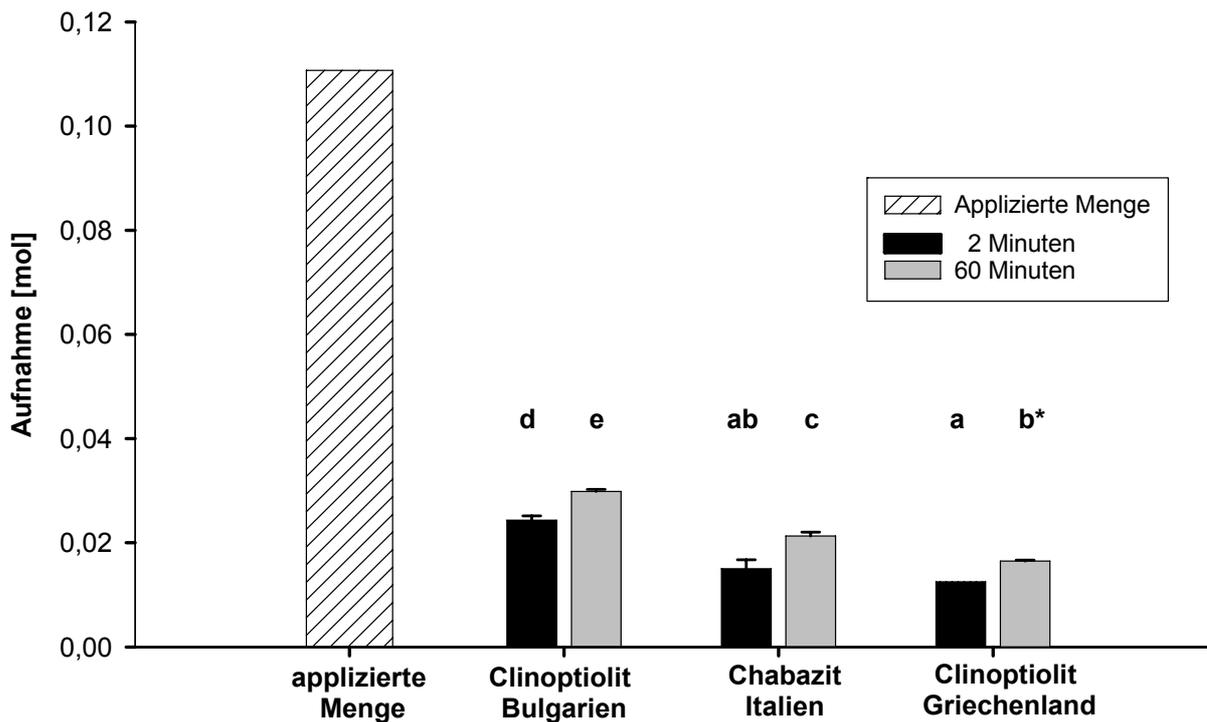


Abbildung 7.2: Adsorption von Ammonium verschiedener Zeolithe nach Urinapplikation; Schüttelzeiten: 2 min; 60 min; *: unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede zu einem Signifikanzniveau von 5 %, (n=4, Balken = Standardabweichung).

Die signifikant höchste Aufnahme erreichte der bulgarische Zeolith. Von den applizierten 110 mmol $\text{NH}_4\text{-N}$ wurden nach 2 Minuten 24 mmol sorbiert. Eine Verlängerung der Schüttelzeit auf 60 Minuten erhöhte die Aufnahme auf 30 mmol und war ebenfalls signifikant höher gegenüber den anderen Zeolithen.

Der italienische Zeolith erreichte nach 2 Minuten eine Ammoniumaufnahme von 15 mmol und nach 60 Minuten von 21 mmol. Der griechische Zeolith erzielte eine Aufnahme von 12,5 und 16,5 mmol.

Die theoretische KAK der Zeolithe wurde nach 60 Minuten vom bulgarischen Zeolith zu 33 % erreicht, die des italienischen Zeolith zu 24 % und die des griechischen Zeolith zu 20 % mit $\text{NH}_4\text{-N}$ erreicht. Für die weiteren Versuche wurde deshalb der bulgarische Zeolith ausgewählt.

7.4.2 Screeningversuch 2: NH_4^+ -, K^+ -, Na^+ -Aufnahme in Frischurin

Bei der mit Frischurin durchgeführten Versuchsreihe, konnte nach 60 Minuten Schüttelzeit sämtliches Ammonium (33 mmol) am Zeolith Bulgarien adsorbiert werden (Abbildung 7.3). Weiterhin konnte ein Teil des im Frischurin enthaltenen Kalium und Natrium vom Zeolith adsorbiert werden. Trotz 2fach höherer Natriumkonzentration wurde jedoch mehr Kalium als Natrium vom Zeolith aufgenommen. Insgesamt wurden 75 % des enthaltenen Kaliums (36 mmol) und 15 % des enthaltenen Natriums (16 mmol) adsorbiert.

Eine Verlängerung der Schüttelzeit von 10 auf 60 Minuten, erbrachte für Stickstoff und Kalium eine signifikante Steigerung in der am Zeolith adsorbierten Molmenge. Eine Verlängerung der Schüttelzeiten erbrachte für Natrium jedoch keine signifikanten Unterschiede.

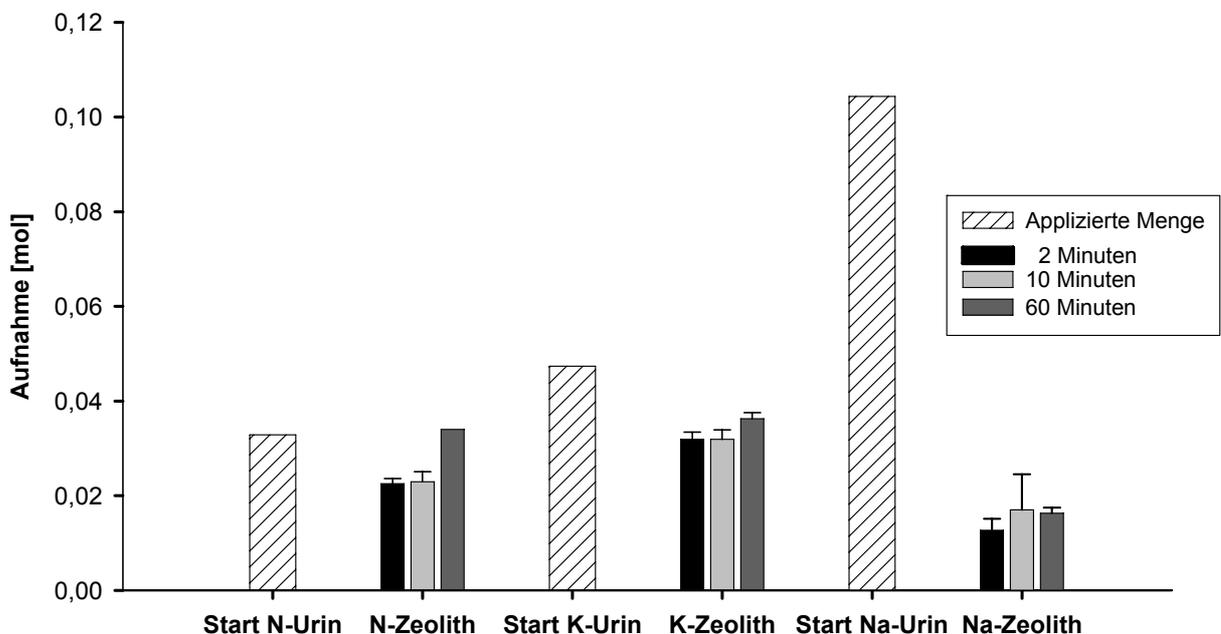


Abbildung 7.3: Applizierte Ammoniumstickstoff-, Natrium- und Kaliumstoffmengen von Chabazit Bulgarien und deren Entzüge nach 2, 10, 60 Minuten Schüttelzeit mit Frischurin (n=4, Balken = Standardabweichung).

Im Vergleich zu den Ergebnissen der Mehrkomponentenlösung des 3. Screeningversuches, wurde eine gleich große Menge $\text{NH}_4\text{-N}$ aufgenommen. Jedoch war die Aufnahme von Natrium und Kalium im unverdünnten Frischurin etwa 4mal höher und die Stickstoffkonzentration etwa 3mal niedriger verglichen mit der künstlich hergestellten Lösung.

Nach 60 Minuten Schüttelzeit wurde die theoretische Kationenaustauschkapazität des Zeolithen von $1,8 \text{ meq}\cdot\text{g}^{-1}$ zu 96 % erreicht. Dabei entfielen 38 % auf $\text{NH}_4\text{-N}$, 40 % auf K^+ und 18 % auf Na^+ . Trotz niedrigerer Konzentration an $\text{NH}_4\text{-N}$, konnte nach 60 Minuten Schüttelzeit, eine gleich große Menge Stickstoff wie Kalium aufgenommen werden. Nahezu 100 % des enthaltenen Ammonium konnte adsorbiert werden. Die Adsorption erfolgte in der Reihenfolge: $\text{NH}_4^+ > \text{K}^+ > \text{Na}^+$.

7.4.3 Screeningversuch 3: NH_4^+ -, K^+ -, Na^+ -Aufnahme in künstlichem Urin

7.4.3.1 Einkomponentenlösung

Die Adsorptionsraten von Stickstoff, Kalium und Natrium des 3. Screeningversuches in der Einkomponentenlösung sind sehr unterschiedlich (Abbildung 7.4).

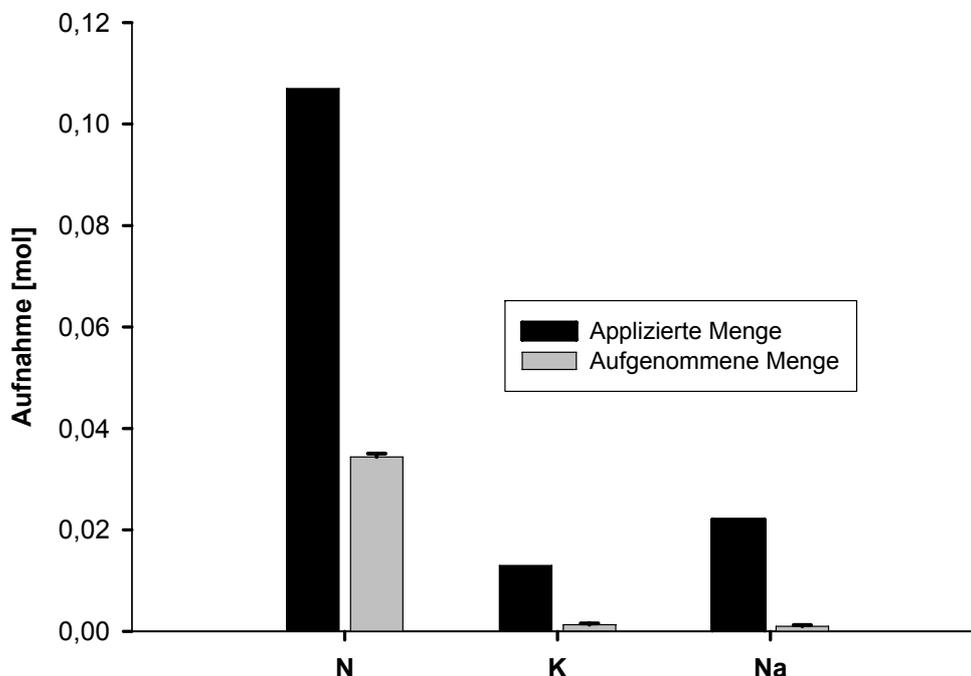


Abbildung 7.4: Adsorptionsraten von Chabazit Bulgarien nach 5 Minuten Schüttelzeit bei Applikation der Einzellösungen (n=4, Balken = Standardabweichung).

Hierbei zeigte sich, dass bei einer applizierten $\text{NH}_4\text{-N}$ Menge von 107 mmol, der Lösung 34 mmol entzogen werden konnte. Für Kalium (13 mmol) und Natrium (22 mmol) lagen die Entzüge mit 1,3 mmol und 1,0 mmol weitaus niedriger. Dies entspricht einer vom Zeolith adsorbierten Molmenge von 32,1 % für Stickstoff, 10,1 % für Kalium und 4,5 % für Natrium. Trotz geringerer Konzentration konnte mehr Kalium als Natrium vom Zeolith aufgenommen werden. Die vom Zeolith adsorbierte $\text{NH}_4\text{-N}$ Menge entspricht 38 % der theoretischen Kationenaustauschkapazität von $180 \text{ meq} \cdot 100\text{g}^{-1}$ des Zeoliths. Die adsorbierte Kaliummenge entsprach 1,5 %, die adsorbierte Natriummenge 1,1 % der KAK.

7.4.3.2 Mehrkomponentenlösung

Die Adsorptionsraten des bulgarischen Zeoliths nach Applikation der 3-Komponentenlösung (N, K, Na) zeigen deutlich, dass der Zeolith Ammonium selektiv ist (Abbildung 7.5).

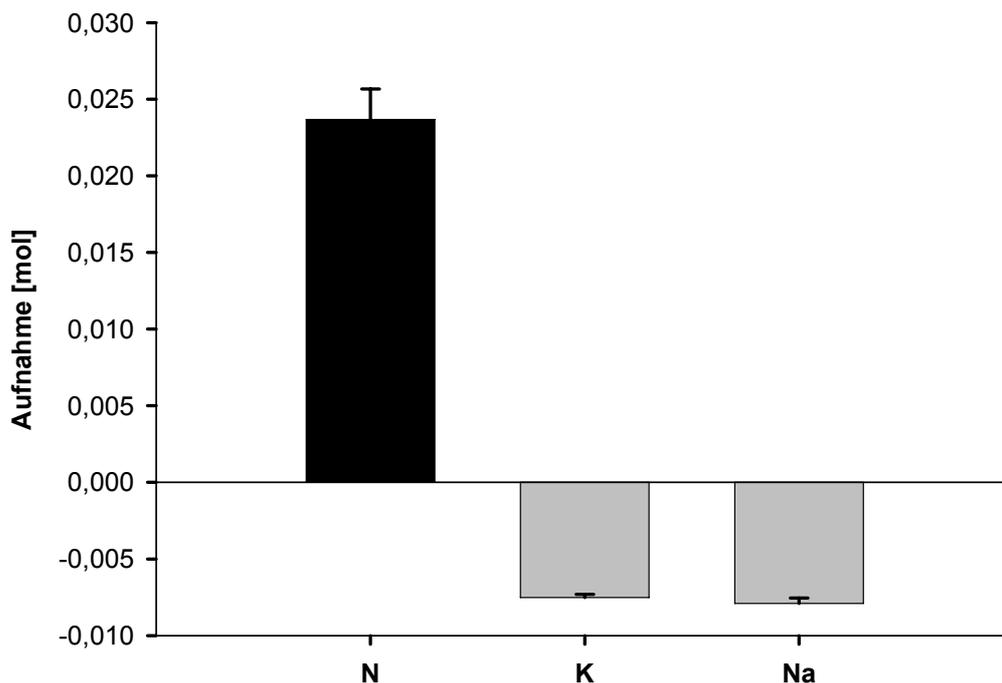


Abbildung 7.5: Adsorptionsraten von Chabazit Bulgarien nach 5 Minuten Schüttelzeit bei Applikation der Komponentenlösung (n = 4, Balken = Standardabweichung).

Nach einer Schüttelzeit von 5 Minuten konnten 22 % (24 mmol) des in Lösung befindlichen $\text{NH}_4\text{-N}$ entzogen werden. Kalium und Natrium hingegen wurden nicht adsorbiert sondern resorbiert.

Die Komponentenlösung hatte nach der Versuchsdurchführung einen um jeweils 7 % höheren Kalium- und Natriumgehalt. Die vom Zeolith adsorbierte $\text{NH}_4\text{-N}$ Menge entsprach 26,3 % der theoretischen Kationenaustauschkapazität von $180 \text{ meq} \cdot 100 \text{ g}^{-1}$.

7.5 Diskussion

Die Zeolithversuche haben gezeigt, dass mit Hilfe von natürlichen Zeolithen eine Kationen spezifische Nährstoffentfrachtung von frischem und gelagertem Urin möglich ist. Lind et al. (2000) konnte in Zeolithversuchen zur Ammoniumadsorption aus synthetisch hergestelltem Urin Adsorptionsraten von bis zu 80 % erreichen. Hierbei lagen aber die Konzentrationen um das bis zu 10fache höher und die Zeolithmenge war um den Faktor 10 reduziert. Die Aufnahme rate korrelierte dabei mit der Korngröße des Zeolithen, der Ionenkonzentration der Lösung und der Kontaktzeit.

Der durchschnittliche Stickstoffgehalt von unverdünntem Urin liegt bei ca. $9,2 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ (Larsen & Gujer, 1996), der Urin Lamberts mühle hingegen, weist nur durchschnittlich $1,5 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ auf. Wie die Ergebnisse mit Frischurin gezeigt haben, ist auch hier anzunehmen, dass bei höheren Nährstoffkonzentrationen im Urin höhere Aufnahme raten zu erwarten sind. Diese Vermutung wird durch die Ergebnisse von Bán & Dave (2004) bekräftigt. Sie konnten in unverdünntem Urin (N_{tot} : $8,0 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$) eine N-Reduzierung auf $1,0 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ erreichen. Allerdings wurde diese Reduzierung nur in Kombination durch die Zugabe von MgO ($0,1 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$) und Zeolith ($15 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$) erreicht. Eine eindeutige Zuordnung, ob eine Reduzierung des N-Gehaltes durch das Ausfällen von Struvit ($\text{NH}_4\text{Mg}(\text{PO}_4) \cdot 6 \text{ H}_2\text{O}$) oder durch Zeolith erreicht wurde, konnte in den Versuchen nicht eindeutig geklärt werden, da die Ergebnisse stark variierten.

Weiterhin kann ein Vergleich verschieden konzentrierter Lösungen zu unterschiedlichen Ergebnissen führen, da hohe $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentrationen oder die Anwesenheit anderer Kationen wie Mg^{2+} oder Ca^{2+} die $\text{NH}_4\text{-N}$ Austauschkapazität negativ beeinflussen können (Lind et al., 2000). Diese Ergebnisse konnten in diesen Untersuchungen nur zum Teil bestätigt werden. Der hier verwendete Zeolith blieb auch bei unterschiedlichen Konzentrationen und Zusammensetzungen Ammonium selektiv. Im konzentrierten Frischurin mit einem gesamt Stickstoffgehalt von N_{ges} : $8,1 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ und einem geringen $\text{NH}_4\text{-N}$ Gehalt von $0,46 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ wurde sämtlicher in Ammonium vorliegender Stickstoff vom Zeolith aufgenommen. Die hohe Kationenkonzentration von K^+ ($1,8 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$) und Na^+ ($2,4 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$) bewirkte hier eine Steigerung der $\text{NH}_4\text{-N}$ Aufnahme.

Ganrot (2005) berichtet in ihren Zeolithversuchen mit Frischurin einen pH-Anstieg von 6,7 auf 9,2. Denkbar wäre, dass der in Harnstoff vorliegende Stickstoff zum Teil hydrolysiert wurde und so die $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentration zugenommen hat.

Bei einer Beladung des bulgarischen Zeolith mit 40 % $\text{NH}_4\text{-N}$ würden 500 kg Zeolith benötigt, um die Menge an Stickstoff zu adsorbieren die ein erwachsener Mensch pro Jahr ausscheidet (Annahme: 5 kg N a^{-1}). Zur Herstellung eines Düngedepots mit einer Beladung von 1 g je Depot würden 100 g Zeolith benötigt. Bei einer Dichte von 2,16 g/ml entspräche dies einem Volumen von 46 ml. Die Problematik der Tetracyclin Aufnahme des Zeolith (siehe Kapitel 6.4.2) könnte umgangen werden, indem der Urin eine 2 stufige Behandlung durchläuft. Im 1. Schritt wird dem frischen Urin Tetracyclin entzogen. Dabei liegt der im Urin enthaltene Stickstoff noch zum größten Teil in Form von Harnstoff vor und kann nicht vom Zeolith aufgenommen werden. In einem 2. Schritt können dem hydrolysierten Urin die restlichen Kationen NH_4^+ , K^+ und Na^+ entzogen werden.

7.6 Schlussfolgerungen

Natürliche Zeolithe können zur Nährstoffentfrachtung in Urin eingesetzt werden. Die adsorbierte Stickstoffmenge hängt von der Nährstoffkonzentration im Urin sowie vom verwendeten Zeolithen ab. Eine Aussage über das Adsorptionsverhalten von Zeolithen muss deshalb für jede in Konzentration unterschiedliche Lösung einzeln untersucht werden und kann nicht verallgemeinert werden. Um weitergehende Aussagen treffen zu können, sollten Versuchsreihen mit gelagertem Urin unterschiedlicher Konzentrationen durchgeführt werden. Weiterhin sollte die Möglichkeit auf andere natürliche oder synthetische Zeolithe zurückzugreifen untersucht werden, um den für den jeweiligen Zweck besten Zeolithen zu finden. Die Verwendung von Zeolith als Depotdünger wäre denkbar, jedoch muss der Urin in 2 Schritten entfrachtet werden, um nicht das Pharmaka Tetracyclin zu enthalten. Die technische Umsetzbarkeit ist offen stehend.

7.7 Literatur

Bán, Z. & G. Dave (2004). "Laboratory studies on recovery of N and P from human urine through struvite crystallisation and zeolite adsorption." *Environmental Technology* Vol. 25: pp 111 – 121.

Ganrot, Z. (2005). *Urine processing for efficient nutrient recovery and reuse in agriculture*. Department of Environmental Science and Conservation Faculty of Science. Göteborg, Göteborg University: 170.

- Gies, H., Marler, B. (2004). „Zeolithe erobern den Alltag: Das Spiel mit den Strukturen, Mineralogie – Kristallographie, Institut für Geologie, Mineralogie und Geophysik, Fakultät für Geowissenschaften, www.ruhr-uni-bochum.de/rubin-rbin1_04/texte/beitrag2.rtf
- Hanaeus, A., Hellström, D., Johansson, E. (1996). Conversion of urea during storage of human urine. *Vatten* 52, pp.263-270.
- Kesore, K. (2004), IKO Minerals GmbH, mündliche Mitteilung.
- Kusá, H., P. Ruzek & K. Ciathony (2002). Soil application of Zeolite (Clinoptilolite) saturated by ammonia from waste air production in the animal production. *Recycling of Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture, Tschecheslowakei, FAO Research Network and RAMIRAN Network.*
- Larsen, T. A. & W. Gujer (1996). "Separate management of anthropogenic nutrient solutions (human urine)." *Water Science Technology* 34(3-4): 87-94.
- Lind, B.-B., Z. Ban & S. Bydén (2000). "Nutrient recovery from human urine by struvite crystallization with ammonia adsorption on zeolite and wollastonite." *Bioresource Technology* 73: 169-174.
- Vargova, M., O. Ondrasovicova, J. Venglovsky, N. Sasakova & M. Ondrasovic (1998). Application of zeolite (clinoptilolite) in the process of stabilization of the solid fraction of pig slurry. *Proceedings of the 8th international Conference on the FAO ESCORENA Network on Recycling of Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture (Formerly Animal Waste Management), France.*

8 Vermikulturversuche zur Fäkalienkompostierung

8.1 Zusammenfassung

In einem Vermikulturversuch wurde die Möglichkeit der Fäkalienkompostierung durch die Wurmarten *Eisenia fetida* und *Eisenia hortensis* untersucht. In einem 7 wöchigen Versuch (n=4) wurden 9 kg Fäkalien-Kompostgemisch (1:1) mit 150 g, bzw. 230 g Würmern versetzt und anschließend auf ihren Nährstoff-, Schwermetall- und Keimgehalt untersucht. Im Kresstest zeigten sich ein geringeres Wurzelwachstum, jedoch keine Wachstumsunterschiede gegenüber einer Einheitserde. Die Keimgehalte des Kompostes waren mit anderen Komposten vergleichbar. Die Cadmiumgehalte lagen zum Teil über den Richtwerten für Komposte nach der Bioabfallverordnung. Hier kann ein Eintrag durch Kunststoffreste stattgefunden haben.

8.2 Einleitung

In der Pilotanlage des Abwasserkonzeptes Lambertsmühle in Burscheid wurde ein neuartiges Sanitärsystem getestet. Die Stoffströme Braunwasser, Gelbwasser und Grauwasser wurden getrennt erfasst, wobei die anfallenden Fäkalien in einer Filtersackanlage gesammelt wurden, um sie später einer weiteren Verwertung zuzuführen. Für eine spätere Verwertung muss eine Hygienisierung der Fäkalien stattfinden. Dies ist nur durch einen weiteren Behandlungsschritt der Fäkalien zu bewerkstelligen.

Prinzipiell können diese mit aeroben oder anaeroben Verfahren behandelt werden. Während für die anaerobe Behandlung Reaktoren zur Stabilisierung der Fäkalien mit hohem Betreuungsaufwand nötig sind, werden für die aerobe Behandlung, beispielsweise durch Kompostierung, lediglich Schnellkomposter benötigt.

Unter Kompostierung versteht man ein Verfahren, bei dem organische Substanzen unter aeroben Bedingungen durch Mikroorganismen und Kleinstlebewesen abgebaut werden und zu wertvoller Erde umgewandelt werden. Eine aerobe Behandlungsmöglichkeit bietet die Wurmkompostierung. Sie beschleunigt die Rotte und verbessert die Qualität des Kompostes (Graff, 1984). Bereits Charles Darwin (1809 – 1882) hat früh die Bedeutung der Regenwürmer für die bodenbildenden Vorgänge erkannt und publizierte 1881 in seinem Werk „The Formation of Vegetable Mould through the Action of Worms with Observation of their Habits“ seine langjährigen Beobachtungen.

Die Umsetzung von organischem Material durch Regenwürmer läuft wie folgt ab. Mit seinem Mund werden angerottete Pflanzenteile und organische Abfälle in seinen Schlund gesaugt. Dort werden diese Stoffe mit Drüsensekret befeuchtet und von Mikroben zersetzt, bis sie für den Regenwurm als Futter verwendbar sind. Vom Schlund gelangen die Nahrungsteile durch die Speiseröhre in den Drüsenmagen. In der Speiseröhre befinden sich Kalkdrüsen, die Calciumcarbonat ausscheiden, wodurch der Boden pH beeinflusst werden kann. Im Darm erfolgt die chemische Zersetzung durch Mikroorganismen, die sich stark vermehren und mit dem Kot ausgeschieden werden. Dort fördern sie dann weiterhin den Abbau von organischen Materialien. Im Verlauf der Wurmkompostierung, bei der die Substrattemperatur nicht über 40 °C ansteigt, kann das Ausgangssubstrat auf bis zu 15 % reduziert werden (Graff, 1984).

Im Darm entstehen auch, durch starke Verknetung von Tonmineralien und der unverdauten organischen Substanz, die bekannten Ton-Humus-Komplexe (Abbildung 8.1). Diese werden von den Regenwürmern als Losungskrümel ausgeschieden und zum Teil auf der Erde abgelegt, sowie die Regenwurmröhren damit ausgekleidet. Pflanzenwurzeln wachsen bevorzugt in verlassenen Regenwurmgängen, da der abgesetzte Kot viel nährstoffreicher als die umgebende Erde ist (Graff, 1984).

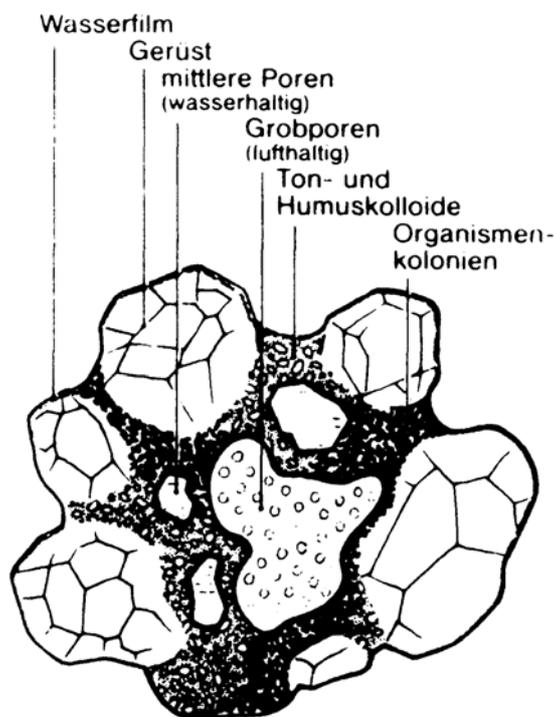


Abbildung 8.1: Schematische Darstellung des Krümelbaus der Losungskrümel von Regenwürmern (Hansche, 1988).

Ziel der Untersuchungen war die Herstellung eines hygienisch unbedenklichen Komposts durch ein aerobes Verfahren mit geringem Betreuungsaufwand. Hierbei sollte die Möglichkeit der Fäkalienbehandlung durch Wurmkompostierung (Vermikultur) untersucht werden. Dabei wurden insbesondere die Parameter Schwermetallgehalte und Bakteriengehalte des Wurmkompostes untersucht.

8.3 Material und Methoden

Durch Zusatz unterschiedlicher Wurmkulturen, sollte die Herstellung eines hygienisch unbedenklichen Kompostes aus Fäkalien der Filtersackanlage Lamberts-mühle (Abbildung 8.2) erprobt werden. Hierzu wurden die Wurmarten *Eisenia fetida* und *Eisenia hortensis* ausgewählt.

Eisenia fetida ist auch unter dem Namen Kompostwurm bekannt und zählt zu den heimischen Wurmarten, von denen es 39 verschiedene in Deutschland gibt. Das durchschnittliche Gewicht dieses Wurmes beträgt etwa 330 mg bei einer Länge von 3-10 cm. Ohne ausreichende Mengen organischen Materials kann er nicht überleben und ist deshalb nur in Mist- und Komposthaufen und nicht im normalen Garten- oder Ackerboden anzutreffen. Weitere Bezeichnungen für diesen Wurm sind Tennessee Wiggler, Gelbschwanz oder Tigerwurm (Graff, 1984).



Abbildung 8.2: Aufbau und Inhalt der Filtersackanlage Lamberts-mühle.

Der Wurm *Eisenia hortensis* (früher *Dendrobaena veneta*) wird auch als Riesenrotwurm oder European Nightcrawler bezeichnet. Mit einem Gewicht von 0,7–1,6 g und einer Länge von 5-16 cm ist er größer und schwerer als der Kompostwurm.

Die Kompostierungsversuche wurden in handelsüblichen, so genannten „Oscartonnen“ durchgeführt. Um eine für die Würmer ausreichende Durchlüftung des Kompostmaterials zu gewährleisten, wurden die Behälter im Abstand von ca. 3 cm mit einem Bohrer von 2 mm Durchmesser durchbohrt. Jeder Wurmbehälter enthielt 9 kg eines Kompost-Fäkaliengemisches. Die Würmer wurden gezählt und gewogen und anschließend dem Kompost beigegeben. Ein detaillierter Versuchsaufbau ist in Tabelle 8.1 dargestellt.

Die Wurmbehälter wurden bei einer Raumtemperatur von 20-25°C geschlossen gelagert. Für konstante Versuchsbedingungen wurde der Wassergehalt des Wurmkompostes auf 60 % eingestellt und regelmäßig kontrolliert. Es erfolgten 4 Probenahmen an verschiedenen Stellen des Wurmbehälters. Die erste Probenahme erfolgte zu Beginn und die Vierte zum Ende des Versuches. Dabei wurden sowohl Kompostproben, als auch Wurmproben zur Bestimmung des Nährstoff- und Keimgehaltes entnommen. Bei den 2. und 3. Probenahmen wurden jeweils nur Kompostproben entnommen. Die Bestimmung des Keimgehaltes erfolgte am Institut für öffentliche Hygiene der Universität Bonn. Dort wurden die Proben homogenisiert und anschließend in sterile Gefäße eingewogen. Der restliche Teil der Proben verblieb zur Bestimmung der Nährstoffgehalte am Institut für Pflanzenernährung.

Tabelle 8.1: Versuchsparameter des Vermikompostierungsversuches.

	<i>Eisenia fetida</i>	<i>Eisenia hortensis</i>
Wurmmasse [g]	150	230
Anzahl Würmer	450	200
Versuchsdauer	7 Wochen	
Wiederholungen	4	
Substratmenge [kg]	9	
Mischungsverhältnis Kompost/Fäkalien	1:1	
Probenahmen	4	
untersuchte Parameter	N; P; K; Ni; Cu; Cd; Zn; Pb; oTS; Keimgehalt	

Um den Wassergehalt zu bestimmen, wurde der Kompost bei 105°C über 24 Stunden getrocknet. Die Wurmproben wurden mit sterilem Wasser gereinigt und ebenfalls über 24 Stunden bei 105°C getrocknet. An einer Schwingscheibenmühle erfolgte die Zermahlung der getrockneten Proben. Der Stickstoffgehalt der Proben wurde durch einen Kjeldahlaufschluss an einem Gerhardt Vapodest Kjeldahlgerät durchgeführt. Die Phosphor- und Kaliumgehalte, sowie die Schwermetallgehalte wurden durch einen Druck- und Königswasseraufschluss flammenphotometrisch an einem Atom-Adsorptions-Spektrometer bestimmt. Ein abschließender Kresstest mit gesiebttem Vermikompost der letzten Probenahme gab Aufschluss über die Güte des Kompostmaterials. Hierzu wurden 400g Kompost der verschiedenen Varianten mit einer Kontrollvariante (Einheitskomposterde) verglichen und das Keimverhalten und Wachstum über einen Zeitraum von 10 Tagen dokumentiert.

8.4 Ergebnisse

Das mit Würmern versetzte Gemisch aus Kompost und Fäkalien wurde innerhalb der 7 Wochen gut umgesetzt (Abbildung 8.3, rechts). Der Kresstest des mit Würmern behandelten Kompostes zeigte nach 5 Tagen keinen Unterschied im Keimverhalten gegenüber der Kontrollvariante aus Einheitserde (Abbildung 8.3, links). Auch die nicht mit Würmern versetzte, unbehandelte Variante zeigte keinen Unterschied. Nach 10 Tagen war der unbehandelte Kompost gegenüber den anderen Varianten im Aufwuchs geringer und erhielt eine leichte Gelbfärbung. Die Kontrollvariante bildete ein dichteres Wurzelsystem aus. Im Aufwuchs waren jedoch keine Unterschiede sichtbar (Tabelle 8.2).



Abbildung 8.3: Vergleich des Wurzelwachstums von Kresse mit einer Kontrolle und Wurmkompost (links); Umsetzung der Fäkalien durch *Eisenia hortensis* nach 7 Wochen (rechts); oben :umgesetztes Substrat; unten: Frischsubstrat aus der Filtersackanlage

Tabelle 8.2: Darstellung der Ergebnisse des Kressetestes der Wurmkomposte verglichen mit einer Einheitserde.

	Keimung nach 5 Tagen	Aufwuchs nach 10 Tagen	Wurzelwachstum nach 10 Tagen
Einheitserde	0	0	0
Kontrolle (unbeh.)	0	-	-
<i>Eisenia fetida</i>	0	0	-
<i>Eisenia hortensis</i>	0	0	-

0 = entsprechendes Keimverhalten / Wachstum

- = verringertes Keimverhalten / Wachstum + = verbessertes Keimverhalten / Wachstum

Die Wiederfindungsrate der Würmer bei Versuchsende variierte stark (Tabelle 8.3). Die Wurmkomposte von *Eisenia fetida* hatte sich innerhalb von 7 Wochen um nahezu 70 % von 150 g auf ca. 50 g reduziert. Die Anzahl der Würmer hingegen reduzierte sich nur um 10-30 %. Bei *Eisenia hortensis* nahm die Wurmkomposte bis zu 13 % ab, bzw. erhöhte sich um bis zu 64 %. Die Anzahl der Würmer reduzierte sich jedoch um 17-48 %.

Vergleicht man die Masse und die Anzahl der Würmer, so hat sich das durchschnittliche Gewicht zu Versuchsende bei *Eisenia hortensis* etwa verdoppelt und bei *Eisenia fetida* um die Hälfte reduziert.

Tabelle 8.3: Ergebnisse der Wurmauszählung des Vermikompostversuches nach Versuchsende; (n = 4).

	Masse [g]		Anzahl Würmer		Masse Wurm ⁻¹ [g]	
	vorher	nachher	vorher	nachher	vorher	nachher
<i>Eisenia fetida</i>	150	49	450	323	0,33	0,15
	150	47	450	406	0,33	0,12
	150	50	450	378	0,33	0,13
	150	48	450	369	0,33	0,13
<i>Eisenia hortensis</i>	230	224	250	131	0,92	1,72
	230	200	250	118	0,92	1,70
	230	360	250	208	0,92	1,73
	230	305	250	154	0,92	1,98

8.4.1 Nährstoff und Schwermetallgehalte des Wurmkompostes

In Abbildung 8.4 und Tabelle 8.4 sind die Schwermetall- und Nährstoffgehalte der Wurmproben dargestellt. Bis auf Cadmium konnte eine tendenzielle Zunahme der Schwermetallkonzentrationen in beiden Wurmarten festgestellt werden. Bei Cadmium traf dies nur für *Eisenia fetida* zu. Die Schwermetallkonzentrationen zwischen den Wurmarten waren nicht signifikant verschieden. Auch bei den Nährstoffgehalten konnte zwischen *Eisenia fetida* und *Eisenia hortensis* keine signifikante Veränderung festgestellt werden.

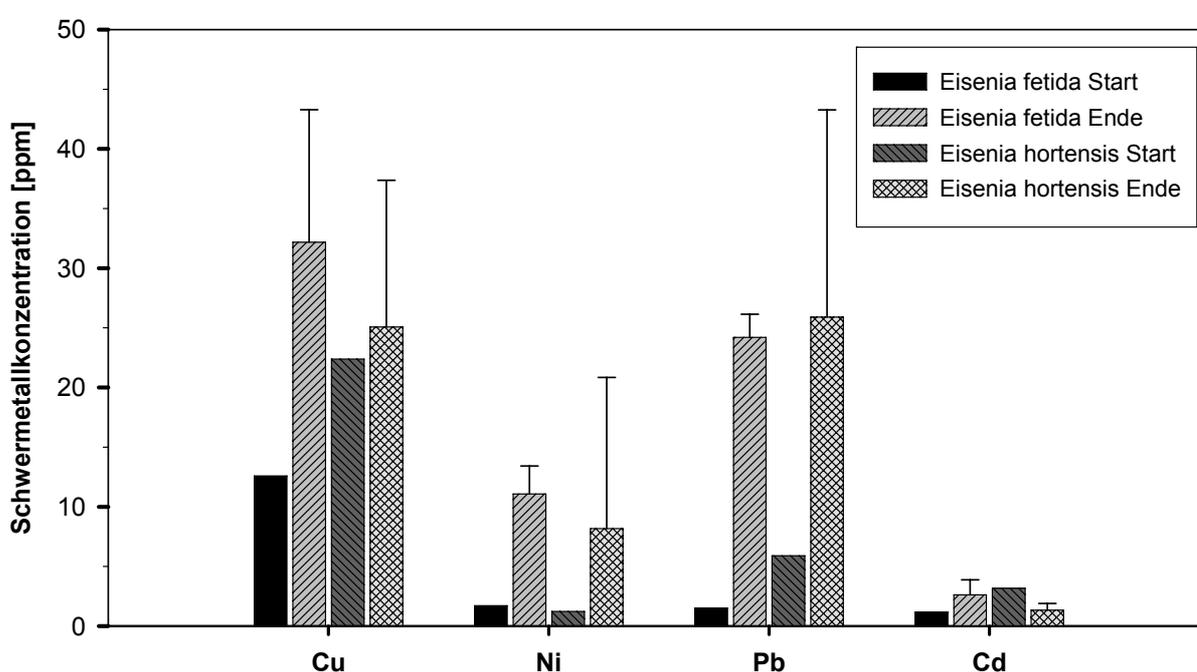


Abbildung 8.4: Kupfer-, Nickel-, Blei- und Cadmiumgehalte der Wurmproben zu Beginn und Ende des Kompostierungsversuches in ppm (n = 4, Balken = Standardabweichung, zu Beginn des Versuches n = 1).

Der Anteil der organischen Trockenmasse reduzierte sich von anfänglich 33,4 % im *Eisenia fetida*- als auch im *Eisenia hortensis*- Kompost auf 28 bzw. 27 % signifikant. Zwischen den Wurmarten waren die Unterschiede trotz unterschiedlicher Wurmmasse und Wiederfindungsrate jedoch nicht signifikant (Abbildung 8.5).

Tabelle 8.4: Zink- und Nährstoffgehalte der Wurmproben zu Beginn und Ende des Kompostierungsversuches in ppm (n = 4, zu Beginn des Versuches n = 1).

[ppm]	<i>Eisenia fetida</i>		<i>Eisenia hortensis</i>	
	Start	Ende	Start	Ende
Zink	120	227	106	141
Stickstoff	2313	2144	1821	1822
Phosphor	884	908	810	750
Kalium	864	915	794	853

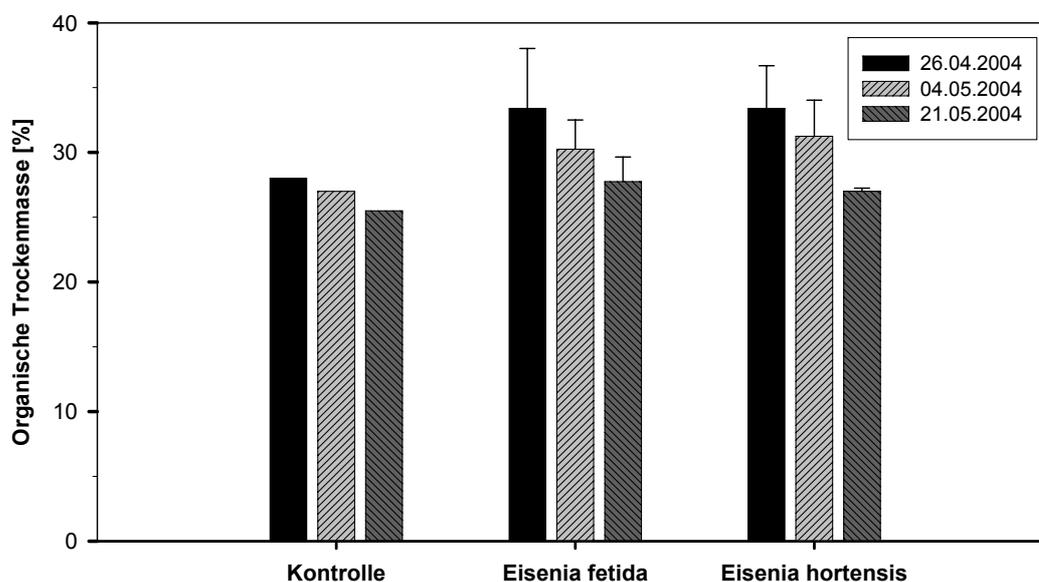


Abbildung 8.5: Vergleich des Anteils der org. Trockenmasse im Wurmkompost von *Eisenia fetida* und *Eisenia hortensis* in % (n = 4, Balken = Standardabweichung, zu Beginn des Versuches; n = 1).

Die Nährstoffgehalte der Kompostproben sind in Abbildung 8.6 dargestellt. Die Stickstoffgehalte der Komposte lagen zwischen 0,85-1,0 %. Die N-Gehalte vom *Eisenia fetida* Kompost waren zur letzten Probennahme signifikant niedriger als zur ersten Probennahme, der zu diesem Zeitpunkt signifikant höhere Gehalte aufwies, als die Kontrollvariante. Zwischen den Wurmarten gab es keine signifikanten Unterschiede. Die Stickstoffgehalte des *Eisenia hortensis* Komposts unterschieden sich ebenfalls nicht signifikant von der Kontrolle. Die Phosphorgehalte blieben bis zur Probe am 21.05.04 konstant. Die Kaliumgehalte nahmen im *Eisenia fetida* Kompost signifikant zu. Sie waren zur ersten Probennahme signifikant niedriger gegenüber des *Eisenia hortensis* Komposts. Zur letzten Probe am 18.08.04 waren die Unterschiede jedoch nicht mehr signifikant verschieden.

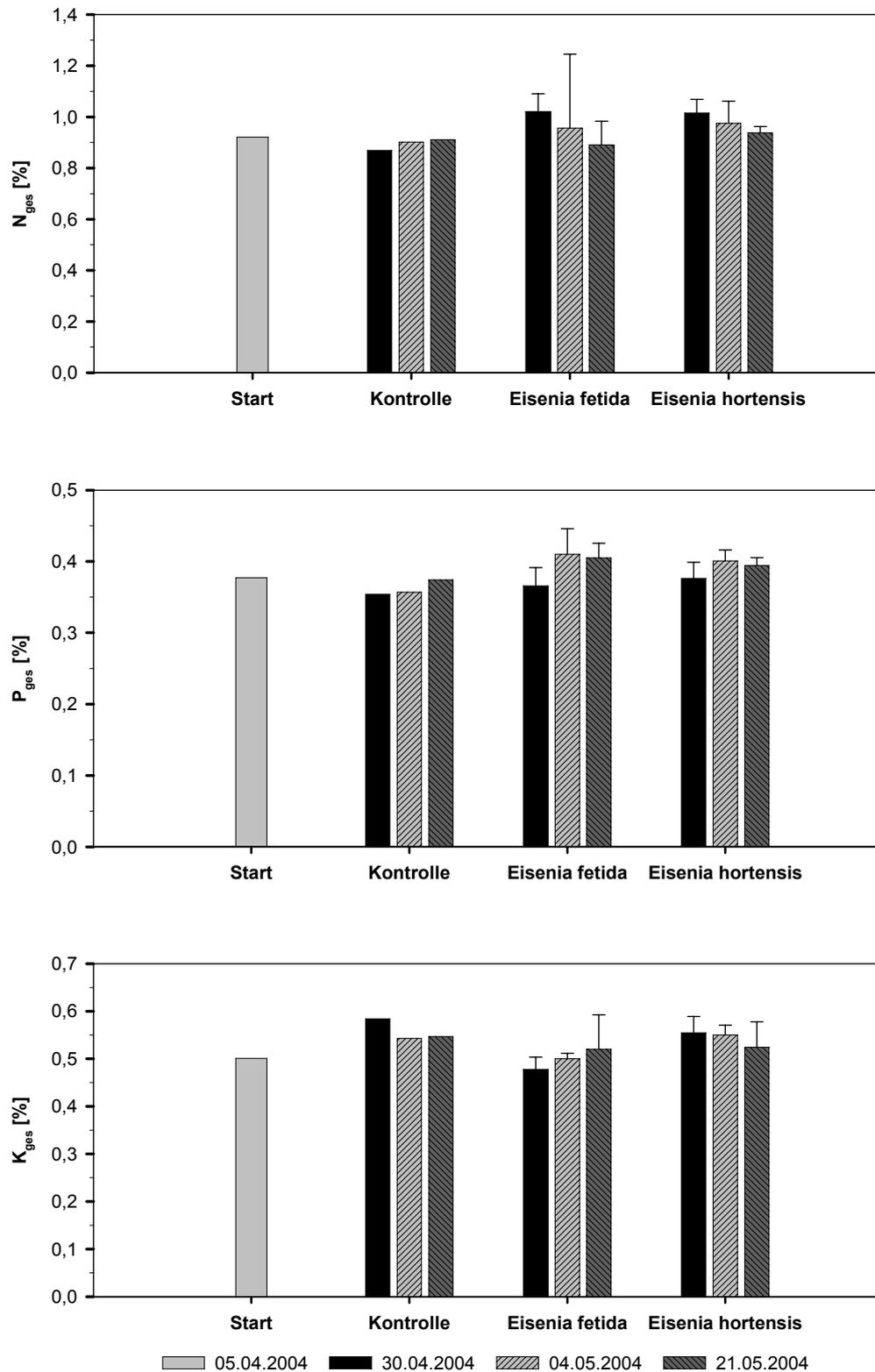


Abbildung 8.6: Nährstoffgehalte der Wurmkompostproben *Eisenia fetida* und *Eisenia hortensis* im Vergleich zur Kontrollvariante und dem Ausgangsmaterial in % (n = 4, Balken = Standardabweichung, zu Beginn des Versuches und Kontrolle n = 1).

In Tabelle 8.5 werden die Nährstoffgehalte im Wurm und Kompost zu Beginn und Ende des Versuches bilanziert. Insgesamt wurden zu Versuchsende zwischen 22 und 31 % weniger Nährstoffe im Kompost und Wurm wiedergefunden, als zu Beginn. Die Verluste im *Eisenia hortensis* Kompost waren bei allen Nährstoffen zwischen 2 und 7 % geringer gegenüber dem *Eisenia fetida* Kompost.

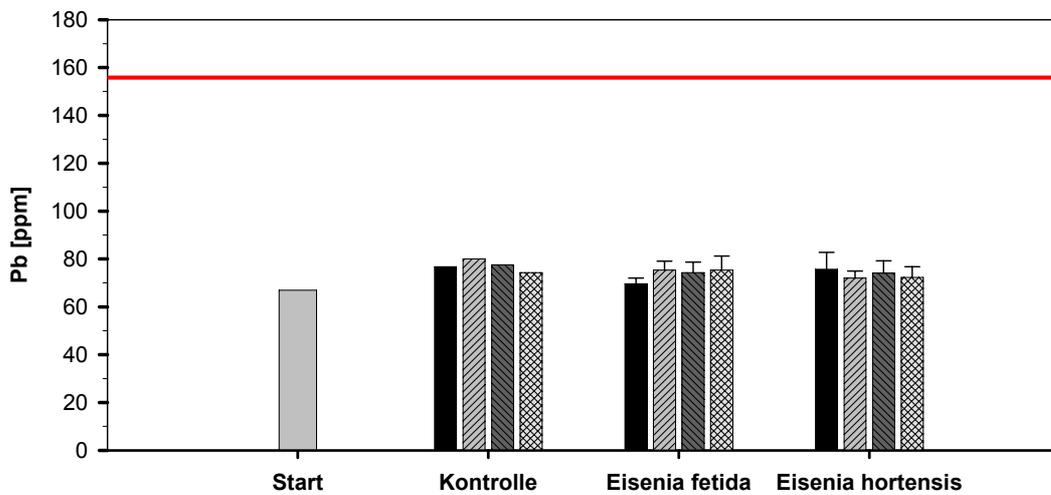
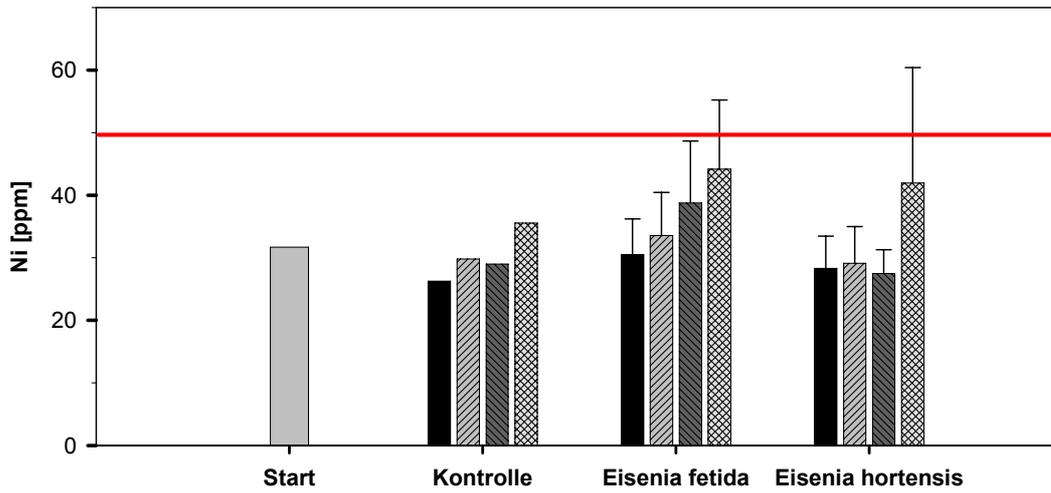
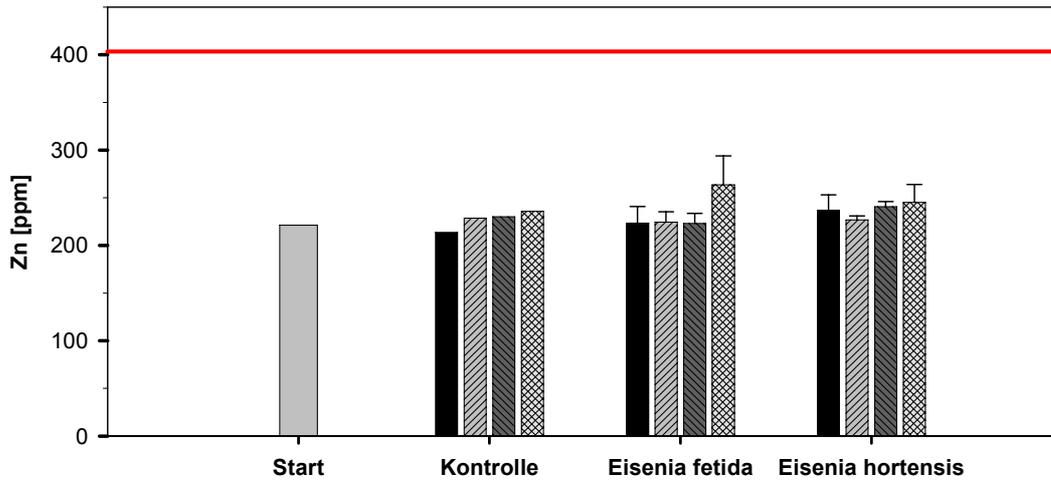
Tabelle 8.5: Bilanzierung der Nährstoffgehalte im Wurm und Kompost zu Beginn und Ende des Versuches; Gehalte bezogen auf Trockensubstanz in mg/Ansatz; E.f.: *Eisenia fetida*; E.h.: *Eisenia hortensis* (n = 4, zu Beginn des Versuches n = 1).

[mg/Ansatz]	N		P		K	
	E. f.	E. h.	E. f.	E. h.	E. f.	E. h.
Kompost Start	3478	3478	1425	1425	1894	1894
Kompost Ende	2414	2629	1096	1105	1409	1470
Wurm Start	67	71	28	32	27	31
Wurm Ende	23	84	9	35	9	39
Komp.& Wurm Start	3544	3549	1453	1457	1921	1925
Komp.& Wurm Ende	2437	2713	1106	1140	1418	1509
Verlust [%]	31	24	24	22	26	22

Die Wurmkompostierung zeigte bis auf Cadmium keinen signifikanten Einfluss auf die Schwermetallkonzentrationen. Die Bioabfallverordnung fordert für die Einhaltung der Qualitätskriterien und Güterichtlinien für Fertig- und Substratkompost, die in der Abbildung 8.7 durch die rote Linie dargestellten Höchstmengen an Schwermetallen.

Die nach Bioabfallverordnung geforderten Höchstmengen an Zink und Blei konnten zu jeder Zeit eingehalten werden. Die Nickel- und Kupfergehalte erreichten zum Ende der Kompostierung zum Teil Werte oberhalb des Richtwertes.

Die Cadmiumgehalte des Wurmkompostes lagen bei *Eisenia fetida* gegenüber *Eisenia hortensis* und der Kontrolle signifikant höher und lagen zu jeder Zeit über dem geforderten Wert von $1,5 \text{ mg kg}^{-1} \text{ TS}$.



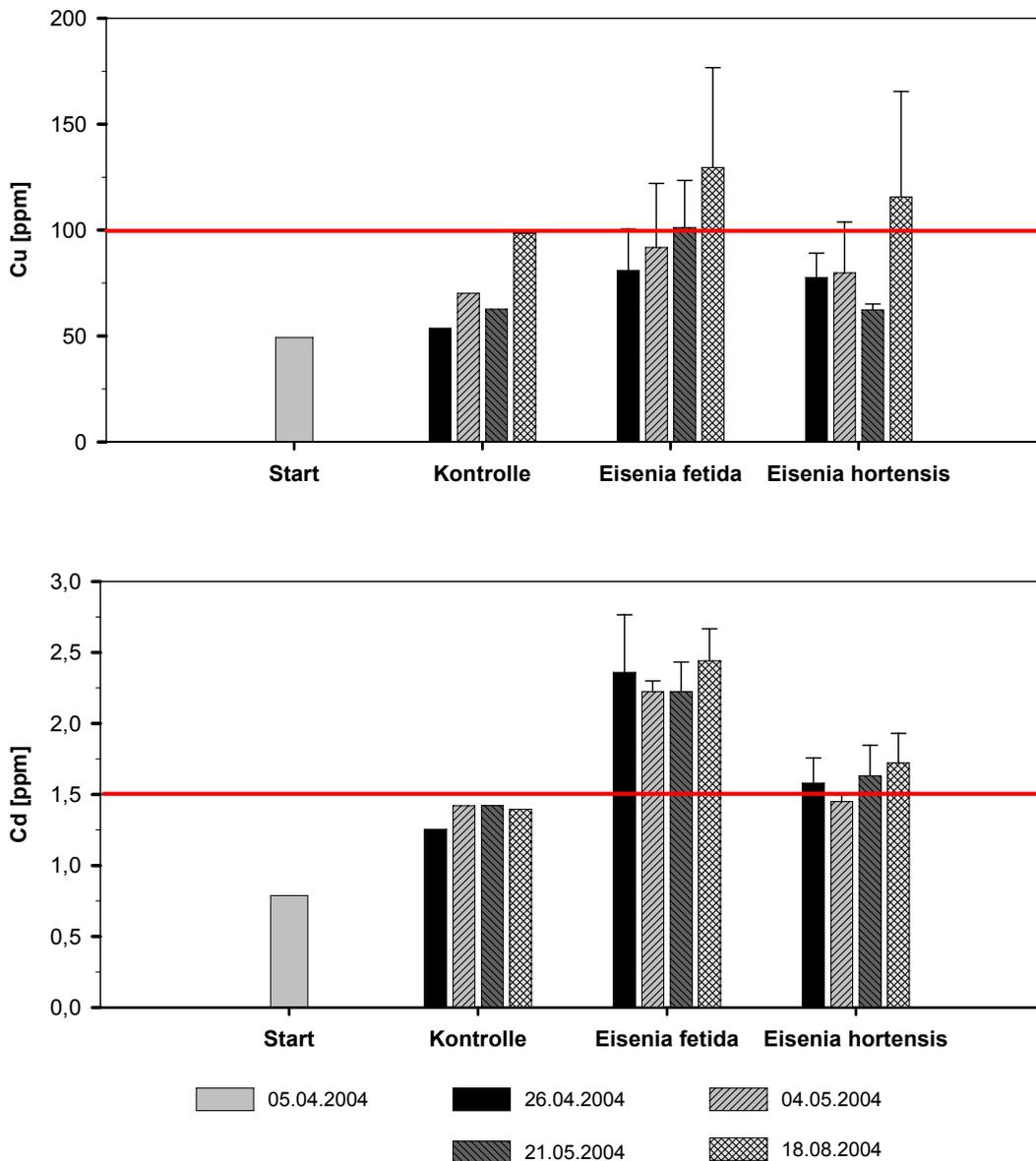


Abbildung 8.7: Schwermetallgehalte der Wurmkompostproben Eisenia fetida und Eisenia hortensis im Vergleich zur Kontrollvariante und dem Ausgangsmaterial in ppm (n = 4, Balken = Standardabweichung, zu Beginn des Versuches und Kontrolle n = 1, Horizontale Linie: Richtwerte für Schwermetallkonzentrationen in Kompost nach Bioabfallverordnung).

Die Bilanzierung der Schwermetallgehalte in Wurm und Kompost zu Beginn und Ende des Versuches, wies Fehlbeträge von bis zu 123,3 % auf (Cadmium, *Eisenia fetida*). Zink, Blei und Nickel wiesen zu Versuchsende insgesamt weniger Schwermetalle auf, als zu Versuchsstart (Tabelle 8.6).

Tabelle 8.6: Bilanzierung der Schwermetallgehalte im Wurm und Kompost zu Beginn und Ende des Versuches; Gehalte bezogen auf Trockensubstanz in mg/Ansatz; E.f.: *Eisenia fetida*; E.h.: *Eisenia hortensis*, (n = 4, zu Beginn des Versuches n = 1).

[mg/Ansatz]	Zn		Pb		Ni	
	E. f.	E. h.	E. f.	E. h.	E. f.	E. h.
Kompost Start	836	836	253	253	120	120
Kompost Ende	672	702	224	216	117	80
Wurm Start	3,7	4,1	0,0	0,5	0,1	0,0
Wurm Ende	2,3	6,5	0,2	1,2	0,1	0,4
Komp.& Wurm Start	840	840	253	254	120	120
Komp.& Wurm Ende	674	709	224	217	117	81
Verlust [%]	20	16	11	14	3	33

[mg/Ansatz]	Cu		Cd	
	E. f.	E. h.	E. f.	E. h.
Kompost Start	186	186	3	3
Kompost Ende	305	182	7	5
Wurm Start	0,4	0,9	0,0	0,1
Wurm Ende	0,3	1,2	0,0	0,1
Komp.& Wurm Start	187	187	3	3
Komp.& Wurm Ende	305	183	7	5
Verlust [%]	-64	2	-123	-56

Die Schwermetallmengen im Wurm können vernachlässigt werden. Durch die Kompostbeprobung während des Versuches wurden ca. 500 g Frischmasse entnommen, so dass die hier dargestellten Verluste um ca. 5 % nach unten korrigiert werden können. Für Kupfer und Cadmium wurden jedoch zu Versuchsende zum Teil höhere Gehalte gefunden, als zu Versuchsstart. Es konnte im *Eisenia fetida* Kompost 64 % mehr Kupfer nachgewiesen werden, wohingegen der Cu-Gehalt im *Eisenia hortensis* Kompost konstant geblieben ist. Cadmium war in beiden Proben zu Versuchsende signifikant höher. Hier war der Gehalt im *Eisenia hortensis* Kompost durchschnittlich 56 % und der *Eisenia fetida* Kompost 123 % höher.

8.4.2 Hygienische Parameter des Wurmkompostes

Abbildung 8.8 zeigt die vom Hygieneinstitut ermittelte Keimbelastung des Vermikulturkompostes im Vergleich zu einer Naturrotte. Beim Vermikulturkompost konnte ein Anstieg der Clostridiensporen festgestellt werden. Durch die starke Durchmischung des Substrates wird sich hier das Bakterienspektrum zu aeroben Sporenbildnern verschoben haben.

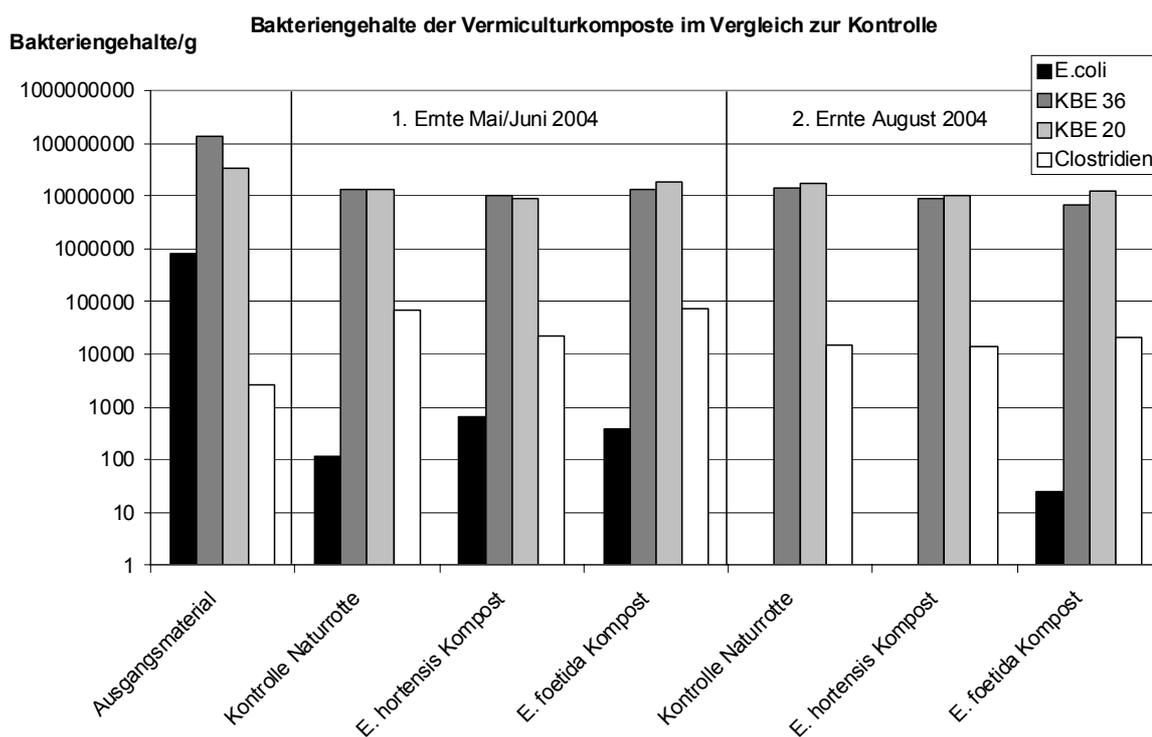


Abbildung 8.8: Bakteriengehalt des Vermiculurkompostes im Versuchsverlauf im Vergleich zu einer Naturrotte (Rechenburg, 2005).

Die E. coli-Konzentrationen der Komposte von Eisenia hortensis ($662 \text{ KBE}^1/\text{g}$), und der Kontrolle, die ohne Zusatz von Würmern verrottete ($120 \text{ KBE}/\text{g}$), konnten nach der zweiten Beprobung nicht mehr nachgewiesen werden. Lediglich in dem mit Eiseniawürmern versetzten Substrat waren noch E. coli nachweisbar.

In Abbildung 8.9 wird der Bakteriengehalt von Fäkalkompost mit einem Grünabfall/Schafsmistkompost von einem Biobauernhof verglichen. Alle Komposte weisen eine geringe Konzentration mit E. coli Bakterien auf. Durch die Kompostierung wird eine deutliche Reduktion erreicht; nach zwei Monaten Vermikultur 99,9 %, nach sechs Monaten 99,99 %. Salmonellen konnten nach sechs-monatiger Kompostierung nachgewiesen werden, in der abschließenden Untersuchung waren jedoch keine Salmonellen nachweisbar.

¹ Koloniebildende Einheit

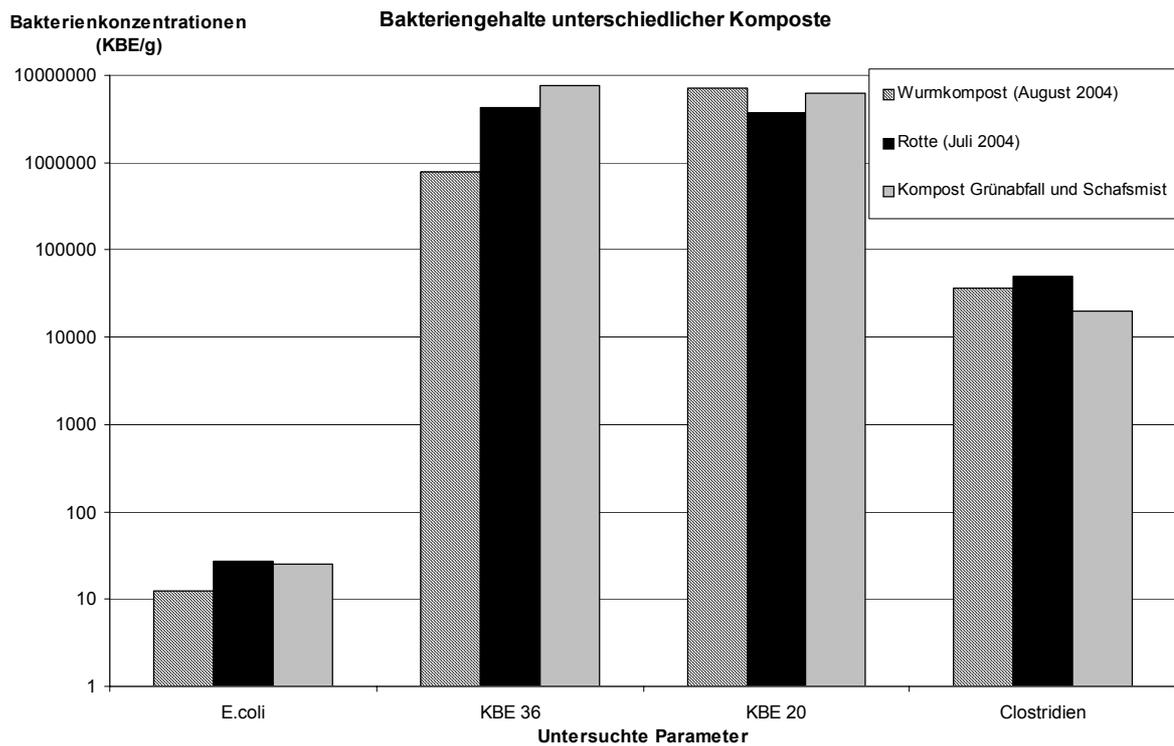


Abbildung 8.9: Bakteriengehalt verschiedener Komposte im Vergleich. Vermikulturkompost (n = 8) nach 6 Monaten Kompostierung; Rottesäcke neun Monate nach Versuchsbeginn (n = 4); Grünabfall/Schafsmist Kompost mindestens 12 Monate alt (n = 2), (Rechenburg, 2005).

8.5 Diskussion

Die Versuche zur Umsetzung eines Fäkalien-Kompostgemisches haben gezeigt, dass eine gute Umsetzung des Substrates innerhalb weniger Wochen möglich ist. Weitere Versuche haben ebenfalls gezeigt, dass eine zusätzliche Vermischung der Fäkalien mit Kompostmaterial für die Wurmkompostierung nicht erforderlich ist. Ein 8 wöchiger Versuch zur Umsetzung von Fäkalien durch *Eisenia hortensis* ohne zusätzlichen Kompostzusatz ergab, dass die Fäkalien durch die Würmer gut angenommen wurden und zu einer „Komposterde“ umgesetzt werden konnten. Dies zeigte sich insbesondere an einem an der Lamberts-mühle auf bewachsenem Boden gelagerten Rottesack. Hier hatten sich innerhalb von drei Monaten eine Vielzahl an Würmern in den Fäkalien vermehrt und begonnen, das Substrat umzusetzen. Buest et al. (2004) erzielte vergleichbar gute Resultate mit *Eisenia fetida* zur Umsetzung von Fäkalien.

Der Nährstoffgehalt von Kompost hängt im Wesentlichen vom Ausgangsgehalt der Rohstoffe ab. Durch die Umsetzung der Fäkalien und dem damit verbundenen Rotteverlust werden die Nährstoffe konzentriert. Je nach Prozessbedingungen können aber auch beträchtliche Verluste entstehen. Ammoniak kann gasförmig entweichen,

mineralisiertes Ammonium, Nitrat und Kali aus dem Kompost mit dem Sickersaft ausgewaschen werden (Fuchs, Bieri et al., 2004). Die Bilanzierung der Nährstoffe hat gezeigt, dass durch die Wurmkompostierung Verluste zwischen 22 und 31 % stattgefunden haben. Über die Versuchsdauer hatte sich in den Wurmboxen ein Bodensatz von unverdaulichem, anorganischem Material mit Sickerwasser gebildet. Ein geringer Teil des Sickerwassers ging dabei über die zur Belüftung des Kompostes dienenden Bohrungen verloren. Hier kann ein Nährstoffaustrag stattgefunden haben.

Die Cadmiumgehalte des Wurmkompostes waren bei Versuchsbeginn signifikant höher. Durch die Verwendung von Kunststoffbehältern kann es evtl. zu einem Cadmiumeintrag in den entnommenen Proben gekommen sein.

Cadmium wird in Form von Farbstoffen wie Cadmiumsulfid oder -selenid (Cadmiumgelb, Cadmiumrot) oder als Stabilisator (z.B. Cadmiumstearat) in Kunststoffen zugegeben. Obwohl ein unmittelbarer Eintrag durch cadmiumhaltige Kunststoffe nicht besteht, da die enthaltenen Cadmiumverbindungen im Kunststoff gebunden sind und Cadmium auch nicht ausdunstet (Müller, 2002), können dennoch Kunststoffreste durch die Aufbohrung der Tonnen zur Belüftung, in die Kompostproben gelangt sein.

Cadmium und Zink können von allen Metallen durch Regenwürmer am besten aufgenommen werden (Kenter, Wahlmann et al., 1998). Spurgeon, Tomlin et al. (1997) fanden in ihren temperaturabhängigen Versuchen zum Zinkgehalt in Würmern eine höhere Akkumulation und begründeten dies mit der geänderten Stoffkinetik und einer verbesserten Verfügbarkeit des Schwermetalls und verweisen auf die erhöhte Cadmiumassimilation verschiedener Collembolen bei steigender Temperatur.

Die Anreicherung von Schadstoffen aus der Umwelt in Lebewesen (Biomagnifikation) ist ein wichtiges Werkzeug zur Abschätzung des Risikopotentials. Unterschiedlich stark ausgebildete Wurmpopulationen können ein Hinweis auf einen mit Schwermetallen belasteten Boden sein (Vandecasteele, Quataert et al., 2004).

Rothstein & Schröder (2001) weisen darauf hin, dass die Ausbringung von Kompost ein Umverteilungsvorgang von Schadstoffen ist, während die Einträge von Schadstoffen mit Mineraldüngern „echte“ Neueinträge darstellen. Die Gehalte an Nähr- und Schadstoffen im Kompost sind letztlich auch ein Spiegelbild dessen, was die Landwirte zuvor an Nähr- und Schadstoffen aufgebracht haben - sofern keine Störstoffe im Bioabfall vorhanden sind. Die gemessenen Schwermetallkonzentrationen in Fäkalien können jedoch auch stark variieren.

Vinneras et al. (2003) fand bei Messungen aus unterschiedlichen Siedlungen mit separierenden Toiletten signifikant unterschiedliche Konzentrationen. Eine signifikant höhere Zinkkonzentration war dabei auf die mit Zink galvanisierten Leitungen zurückzuführen. Die Zinkgehalte lagen dort über 1500 ppm und somit um das 5fache höher als der schwedische Durchschnitt. Der Grund für einen erhöhten Bleigehalt von 46 ppm war nicht bekannt. Die durchschnittlichen Schwermetallgehalte in Fäkalien einer schwedischen Studie sind in Tabelle 8.7 dargestellt. Die Ergebnisse weichen – auch in Relation zueinander - z.T. stark von den an der Lamberts-mühle gemessenen Schwermetallkonzentrationen ab.

Tabelle 8.7: Vergleich der Schwermetallkonzentrationen in Fäkalien in ppm; TS-Gehalt: 20 % bei Jönsson, et al. (2004) und eigenen Messungen.

[ppm]	Cu	Zn	Ni	Pb	Cd
Jönsson, et al.	33,3	325	2,3	0,6	0,3
eigene Messungen	50 - 130	215 - 265	28 - 44	66 - 78	0,8 - 2,4

Die Ergebnisse der hygienischen Untersuchungen sind mit Ergebnissen anderer Untersuchungen vergleichbar. Fittschen (1999) fand in Kompostproben aus Komposttoiletten eines Kleingartenvereins $1,4 \times 10^1$ - $4,3 \times 10^2$ KBE/g E. coli in sechs Monate alten Komposten. Der von der US-amerikanischen National Sanitation Foundation geforderte Grenzwert von 200 Fäkalcoliformen (entspricht E. coli) wird in den Vermikulturkomposten eingehalten. Gemäß dem Nordic Ecolabeling (2000) hält der Eisenia hortensis-Kompost den geforderten Grenzwert von 2 Fäkalcoliformen ein. Im Eisenia fetida-Kompost wurde dieser Wert nach sechs Monaten Kompostierung noch gering überschritten. Das Infektionsrisiko für den Menschen ist jedoch gering, da hohe Dosen oral aufgenommen werden müssen, um eine Infektion auszulösen (Rechenburg, 2005).

8.6 Schlussfolgerungen

Die Kompostierung der Fäkalien durch Vermikultur hat gezeigt, dass eine gute und rasche Umsetzung der Fäkalien möglich ist. Der Kompost erreicht dabei eine Qualität, der mit herkömmlichem Kompost verglichen werden kann. Eine Mischung der Fäkalien mit Kompost ist für die Umsetzung der Fäkalien durch Vermikultur nicht nötig. Bei einer im Freien stattfindenden Kompostierung der Fäkalien kann davon ausgegangen werden, dass es zu einer natürlichen Wurmanreicherung und Umsetzung des Substrates kommt. Aus hygienischer Sicht sollte allerdings das Kompostbeet abgedeckt, oder Schnellkomposter verwendet werden.

8.7 Literatur

- Buch, W. 1986: Der Regenwurm im Garten, 128 S., Ulmer E.
- Buest B., Otterpohl R., Behrendt J., Gulyas H., Shalabi M. 2004: Vermicomposting of Brown water using the Rottebehälter system as a component of ecological sanitation with urine diverting flush toilets, www.tu-harburg.de/aww/projekte/rottebehaelter.pdf
- Darwin, C. (1891). Die Bildung der Ackererde durch die Tätigkeit der Würmer, Aus dem Englischen von J. Victor Carus, 1983.
- Fittschen, I. 1999: Entsorgungsverfahren in Kleingartenanlagen mit Schwerpunkt Trockentoiletten, Bundesverband Deutscher Gartenfreunde e.V., Schriftenreihe Nr. 140 /1999, "Zukunft Kleingarten mit naturnaher und ökologischer Bewirtschaftung".
- Fuchs, J. G., M. Bieri & M. Chardonnos (2004). Auswirkungen von Komposten und Gärgut auf die Umwelt, die Bodenfruchtbarkeit sowie die Pflanzengesundheit. Zusammenfassende Übersicht der aktuellen Literatur. FiBL-Report. Frick, Schweiz: 171.
- Graff, Otto 1984: Unsere Regenwürmer, 112 S., Schaper, M. & H.
- Hansche, K. (1988). Der Regenwurm - Bedeutung - Vermehrung – Einsatzmöglichkeiten. Stuttgart, Leopold Stocker Verlag.
- Hendriks, A. J., Ma, W.C., Brouns, J.J., de Ruiter-Dijkman, E.M., Gast, R., (1995). "Modelling and monitoring organochlorine and heavy metal accumulation in soils, earthworms, and shrews in Rhine-delta floodplains." Archives of Environmental Contamination and Toxicology 29(1): 115-127.
- Jönsson, H., A. R. Stintzing, B. Vinneras & E. Salomon (2004). "Guidelines on the Use of Urine and Faeces in Crop Production." EcoSanRes Publications Series 2: 35.
- Kenter, C., I. Wahlmann, G. Kalnowski & C. Hoffmann (1998). "Die Atmungsaktivität von Eisenia fetida als subletaler Parameter zur Beurteilung von Bodenkontaminationen." Bodenökologie und Bodengenese 26: pp 120-129.
- Müller, L. (2002). Cadmium in Kunststoffprodukten; Gefahr für Mensch und Umwelt?, Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz.
- Nordic Ecolabelling (2005). Ecolabelling of Closed Toilet Systems. Criteria document 9 April 1997 - 8 July 2005, Version 2.4: pp 43.

- Rechenburg, A. (2005). Hygieneuntersuchung von Fäkalkomposten. -Abschlussbericht- Nährstofftrennung und -verwertung in der Abwassertechnik am Beispiel der "Lambertsmühle", Bonn, Institut für Pflanzenernährung , Universität Bonn.
- Rothstein, B., Schröder, D. 2001: Differenzierung zwischen organischem Abfall und Produkt - eine juristische, naturwissenschaftliche und ökonomische Betrachtung -, Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 2001, Bd. 95, 233-236.
- Spurgeon, J. D., A. M. Tomlin & P. S. Hopkin (1997). "Influence of Temperature on the Toxicity of Zinc to the Earthworm *Eisenia fetida*." *Environmental Contamination and Toxicology* 58: pp 283-290.
- Vandecasteele B., S. J., Quataert P., Muys B., Tack F.M.G (2004). "Earthworm biomass as additional information for risk assessment of heavy metal biomagnification: a case study for dredged sediment-derived soils and polluted floodplain soils." *Environmental Pollution* 129(3): pp 163-175.
- Vinnerås, B., Holmquist, A., Bagge, E., Albiñ, A. & Jönsson, H. 2003: Potential of disinfection of separated faecal matter by urea and PAA for hygienic nutrient recycling. *Bioresource Technology* 89(2): 155-161.

9 Bewertung des Düngepotentials von Urin und Fäkalien als Dünger in der Landwirtschaft

9.1 Zusammenfassung

Die Herstellung von Stickstoffdüngern wird mit einem sehr hohen Energieaufwand betrieben. Die im Urin und Fäkalien enthaltenen Nährstoffe werden in Kläranlagen eliminiert bzw. gefällt und keiner Kreislaufführung zugeführt. Die Verwendung von Urin als Dünger in der Landwirtschaft kann für den Landwirt eine preisgünstige und ressourcenschonende Alternative zur Mineraldüngung darstellen. Urin ist ein sehr gut auf die Nährstoffbedürfnisse landwirtschaftlicher Kulturen zusammengesetzter Volldünger. In der Düngewirksamkeit ist er mit mineralischem Dünger vergleichbar. Etwa 19 % des in Europa benötigten N-Düngerbedarfs kann durch die Verwendung von Urin ersetzt werden. Die Verwendung von Urin als Dünger ist jedoch weiterhin nicht in der Landwirtschaft zugelassen und muss weiter erforscht werden. Ein rentabler Einsatz von Fäkalkompost scheint nicht möglich, da die anfallenden Mengen zu gering sind und eine entsprechende Hygienisierung notwendig ist.

9.2 Einleitung

In vielen Ländern hat die Wiederverwendung von Urin in der Landwirtschaft eine lange Tradition. Auch in Deutschland wurde Urin als Dünger in der Landwirtschaft eingesetzt. Im 18. Jahrhundert wurde das Toilettenwasser in verschiedenen Systemen gesammelt (septic tanks, „Heidelberger Tonnensystem“, Liernur System) und als „night soil“ betitelt. Dieses wurde mittels Pumpwagen gesammelt und direkt in der Landwirtschaft ausgebracht. Jedoch konnten sich diese Systeme nicht gegen das im 19. Jahrhundert eingeführte und bis heute bestehende Spültoilettensystem durchsetzen. In diesem Abwasserstrom war dabei die Nährstoffkonzentration zu gering, um rentabel in der Landwirtschaft ausgebracht werden zu können und wurden ungeklärt in das aquatische System gespült. Heutzutage werden die im Abwasserstrom vorhandenen Nährstoffe mit großem Investitionsaufwand in Kläranlagen eliminiert (Stickstoff) bzw. gefällt (Phosphor) (Lange & Otterpohl, 2000).

9.2.1 Prozess der Stickstoffeliminierung in Kläranlagen

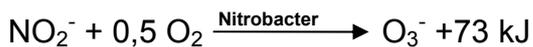
Im Gegensatz zur dezentralen Erfassung von Stoffströmen neuartiger Sanitärsysteme wird der in zentralen Kläranlagen anfallende Stickstoff, im biologischen Prozess der Nitrifikation und Denitrifikation durch verschiedene aerobe Mikroorganismen der

Gattungen *Nitrosomonas* und *Nitrobacter* nitrifiziert. Die Nitrifikation spielt in der Abwasserreinigung eine große Rolle, weil sie die einzige Möglichkeit bietet, den aus dem Eiweißabbau stammenden Ammoniak in die für tierische Organismen ungiftige oxidierte Form umzuwandeln (Hartmann, 1992). Die *Nitrosomonas*-Bakterien beziehen ihre Energie, die zur Assimilation notwendig ist, aus der Oxidation des Ammoniums (Nitrifikation).

Der Prozess kann folgendermaßen beschrieben werden:



In einem 2. Schritt wird Nitrit zu Nitrat weiteroxidiert.

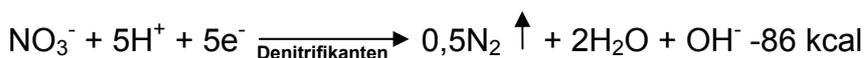


Zusammengefasst, lässt sich der Prozess wie folgt darstellen:



Für die Oxidation von einem Mol des Ammoniums werden also 2 Mol Sauerstoff verbraucht, oder anders ausgedrückt, um 1g Stickstoff zu eliminieren, werden 4,57g Sauerstoff benötigt.

Bei der Denitrifikation des Nitrats wird, unter bestimmten Umständen, Nitrat- und Nitrit-Sauerstoff von fakultativen heterotrophen Bakterien anstelle des gelösten Sauerstoffs als Elektronenakzeptor benutzt.



9.2.1.1 Energiekosten im Kläranlagenbetrieb

Der Abbauaufwand einer biologischen Kläranlage wird in kWh/kg η *BSB₅ (Kilowattstundenbedarf je abgebautem kg BSB₅) beschrieben (Bischof, 1993). Pro Einwohner werden täglich 60 g Sauerstoff angenommen (Lange & Otterpohl, 2000). Der spezifische Energieverbrauch einer Kläranlage liegt pro Jahr und Einwohnerwert (EW) in der Regel zwischen 30-60 kWh/(EW * a) – im Mittel bei 40 kWh/(EW * a). Die größten Verbraucher sind die Aggregate der Biologie und Nachklärung. Die biologische Reinigung und Nachklärung im Betrieb einer Kläranlage machen ca. 67 % des Stromverbrauches aus, wobei verschiedene Faktoren wie beispielsweise Verfahren, Kläranlagengröße und Auslastung Einfluss auf den Stromverbrauch nehmen (GFM GmbH, 2007).

1998 wurden in Deutschland 9,6 Mrd. m³ Abwasser in 10350 Kläranlagen behandelt. Um den im Abwasser anfallenden Stickstoff durch Nitrifikation und Denitrifikation zu eliminieren, wurden dabei Betriebskosten in Höhe von 12,8 Milliarden € kalkuliert (Niederste-Hollenberg, Oldenburg et al., 2003). Diese Kosten könnten durch eine Urinseparierung und somit Trennung vom Abwasserstrom gesenkt werden, da etwa 85 % des im Abwasser enthaltenen Stickstoffs aus Urin stammen (Lange & Otterpohl, 2000; Niederste-Hollenberg, Oldenburg et al., 2003). Der Urinanteil im Abwasser macht jedoch nur einen Volumenstrom von 1 % aus. Dadurch hätte sich zwar der Abwasserstrom in 1998 von 9,6 Mio m³ y⁻¹ auf lediglich 9,5 Mio. m³ y⁻¹ reduziert und würde keine Auswirkungen auf die Dimensionierung der Anlagen haben, der Umweltnutzen wäre aber umso größer.

Es bleibt jedoch zu beachten, dass sich durch den Wegfall der N-Quelle Urin ein neues C/N/P-Verhältnis im Abwasser einstellt. Das optimale molare C/N/P-Verhältnis für einen aeroben Abbauvorgang beträgt zwischen 100:14:3 und 100:10:1. Im kommunalen Abwasser ist das Verhältnis etwa 100:20:5 (Abwasserlexikon, o.J.). Durch eine Reduzierung der N-Quelle um 85 % im kommunalen Abwasser würde sich ein theoretisches C/N/P-Verhältnis von etwa 100:3:5 einstellen und zusätzlich eine starke Verringerung der aeroben Abbauleistung stattfinden. Dies würde eine Zudosierung von Nährstoffen (Stickstoff) erforderlich machen. Findet jedoch neben der Urinseparation gleichzeitig auch eine Abtrennung der Fäkalien statt, könnte aber auch der Kohlenstoffanteil entscheidend gesenkt werden. Der im kommunalen Abwasser aus Fäkalien vorhandene organisch gelöste Kohlenstoff (DOC = dissolved organic carbon) beträgt bis zu 55 % (Lettinga, 2004). Werden Urin und Fäkalien getrennt vom restlichen Abwasser behandelt, so ließen sich dadurch die BSB₅ Frachten pro EW um 50 %

senken (Lange & Otterpohl, 2000). Abgesehen von der Trinkwassereinsparung durch die Verwendung von wassersparenden Trenntoiletten und wasserlosen Urinalen, kann zusätzlich mit einem verringerten Reinigungsaufwand im Kläranlagenbetrieb gerechnet werden, aufgrund einer verringerten Kohlenstoff- und Nährstoffbelastung kommunaler Abwässer.

9.3 Einflussgrößen auf das Düngepotential

9.3.1 Düngemittelverbrauch

Der Düngemittelverbrauch weltweit nimmt aufgrund des exponentiellen Anstiegs der Weltbevölkerung ständig zu, und es werden hohe Anforderungen an die Landwirtschaft gestellt die Welternährung zu sichern. Auf mittlere Sicht wird ein jährlicher Zuwachs des Einsatzes von Stickstoff, Phosphat und Kalidünger, von rund 2 % erwartet (K+S Gruppe, 2002). Aus Europäischer Sicht ist der Düngemiteleinsatz jedoch rückläufig. Der Düngemittelverbrauch für die EU15 wird für das Jahr 2008 auf 9 Mio. Tonnen N; 3,3 Mio. Tonnen P_2O_5 und 3,9 Mio. Tonnen K_2O geschätzt. Das entspricht einem Rückgang von 8 % für Stickstoff, 9 % für Phosphor und 7 % für Kalium innerhalb von 10 Jahren (Niederste-Hollenberg & Oldenburg et al., 2003).

Durch den Einsatz moderner Techniken wie z.B. Computerprogrammen, digitalen Feld- und Ertragsdateien oder Geoinformationssystemen, konnte der ökonomische Einsatz von Wirtschafts- und Mineraldüngern optimiert und die Verbrauchsmengen reduziert werden. Weitere Gründe sind die Extensivierung der Landwirtschaft, der Trend zum ökologischen Landbau sowie Reformen zur Reduzierung von Nährstoffeinträgen (GAP-Reform).

In Tabelle 9.1 ist der N-Mineraldüngerverbrauch verschiedener EU Länder dargestellt. Die Tabelle zeigt, dass der Mineraldüngerverbrauch innerhalb der EU stark verschieden ist. Österreich hat mit einem durchschnittlichen Mineraldüngereinsatz von 33 kg ha^{-1} aufgrund eines hohen Anteils extensiver Grünlandbewirtschaftung den geringsten Einsatz mineralischer Stickstoffdünger. Die Niederlande liegen mit einem Mineraldüngereinsatz von 155 kg N ha^{-1} aufgrund intensiver Ackerlandbewirtschaftung an der Spitze innerhalb der EU.

Tabelle 9.1: Mineraldüngereinsatz (Stickstoff) auf Grün-, und Ackerland europäischer Länder (Industrieverband-Agrar, 2001).

	Deutschland	Österreich	Niederlande	Schweden	Europa
N [kg*ha ⁻¹ Landw.Fläche]	103	33	155	79	70

Deutschland liegt mit einem durchschnittlichen Mineraldüngereinsatz von 103 kg N ha⁻¹ 33 kg über dem europäischen Durchschnitt.

Der Düngemiteleinsatz in Deutschland ist durch Verordnungen klar geregelt. Die Düngeverordnung schreibt unter anderem vor, dass der organische N-Einsatz auf Ackerland 170 kg ha⁻¹ und auf Grünland 210 kg ha⁻¹ nicht überschreiten darf.

Kann der Nährstoffbedarf der angebauten Kultur nicht durch die auf dem Betrieb anfallenden Wirtschaftsdünger gedeckt werden, bzw. übersteigt der Bedarf die Höchstmenge der erlaubten N_{org}- Applikation, muss der Nährstoffbedarf durch den Zukauf teurer Mineraldünger gedeckt werden.

Die Nährstoffreserven fossiler Phosphorvorkommen sind jedoch begrenzt und höhere Energiekosten schlagen sich vor allem bei der energetisch intensiven synthetischen Herstellung von Ammoniak im Haber-Bosch-Verfahren auf die Düngemittelpreise nieder. Die Durchschnittspreise für mineralische Düngemittel zeigen auch hier, dass sich ein Trend zu höheren Düngemittelpreisen abzeichnet (siehe Abbildung 9.1).

Es scheint deshalb wichtig, natürliche Nährstoffressourcen für die Landwirtschaft nutzbar zu machen. Durch den Ersatz von Mineraldünger durch menschlichen Urin können Nährstoffkreisläufe geschlossen werden und fossil begrenzte Nährstoffquellen entlastet werden. Das Recycling von Nährstoffen aus Abwasserströmen könnte deshalb in den kommenden Jahren immer rentabler werden. Steigende Mineralölpreise und steigende Energiekosten werden voraussichtlich diesen Trend beschleunigen.

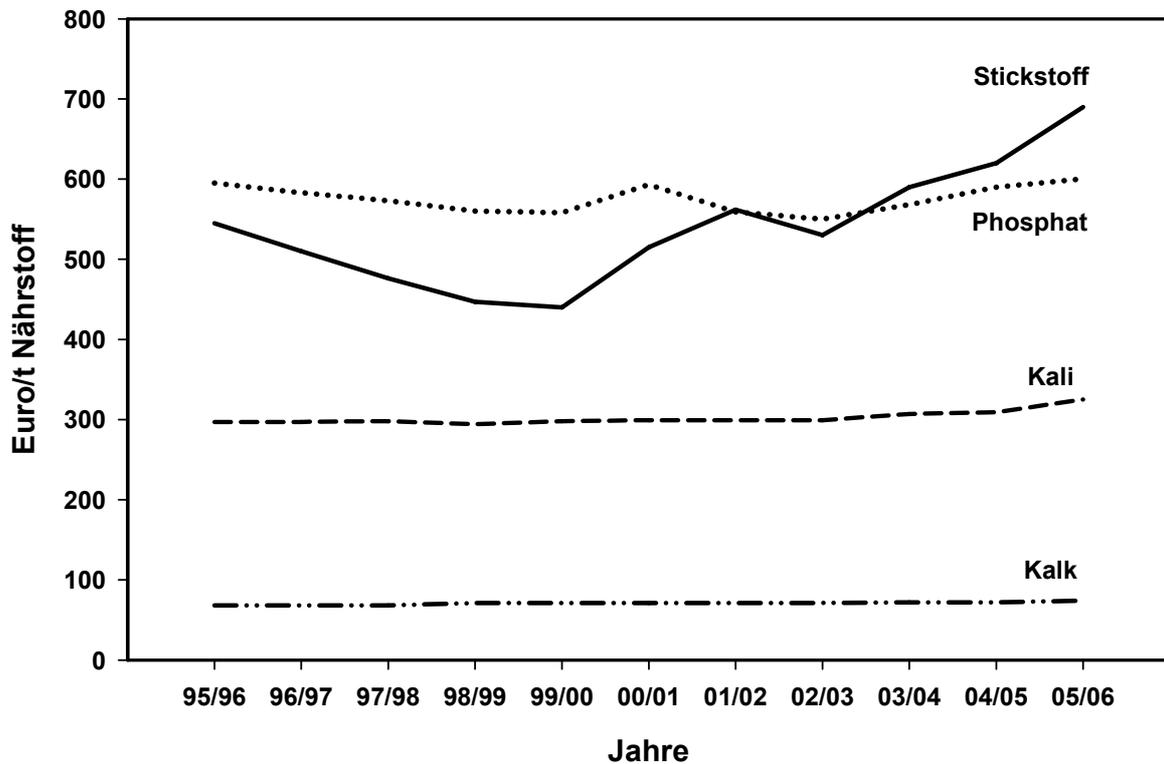


Abbildung 9.1: Durchschnittspreise für mineralische Düngemittel in Deutschland. Einschl. Gartenbau; ohne Mehrwertsteuer, Einschl. Verpackungskosten und Kleinmengenzuschläge von 5 %; Gewogener Durchschnittspreis; Düngjahre 93/94 bis 97/98 DM mit 1,95583 auf EURO umgerechnet (Industrieverband-Agrar, 2005).

9.3.2 Kosten-, und Energiebedarf zur Deckung des Nährstoffbedarfs verschiedener Ackerkulturen

Um hohe Ernteerträge erzielen zu können, bedarf es einer guten fachlichen Praxis und einer ausgewogenen Nährstoffversorgung der Pflanzen.

Die Pflanzennährstoffe sind in Makro- und Mikronährstoffe eingeteilt.

Makronährstoffe werden von den Pflanzen in großen Mengen aufgenommen, wobei der Bodenvorrat regelmäßig durch Düngung aufgefüllt werden muss. Zu den Makronährstoffen zählen Stickstoff, Phosphor, Kalium und Kalk.

Mikronährstoffe werden generell von den Pflanzen in geringen Mengen aufgenommen und sind meist in ausreichender Menge im Bodenvorrat vorhanden, oder müssen nur gelegentlich nachgedüngt werden. Zu ihnen zählen beispielsweise Eisen, Mangan oder Bor.

Unterschiedliche Kulturen haben verschiedene Ansprüche an die Nährstoffversorgung im Boden. In Tabelle 9.2 ist der Nährstoffbedarf an Makronährstoffen Stickstoff (N), Phosphor (P) und Kalium (K) verschiedener Ackerkulturen dargestellt.

Tabelle 9.2: Nährstoffbedarf verschiedener landw. Kulturen (LAD, 1999).

	Ertrag dt*ha ⁻¹	Nährstoffbedarf [kg*ha ⁻¹]		
		N _{ges}	P _{tot}	K ⁺
Weizen (Korn)	80	157	14	20
Mais (Korn)	80	112	14	17
Zuckerrübe (Rübe)	600	110	13	62
Kartoffel (Knolle)	400	128	12	100

Die Nährstoffe können in Form von mineralischen Düngern oder organischen Düngern, wie z.B. Gülle, Kompost oder Klärschlamm appliziert werden. Ein Großteil des Nährstoffbedarfs wird jedoch durch mineralische Dünger ausgeglichen. Der Anteil der applizierten organischen und mineralischen Dünger ist jeweils abhängig vom Eigenanteil an Wirtschaftsdüngern. Der Zukauf von mineralischen Düngern stellt dabei einen hohen Kostenfaktor dar (Tabelle 9.3).

Tabelle 9.3: Nährstoffanteile und Preise verschiedener Mineraldünger (Stand Januar 2005). N=N_{ges}; P= P₂O₅; K=K₂O, Mg=MgO; Ca=CaO.

Düngemittel	Nährstoffgehalt [%]	Preis pro 100 kg [€]	Preis pro t Reinnährstoff [€]
N-Dünger			
KAS	27 N	24,30	1156
Harnstoff	46 N	36,90	1031
P-Dünger			
Tripel Superphosphat	46 P	32,10	1605
K-Dünger			
Korn - Kali	40 K, 4,8 Mg	25,60	571
PK-Dünger			
Thomaskali	11 P, 20 K, 16 Ca, 1,8 Mg	28,60	586
NPK-Dünger			
NPK 15/15/15	15 N, 15 P, 15 K	32,80	729

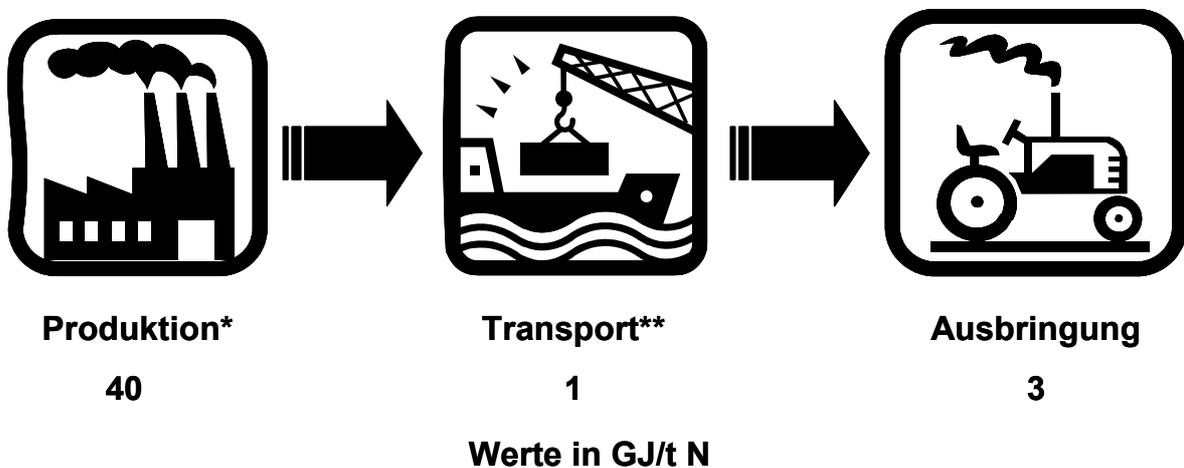
Legt man einen Nährstoffbedarf von Weizen entsprechend Tabelle 9.2 zugrunde und würde der Landwirt den gesamten Nährstoffbedarf durch Mineraldünger decken, müsste er die in Tabelle 9.4 dargelegten Kosten kalkulieren.

Tabelle 9.4: Düngerkosten eines Weizenschlages zur Deckung des Nährstoffbedarfs pro ha (Mineraldüngerpreise, Stand Januar 2005).

	N_{ges}	P_{ges}	K^+	Aufwandmenge	Preis
	[kg ha ⁻¹]			[kg]	[€]
NPK 15/15/15	35	20	37	300	98,-
KAS	122	-	-	580	141,-
Total	157	20	37	880	239,-

Zur Deckung des Nährstoffbedarfs von 1 ha Weizen durch einen N/P/K Dünger und KAS muss der Landwirt ca. 239,-€ einkalkulieren.

Für die Produktion von mineralischen Düngemitteln wird ein sehr hoher Energieaufwand betrieben. Innerhalb der pflanzlichen Produktion ist die Stickstoffdüngung die bestimmende Größe des Energieinputs: Etwa 52 % der Energie, die zur Produktion von Weizen erforderlich ist, muss für Produktion, Transport und Ausbringung von Stickstoffdüngern aufgebracht werden (Abbildung 9.2) (Industrieverband-Agrar, 2001).



* inklusive Energieverbrauch für Extraktion und Transport von fossilen Brennstoffen zur Düngemittelfabrik

** Transport des N- Düngers über eine Distanz von 400km mit Schiff und LKW (1 GJ = 25 Liter Diesel)

Abbildung 9.2: Durchschnittlicher Energieverbrauch beim Einsatz von Stickstoffdüngemitteln von der Produktion bis zur Ausbringung (Industrieverband-Agrar, 2001, verändert).

Aufgrund der hohen Druck- und Temperaturverhältnisse bei der Synthese von Ammoniak im Haber-Bosch-Verfahren entfallen etwa 1,1 % des Weltenergieverbrauchs auf dieses Verfahren (Wikipedia, 2008).

Der Energieeinsatz für die N-Produktion wurde in den letzten 30 Jahren um 50 % gesenkt und liegt heute in modernen Anlagen bereits nahe dem theoretischen Minimum (Abbildung 9.3). Dennoch sind bei der Produktion von N-Düngemitteln derzeit 40 Giga Joule Energie pro Tonne N (GJ/t N) (Industrieverband-Agrar, 2001) bzw 1,2 t Rohöl (Finck, 1982) erforderlich.

Dies bedeutet, um den Stickstoffbedarf von 9 ha Weizen durch Mineraldünger aus dem Haber-Bosch-Verfahren zu decken, werden 56,7 GJ (entspricht ca. 15750 kW/h) an Energie benötigt. Dies entspricht dem jährlichen, durchschnittlichen Energieverbrauch eines Haushalts zum Heizen von 92 m² Wohnfläche (Bundswirtschaftsministerium, 2003).

Durch den alleinigen Ersatz von mineralischem N-Dünger aus der Haber-Bosch Synthese durch Urin, könnten demnach bereits ca. 90 % des gesamten Energieaufwandes durch den Verzicht der mineralischen N-Düngung verringert werden!

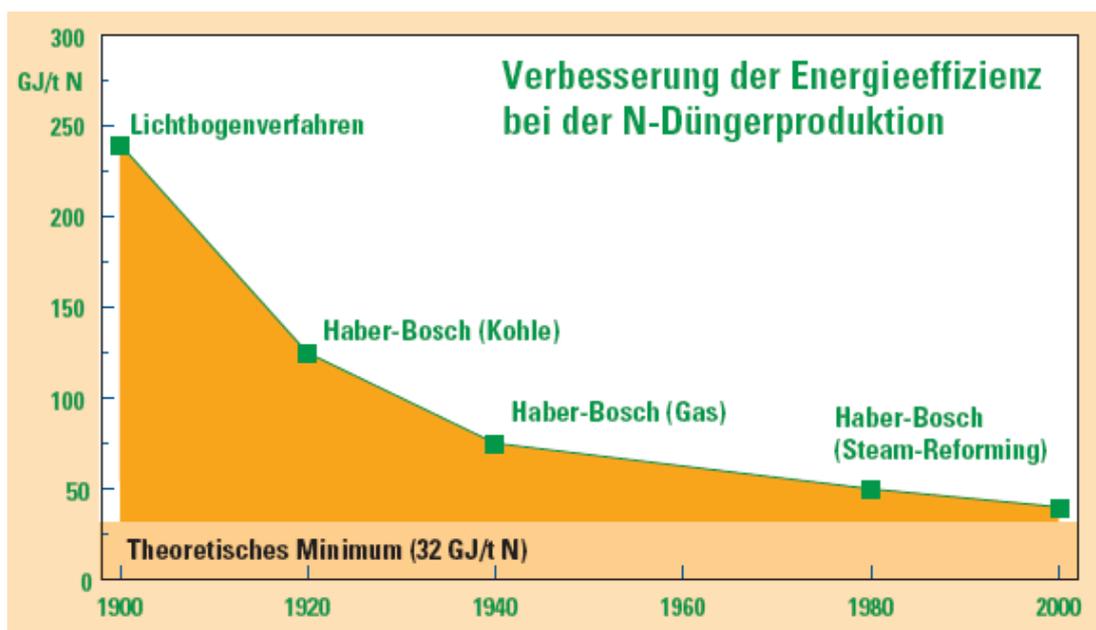


Abbildung 9.3: Verbesserung der Energieeffizienz bei der N-Düngerproduktion durch Ammoniaksynthese (Industrieverband-Agrar, 2001).

9.3.3 Gegenwärtiger Kenntnisstand zur Düngewirkung nährstoffreicher Substrate der Abwasserbehandlung

Seit einigen Jahren wird wieder verstärkt über ein Nährstoffrecycling der im Schwarzwasser (Urin + Fäkalien) enthaltenen Nährstoffe, durch die Verwendung von Separationstoiletten nachgedacht. Jedoch ist immer noch zu wenig über die Wirkung von Urin und Fäkalien als Dünger in der Landwirtschaft bekannt. Es existieren nur sehr wenige wissenschaftlich aussagekräftige Untersuchungen zu dieser Fragestellung (Abbildung 9.4). Die mit verschiedenen Böden, Kulturen und Versuchsansätzen durchgeführten Untersuchungen (Urin: (Fittschen & Hahn, 1998, Kirchmann & Petersen, 1995), Struvit: (Richards & Johnston, 2001)), lassen keine vergleichende und praxisrelevante Beurteilung zu. Auch die Veredlung der Substrate z.B. durch die Herstellung von Erden aus Fäkalien für den Garten/Landschaftsbau oder die Gewinnung nährstoffangereicherter Fraktionen ist bisher nicht berücksichtigt. Fittschen & Hahn (1998) verglichen menschlichen Urin mit Rinderurin und stellten hinsichtlich der N-Effizienz signifikante Unterschiede fest. Sie kamen zu dem Ergebnis, dass Erkenntnisse aus der Düngereignung von tierischem Urin nicht auf menschlichen Urin übertragen werden können.

Darüber hinaus existieren keine kulturabhängigen Düngungsempfehlungen sowie Abschätzungen, mit welchen Mengen der jeweiligen Substrate zu rechnen ist. Es besteht einerseits ein erhöhter Aufklärungsbedarf auf Seiten der Landwirte, wie die Substrate optimal und verlustarm eingesetzt werden sollen/können und andererseits stellt das Wissen über eine sinnvolle Verwertung der Substrate eine wesentliche Planungsgrundlage für die Realisation zentraler und dezentraler Systeme dar.

Momentan ist jedoch die Verwendung von unbehandeltem Urin als Dünger in der Landwirtschaft laut Beschluss (Bundesverwaltungsgericht, 07.11.1990 – Aktenzeichen: 8 C 71.88) nicht gestattet, da es keine ordnungsgemäße landwirtschaftliche Bodennutzung darstellt. Es ist zudem unklar, ob der durch Separationstoiletten und wasserlosen Urinalen gesammelte Urin als Abfall oder Dünger eingestuft werden muss. Dies zeigt, dass hier noch deutlicher Forschungsbedarf besteht.

	Stand des Wissens			
	Hygiene	Topfversuche	Grünland	Ackerland
Gelbwasser				
unbehandelt gelagert	++ ^d	++ ^a	- ^b	++ ^{c,b}
angesäuert gelagert	+ ^e	- ^b	- ^b	- ^b
Schwarzwasser				
vergoren	- ^f	-		
Nasskompostierung	- ^g	-		
Braunwasser				
Wurmkompost	- ^h	-		
Rottekompost	- ^h	-		
Klärschlamm				
Phosphorrecycling	++ ⁱ	+ ^j		

eigene Untersuchungen
 ++ Guter Kenntnisstand
+ Kenntnisse vorhanden
- kaum bzw. keine Kenntnisse

Literatur:

- | | |
|------------------------------------|--------------------------------|
| a: Kirchmann & Pettersson (1995) | e: Schirmer, G. (2003) |
| Kvarmo, P. (1998) | f: Wendland & Oldenburg (2003) |
| Fittschen & Hahn (1998) | g: Malmen et al. (2003) |
| Enninghorst et al. (2000) | h: Naudascher, I. (2001) |
| b: Simons & Clemens (2003), (2004) | i: Dick, E. et al. (2001) |
| c: Linden, B. (1997) | j: Barak, P. (2006) |
| Kvarmo, P. (1998) | Gutser, R. (1996) |
| Johansson, M. (2000) | Römer et al. (2003) |
| d: Olsson, A. (1995) | Suntheim & Dittrich (1996) |
| Höglund, C. (2001) | |
| Vinnerås & Jönsson (2002) | |
| Schönning, C. (2001) | |
| Haarstad et al. (2002) | |

Abbildung 9.4: Literaturübersicht und Stand des Wissens über Versuche zum Einsatz von nährstoffreichen Substraten der Abwasserbehandlung

Im folgenden Kapitel soll nun überprüft werden, welcher Nutzen aus den Nährstoffquellen „Urin“ und „Fäkalien“ erzielt werden kann.

9.4 Düngepotential von Urin

Urin ist ein vollwertiger Komplettdünger und hinsichtlich der Düngewirksamkeit mit mineralischem Dünger vergleichbar (Johansson, 2000; Simons & Clemens, 2003). In Abbildung 9.5 ist der Düngerbedarf zur Produktion von 250 kg Weizen dargestellt.

Wie man der Abbildung entnehmen kann, ist Urin ein ausgewogener Dünger der sehr gut für die Bedürfnisse von Weizen zusammengesetzt ist. Urin kann somit in der Zusammensetzung den N/P/K Bedarf von Weizen nahezu komplett abdecken. Dabei hat der Urin eines erwachsenen Menschen das Potential 250 kg Weizen zu produzieren. Dies entspricht einer Fläche von 312,5 m² bei einer Ertragserwartung von 80 dt ha⁻¹

Tabelle 9.5 zeigt die Nährstoffkonzentrationen in „frisch“ gesammeltem Urin sowie aus dezentralen Abwasseranlagen gesammeltem Urin. Die Nährstoffkonzentration in dezentral gesammeltem Urin kann sehr stark gegenüber unverdünntem Urin variieren. Bei der dezentralen Sammlung kann der Urinstrom je nach verwendetem System mehr oder weniger mit Spülwasser verdünnt werden.

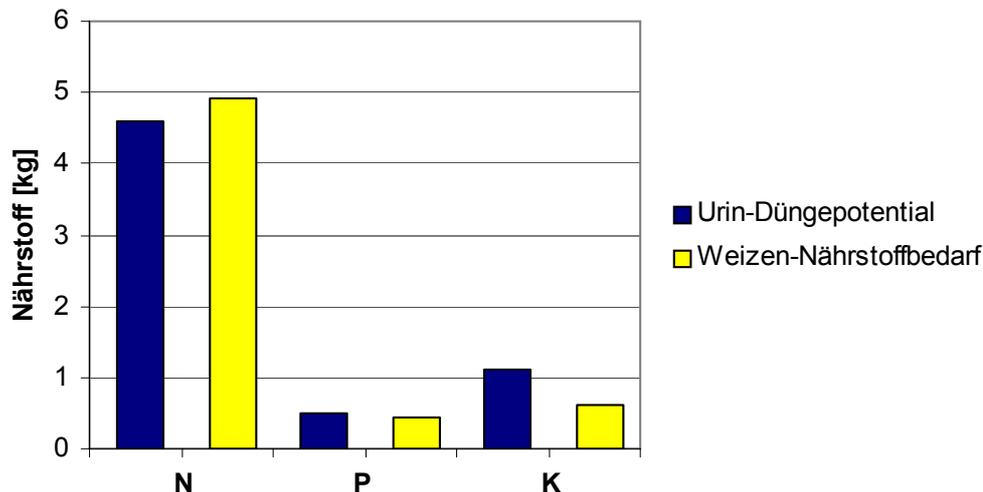


Abbildung 9.5: Vergleich des Nährstoffbedarfs von 250 kg Weizen im Vergleich zum Düngungspotential von 500 l Urin (entspricht der ausgeschiedenen Urinmenge eines erwachsenen Menschen pro Jahr).

Tabelle 9.5: Nährstoffkonzentrationen von Urin verschiedener Projekte der dezentralen Urinerfassung.

	Einheit	N _{ges}	P _{tot}	K ⁺	Konzentration
Urin Lamberts-mühle Schirmer et al. (2003)	[mg*l ⁻¹]	1400	150	500	niedrig
Urin Ekoporten Vinnerås & Jönsson (2002)	[mg*l ⁻¹]	5585	610	2130	mittel
Unverdünnter Urin Larsen & Gujer (1996)	[mg*l ⁻¹]	9200	1000	2200	hoch (normal)

Im Projekt Lamberts-mühle (Konzentration niedrig) werden verschiedene Typen von Separationstoiletten zur Erfassung des Urinstroms eingesetzt. Bei diesen Modellen, handelt es sich zum Teil um Prototypen, bei denen geringe Mengen Spülwasser (~ 0,2 l pro Spülung) den Gelbwasserstrom verdünnen.

In Tabelle 9.6 sind die Aufwandmengen von Urin in unterschiedlicher Konzentration zur Deckung des N-Bedarfs verschiedener Ackerkulturen dargestellt. Würde der gesamte N-Nährstoffbedarf der dargestellten Kulturen durch Urin-N ausgeglichen werden, könnte ebenfalls der P-Bedarf weitestgehend gedeckt werden. Der Kaliumbedarf muss lediglich bei den stark K zehrenden Kulturen Zuckerrübe und Kartoffel ausgeglichen werden und kann durch alleinige Urinapplikation nicht gedeckt werden.

Tabelle 9.6: Vergleich der Aufwandmengen und applizierten Nährstoffmengen in verschiedenen Ackerkulturen bei Verwendung von Urin unterschiedlicher Konzentration (siehe Tabelle 9.5); () = Differenz zum Nährstoffbedarf der Kultur und applizierter Nährstoffmenge.

	Nährstoff- konzentration	Aufwandmenge m ³ *ha ⁻¹	applizierte Nährstoffmenge		
			N _{ges}	P _{tot}	K ⁺
Weizen	niedrig	112	157	17 (+3)	56 (+36)
	mittel	28	157	17 (+3)	60 (+40)
	hoch	17	157	17 (+3)	38 (+18)
Mais	niedrig	80	112	12 (-2)	40 (+23)
	mittel	20	112	12 (-2)	43 (+26)
	hoch	12	112	12 (-2)	27 (+10)
Zuckerrübe	niedrig	79	110	12 (-1)	39 (-23)
	mittel	20	110	12 (-1)	42 (-20)
	hoch	12	110	12 (-1)	26 (-36)
Kartoffel	niedrig	91	128	14 (+2)	46 (-54)
	mittel	23	128	14 (+2)	49 (-51)
	hoch	14	128	14 (+2)	31 (-69)

Durch die Verwendung von Urin als Dünger kann ein hoher Anteil von Mineraldüngern durch Urin supplementiert werden, wodurch Nährstoffe zusätzlich im Kreislauf gehalten werden und natürliche P- und K-Vorkommen entlastet werden. Das mögliche Austauschpotential zeigt Tabelle 9.7.

Tabelle 9.7: Darstellung des N-Düngepotentials aus Urin verschiedener EU-Länder.

	Einheit	Deutschland	Österreich	Niederlande	Schweden	Europa
Einwohner	in 1.000	83.123	8.144	15.868	8.932	376.961
Landwirtschaftl. Fläche	1.000 ha	17.215	3.415	2.011	3.109	128.746
Mineraldüngerverbrauch (Acker- & Grünland)	kg ha ⁻¹ y ⁻¹	103	33	155	79	70
Urinmenge	l p ⁻¹ y ⁻¹			500		
N-Konzentration im Urin	mg l ⁻¹		1400 (niedrig) - 9200 (hoch)			
Düngepotential	m ² p ⁻¹ y ⁻¹	68 - 447	212 - 1394	45 - 297	89 - 582	100 - 657
	% landw. Fläche	3,3 - 21,6	5,1 - 33,2	3,6 - 23,4	2,5 - 16,7	2,9 - 19,2

Bei dieser Kalkulation wird vorausgesetzt, dass der gesamte anfallende Urin einer landwirtschaftlichen Verwertung zugeführt wird. Österreich hat mit einem Düngepotential von bis zu 33,2 % aufgrund eines hohen Grünlandanteiles mit extensiver Bewirtschaftung und entsprechend geringen Mineraldüngerverbrauch das höchste Potential, Schweden, trotz vergleichbarer Einwohnerzahl, mit 16,7 % ein entsprechend geringes (Grünlandfläche Österreich: 52650 km²; Schweden 3690 km²). Die Stickstoffverluste zur Ausbringung wurden bei dieser Kalkulation nicht berücksichtigt, sind aber im Vergleich zur Gülleausbringung signifikant niedriger und können vernachlässigt werden (siehe Abbildung 5.4). Dennoch können innerhalb Europas bis zu 19 % des N-Mineraldüngerverbrauchs durch die dezentrale Sammlung und Verwendung von Urin als Dünger ersetzt werden.

9.5 Düngepotential von Fäkalien

Die Versuche zur Kompostierung menschlicher Fäkalien haben gezeigt, dass bereits nach wenigen Wochen durch den Zusatz von Würmern eine Komposterde hergestellt werden konnte. Die Bonitur des Kressetests erbrachte vergleichbare Ergebnisse hinsichtlich des Keimverhaltens und Aufwuchses der Kresse, gegenüber einer Kompost Einheitserde. Lediglich das Wurzelwachstum war gegenüber der Einheitserde verringert. Weiterhin zeigte sich, dass die Werte der Schwermetallgehalte oberhalb der Richtwerte der Bioabfallverordnung erreichen können. Es bleibt jedoch zu beachten, dass die Schwermetallgehalte je nach Ausgangssubstrat stark variieren können.

Die in den Fäkalien enthaltenen Nährstoffkonzentrationen (Tabelle 9.8) verdeutlichen, dass der Nährstoffgehalt im Vergleich zu Urin um bis zu 90 % (Stickstoff) verringert ist.

Tabelle 9.8: Nährstoffkonzentrationen von Fäkalien.

	N	P	K	oTS	Frischmasse
	[%] / [g p ⁻¹ y ⁻¹]*			[%]	[kg p ⁻¹ y ⁻¹]
eigene Werte	0,6 / 316	0,3 / 128	0,1 / 61	20	---
Vinnerås (2002)	1,1 / 550	0,4 / 183	0,7 / 365	21,5	51

*: bezogen auf 51 kg Frischmasse

Zusätzlich muss je nach Kompostierung mit Stickstoffverlusten von 10-50 % gerechnet werden (Jönsson, Stintzing et al., 2004). Aufgrund der geringen Menge von ca. 51 kg Fäkalien die ein Mensch pro Jahr ausscheidet und dem in den Fäkalien enthaltenen Nährstoffpotential, spielt das Nährstoffrecycling eine untergeordnete Rolle und kann nicht als wirtschaftlicher Düngerersatz in der Landwirtschaft angesehen werden. Des Weiteren werden die Fäkalien in dezentralen Anlagen gesammelt, die meist nur für geringe Einwohnerwerte ausgelegt sind. Vielmehr kann dem aus Fäkalien gewonnenen Kompost eine bodenverbessernde Eigenschaft zugeschrieben werden. Die im Kompost enthaltene organische Substanz wirkt sich positiv auf die Wasserkapazität aus, erhöht die Pufferkapazität und die Mikroorganismenaktivität (Jönsson, Stintzing et al., 2004).

Geht man von einer Reduzierung der Ausgangssubstanz durch Wurmkompostierung von bis zu 85 % aus (Graff, 1984) und würden alle Fäkalien einer 5-köpfigen Familie dezentral gesammelt, so hätte man jährlich ca. 40 kg einer Komposterde. Diese könnte zur Bodenverbesserung und Düngung im Garten verwendet werden. Die Kompostierung von Fäkalien erfordert jedoch einen fachmännischen Umgang, um sicherstellen zu können, dass eine Gesundheitsgefährdung ausgeschlossen ist. Schönning & Stenström (2004) empfehlen eine Substrattemperatur >50°C, um eine befriedigende Verringerung an Keimen zu erreichen. Weitere Behandlungsschritte zur Hygienisierung, wie beispielsweise die Verbrennung der Fäkalien wären möglich. Jedoch würde hier der N-Anteil verloren gehen (Jönsson, Stintzing et al., 2004).

Die Ausbringung von Fäkalkompost muss gewissen Einschränkungen unterliegen. Es empfiehlt sich der Einsatz auf Grünland oder Ackerkulturen, die der Futtermittelproduktion dienen. Eine Applikation auf Gemüse und Salat, ohne weitere Behandlung der Nahrungsmittel sollte vermieden werden. Zwar verringert sich die Gefahr der Übertragung von Krankheitserregern auf den Menschen, je größer der zeitliche Abstand

der Ausbringung zur Ernte ist, dennoch kann eine Übertragung auf den Menschen nicht ausgeschlossen werden (Nordin, 2007).

Eine wirtschaftliche, sowie eine private Herstellung von Fäkalkomposten kann aus eben diesen Gründen nicht empfohlen werden.

9.6 Schlussfolgerungen

Durch die dezentrale Abwasserentsorgung entstehen Teilströme, die wieder sinnvoll landwirtschaftlich verwertet werden könnten. Die im Urin enthaltenen Nährstoffe N und P sind in ihrer Pflanzenverfügbarkeit mit mineralischen Düngern vergleichbar. Urin als Mineraldüngerersatz kann eine kostengünstige Alternative darstellen, da er zur Produktion von den Energiepreisen unabhängig ist. Durch die Nährstoffzusammensetzung ist er sehr gut auf den Nährstoffbedarf landwirtschaftlicher Kulturen ausgerichtet.

Der Einsatz von Fäkalkompost in landwirtschaftlichen Kulturen ist zum jetzigen Zeitpunkt nicht zu empfehlen. Zum einen sind die anfallenden Mengen zu gering und zum anderen kann die Möglichkeit einer Krankheitsübertragung auf den Menschen nicht ausgeschlossen werden. Es bedarf einer ständigen Kontrolle bzw. weiteren Behandlungsschritten um ein hygienisch einwandfreies Substrat gewährleisten zu können. Hier ist weiterer Forschungsbedarf notwendig.

9.7 Ausblick

Aufgrund der Verknappung natürlicher Ressourcen und steigender Energiepreise ist davon auszugehen, dass die Wiederverwertung der im Urin und Fäkalien enthaltenen Nährstoffe an Bedeutung gewinnen wird. Bereits jetzt werden große Anstrengungen unternommen den Nährstoff Phosphor im Kläranlagenbetrieb in eine für Pflanzen verfügbare Form zu fällen. Hier scheint vor allem die MAP Fällung eine viel versprechende Alternative zur herkömmlichen Fe- oder Al-Fällung darzustellen.

Auch in Zukunft wird in Industrieländern mit funktionierender zentraler Entsorgung, die dezentrale Verwertung voraussichtlich eine geringe Rolle spielen, da es nicht Ziel ist ein bestehendes System zu ersetzen. Die dezentrale Verwertung kann jedoch in Neubaugebieten eine Alternative zur zentralen Entsorgung darstellen. Hier werden bereits erfolgreich verschiedene Systeme in Wohnsiedlungen erprobt.

In Entwicklungsländern ohne funktionierendem Abwassersystem werden alternative Systeme an Bedeutung gewinnen. Hier wird es wichtig sein Systeme zu entwickeln, die

mit geringem Aufwand und einem Minimum an technischem Einsatz betreut werden können. Weiterhin müssen sie den klimatischen Bedingungen und kulturellen Gewohnheiten angepasst sein.

Eine direkte Verwendung von Urin als Dünger in der Landwirtschaft wäre in Zukunft wünschenswert. Rechtliche Rahmenbedingungen und offene Fragen, wie beispielsweise Antibiotikarückstände im Urin, werden jedoch weiterhin einer Zulassung als Düngemittel im Wege stehen.

Wie das Abwassersystem der Zukunft letztendlich aussehen wird ist nicht absehbar. Jedoch ist eindeutig ein Trend zum Nährstoffrecycling zu erkennen, der sich auch in Zukunft fortsetzen wird.

9.8 Literatur

- Abwasserlexikon (o.J.). C:N:P-Verhältnis (molar). <http://www.wasser-wissen.de/abwasserlexikon/c/cnpverhaeltnis.html>. Rev. 07.04.2008.
- Barak, P. & A. Stafford (2006). Struvite: A Recovered And Recycled Phosphorus Fertilizer. Proceedings of the 2006 Wisconsin Fertilizer, Aglime and Pest Management Conference, Wisconsin.
- Bischof, W. (1993). Abwassertechnik. Stuttgart, B.G. Teubner.
- Bundeswirtschaftsministerium (2003). Erhebung des Energieverbrauchs der privaten Haushalte für das Jahr 2003, Studie des Rheinisch-Westfälischen Instituts für Wirtschaftsforschung (RWI Essen) und forsa.
- Enninghorst, A., Feldmann, T. & Lind, B. (2000). Eignung von menschlichem Urin als Dünger. Landwirtschaftliche Fakultät, Institut für Pflanzenernährung, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn. Bonn, pp. 27.
- Finck, A. (1982). Pflanzenernährung in Stichworten. Kiel.
- Fittschen, I. & H. H. Hahn (1998). Characterization of the municipal wastewater part human urine and a preliminary comparison with liquid cattle excretion. Water Science Technology 38(6): 9-16.
- GFM GmbH (2007). Energieverbrauch in Kläranlagen. <http://gfm-ingenieure.de/energie/klaeranlage/strom/index.html>. Rev. 13.11.2007.
- Gutser, R. (1996). Klärschlamm und Biokompost als Sekundärrohstoffdünger. VDLUFA-Schriftenreihe 44: 29-43.

- Haarstad, K., Lystad, H. & Warner, W. (2002). Evaluating ecological sanitation - a sociotechnical approach. EcoSanRes.
- Hartmann, L. (1992). Biologische Abwasserreinigung. Berlin, Springer Verlag.
- Höglund, C. (2001). Evaluation of microbial health risks associated with the reuse of source-separated human urine. Kungl Tekniska Högskolan, Swedish Institute for Infectious Disease Control. Stockholm: 89.
- Industrieverband-Agrar (2001). Energie ernten - mit Mineraldüngern (Informationsbroschüre). Frankfurt.
- Industrieverband-Agrar (2005). Wichtige Zahlen - Düngemittel - Produktion, Markt, Landwirtschaft. Frankfurt am Main: 60.
- Johansson, M. (2000). Urine Separation - closing the nutrient cycle; final report on the R&D project Source-Separated Human Urine - A future source of fertilizer for agriculture in the Stockholm region? Stockholm, Stockholm Water Company: 39.
- Jönsson, H., A. R. Stintzing, B. Vinneras & E. Salomon (2004). Guidelines on the Use of Urine and Faeces in Crop Production. EcoSanRes Publications Series 2: 35.
- Kirchmann, H. & S. Petterson (1995). Human urine - chemical-composition and fertilizer use efficiency. Fertilizer Research 40(2): 149-154.
- K + S Gruppe (2002). Geschäftsbericht 2002.
- Kvarmo, P. (1998). Human Urine as a nitrogen fertilizer to cereals. Sveriges Lantbruksuniversitet. Uppsala: 38.
- LAD (1999). Informationen zur Düngung, Landesarbeitskreis Düngung Nordrhein-Westfalen.
- Lange, J. & R. Otterpohl (2000). Abwasser, MALLBETON GmbH.
- Larsen, T. A. & W. Gujer (1996). Separate management of anthropogenic nutrient solutions (human urine). Water Science Technology 34(3-4): 87-94.
- Lettinga, G. Z., G.; Kujawa-Roeleveld, K.; Mels, A. (2004). Decentralised Sanitation and Reuse. DeSa/R-Symposium Bereching / Opf. 14. Juli 2004, Berching.
- Linden, B. (1997). Human Urine as a nitrogen fertilizer applied during crop growth. Institutionen för Jordbruksvetenskap Skara. Schweden, Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för Jordbruksvetenskap Skara: 25.

- Malmén, L., O. Palm & E. Norin (2003). Sanitation of blackwater and organic material (peer reviewed). 2nd international symposium on ecological sanitation, Lübeck, Deutschland.
- Naudascher, I. (2001). Kompostierung menschlicher Ausscheidungen durch Verwendung biologischer Trockentoiletten - mit besonderer Berücksichtigung des Kleingartenbereichs. Institut für Siedlungswasserwirtschaft. Karlsruhe, Universität Karlsruhe.
- Niederste-Hollenberg, J., D. M. Oldenburg & P. D. R. Otterpohl (2003). Stoffbilanzen, Betriebsbeurteilungen, Akzeptanz. Das Projekt Lambertsühle: Zukunftsfähiges Abwassermanagement im ländlichen Raum? W. W. f. i. W. mbH. Wuppertal: 54-66.
- Nordin, A. (2007). Ammonia Based Sanitation Technology - Safe Plant Nutrition Recovery from Source Separated Human Excreta. Department of Biometry and Engineering. Uppsala, Swedish University of Agricultural Sciences: 88.
- Olsson, A. (1995). Source separated human urine - occurrence and survival of faecal microorganisms and chemical composition., Report 208, Department of Agricultural Engineering, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden. (In schwedisch, englische Zusammenfassung).
- Richards, I. R. & A. E. Johnston (2001). The effectiveness of different precipitated phosphates as sources of phosphorus for plants, Report on work undertaken for CEEP (Centre Européen d'Etude des Polyphosphates), EFMA (European Fertiliser Manufacturers Association), Anglian Water UK, Thames Water UK and Berlin Wasser Betriebe: 25.
- Römer, W., I. F. Samie, M. Neubert & D. Merkel (2003). P-Düngewirkung von Klärschlämmen mit unterschiedlichen Eisengehalten. KA-Abwasser, Abfall 4: 476-481.
- Schirmer, G. (2003). Das Projekt Lambertsühle: Zukunftsfähiges Abwassermanagement im ländlichen Raum? Burscheid, Wupperverbandsgesellschaft für integrale Wasserwirtschaft mbH: 87.
- Schönning, C. (2001). Evaluation of microbial health risks associated with the reuse of human urine. Department of Biotechnology, Royal Institute of Technology. Stockholm, Schweden: pp. 87.

- Schönning, C. & T. A. Stenström (2004). Guidelines for the Safe Use of Urine and Faeces in Ecological Sanitation Systems. EcoSanRes Publications Series 1: 38.
- Simons, J. & A. Clemens (2003). The use of separated human urine as mineral fertilizer. ecosan - closing the loop, Lübeck, Germany, Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH, Division 44 - Environment and Infrastructure sector project ecosan.
- Simons, J. & A. Clemens (2004). Separated Blackwater And Urine As Fertilizers In Agriculture. 4th IWA World Water Congress and Exhibition, Marrakech.
- Suntheim, L. & B. Dittrich (1996). Klärschlamm - (k)ein wertvoller P-Dünger. VDLUFA Schriftenreihe 44: 313-316.
- Vinnerås, B. & H. Jönsson (2002). The performance and potential of faecal separation and urine diversion to recycle plant nutrients in household wastewater. Bioresource Technology, Elsevier Science 84: 275-282.
- Wendland, C. & M. Oldenburg (2003). Operation experiences with a source-separating project. ecosan - closing the loop; International symposium on ecological sanitation, Lübeck, Germany, Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit.
- Wikipedia (2008). Haber-Bosch-Verfahren. <http://de.wikipedia.org/wiki/Ammoniak-synthese>. Rev. 11.04.2008.

Danksagung

Mein besonderer Dank gilt Herrn PD Dr. Joachim Clemens für die Überlassung des Themas dieser äußerst interessanten Arbeit. Er hatte stets ein offenes Ohr für die kleinen sowie zuweilen größeren Probleme und stand mir mit seiner langjährigen Erfahrung stets zur Seite.

Herzlichst bedanken möchte ich mich auch bei Herrn Prof. Dr.-Ing. Peter Schulze Lammers für die freundliche Übernahme des Korreferats.

Weiterhin möchte ich mich bei allen Mitarbeitern des Bereichs Pflanzenernährung für die gute Zusammenarbeit und Unterstützung bei der Durchführung der Versuche und Analysen, sowie die ermunternden Gespräche bedanken.

Dem BAYER Versuchsgut Höfchen, sowie Herrn Frank Paas aus Burscheid danke ich, für die bereitwillige Überlassung der Versuchsflächen. Ohne deren Unterstützung wären die durchgeführten Freilandversuche in diesem Umfang nicht möglich gewesen.

Bei Herrn Prof. Dr. Mathias Becker möchte ich mich für die gute Zusammenarbeit und sein Vertrauen, welches er mir in den letzten drei Jahre im ARTS Programm entgegengebracht hat, bedanken.

Ein besonderer Dank gilt auch meinen Eltern, die mir meine berufliche Ausbildung ermöglicht haben und mich durch ihr absolutes Vertrauen in dieser Richtung bestärkt und jederzeit unterstützt haben.

Meiner Frau Julia danke ich besonders für die Geduld und Ausdauer, mit der sie mich in dieser Zeit begleitet hat. Sie und mein Sohn Tom haben mir, durch ihre ständige Motivation und Rücksichtnahme geholfen, diese Arbeit letztendlich zum Abschluss zu bringen.